

**ВОДОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РЕАБИ-
ЛИТАЦИОННЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ
НА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗ-
НЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ**



**МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РОССИЙСКОЙ
ФЕДЕРАЦИИ**

**ФГОУВПО МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕР-
СИТЕТ ПРИРОДООБУСТРОЙСТВА**

**ФГОУВПО БРЯНСКАЯ ГОСУДАРСТВЕННАЯ СЕЛЬСКОХО-
ЗЯЙСТВЕННАЯ АКАДЕМИЯ**

ВАСИЛЕНКОВ С.В.

**ВОДОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РЕАБИЛИТАЦИОН-
НЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ НА РАДИОАКТИВНО
ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ**

Под общей редакцией
профессора, доктора технических наук,
академика РИА и РАЕН
Д.В. Козлова.

Москва 2009

УДК 556. 114. 679; 502; 574

ББК 22.383: 31.54

В 19

Рецензент:

Кафедра радиационной экологии и безопасности жизнедеятельности Брянской государственной инженерно-технологической академии (заведующий кафедрой, проф., доктор техн. наук Буглаев А.М.).

Василенков С.В.

Водохозяйственные реабилитационные мероприятия на радиоактивно загрязненных территориях. М.: Московский гос. университет природообустройства, 2009год. – 290 с.

ISBN 978-5-89231-279-0

Исследования посвящены анализу влияния различных способов и режимов промывки почв от радионуклидов, возможностей интенсификации вымыва с помощью внесения удобрений, извести, насыщения воды воздухом, обработки ультразвуком. Много внимания уделено загрязнению водных объектов в зоне чернобыльских выпадений на территории Брянской области и способам предотвращения поступления радионуклидов в водоемы. Выявлены временные и пространственные закономерности водной миграции радионуклидов. Построен ряд математических моделей, обосновывающих мероприятия по очистке почв от радионуклидов. Рассмотрены вопросы применения водохозяйственных реабилитационных мероприятий и их экономической эффективности. Даны рекомендации по осуществлению таких мероприятий.

Vasilenkov C.V.

Hydroeconomic rehabilitation arrangements on the radioactive polluted areas. M.: Moscow State University of Nature arrangement of 2009.-270 p.

Investigations are devoted to analysis of influence of different methods and regimes of soil watering from radionuclides, possibilities of intensification of [cesium leaching by](#) fertilizer or lime application, [water saturation by air](#), water treatment [by](#) ultrasound. It is devoted much [attention to water pollution in the zone of Chernobyl fall-out on the territory of Bryansk region and](#) methods of [radionuclides entry prediction into](#) reservoirs. Temporal and spatial regularities of radionuclides water migration are revealed. Series of mathematical models, substantiating the measures of soil rectification from radionuclides, are constructed here. The questions of application of hydroeconomic rehabilitation arrangements and their economic effectiveness are examined. Recommendations on realization of such arrangements are given.

ISBN 978-5-89231-279-0

© ФГОУВПО «Московский государственный университет природообустройства», 2009

© ФГОУВПО «Брянская государственная сельскохозяйственная академия», 2009

СОДЕРЖАНИЕ

Введение

Глава 1

Стр

Современное состояние изученности радиационного загрязнения территории.

- 1.1. Радиационно-экологическая характеристика района исследований.....9
- 1.2. Особенности и уровень загрязнения окружающей среды радионуклидами через 20 лет после аварии на ЧАЭС.....25
- 1.3. Радиоактивный распад.....31
- 1.4. Процессы растворения, адсорбции, десорбции, диффузии.....34
- 1.5. Определение и постановка задач исследований.....46

Глава 2

Методические вопросы исследования радиоактивного загрязнения и водной миграции радионуклидов.

- 2.1. Отбор проб на местности, зараженной цезием – 137.....51
- 2.2. Подготовка проб к лабораторным опытам.....53
- 2.3. Измерение радиации.....56
- 2.4. Типичные стадии кинетических кривых водной миграции радионуклидов.....66
- 2.5. Некоторые вопросы методологии математического моделирования водной миграции радионуклидов.....68

Глава 3

Водохозяйственные мероприятия по выводу радионуклидов из почвы.

- 3.1. Режим фильтрации воды в почве при промывке цезия.....75
- 3.2. Моделирование процесса выноса радионуклидов промывными поливами.....80
- 3.3. Выщелачивание цезия – 137 из почвы при разных способах и режимах орошения.....89
 - 3.3.1. Промывка радиоактивного загрязнения затоплением поверхности почвы.....89
 - 3.3.2. Вымыв цезия – 137 из почвы периодическими поливами.....102
 - 3.3.3. Промывка загрязненных цезием – 137 почв с помощью капельного орошения.....116
 - 3.3.4. Влияние качества поливной воды на интенсивность выщелачивания цезия из почвы.....122

3.4. Вымыв цезия из почвы при орошении овощей на радиоактивно загрязненных землях.....	133
3.5. Система капельного орошения дачных и приусадебных участков.....	141
3.6. Вынос цезия - 137 эвапотранспирационным потоком влаги.....	143
3.7. Вынос цезия - 137 из почвы в зимне - весенний период.....	151
3.8. Регулирование внутриснежного стока талых вод.....	159
3.9. Рекомендации к проведению промывных поливов.....	172
3.10. Вынос цезия – 137 с нагретой поверхности почвы в процессе термофореза.....	175

Глава 4

Предотвращение загрязнения цезием водных объектов.

4.1. Моделирование процесса выноса цезия – 137 с продуктами водной эрозии почв.....	179
4.2. Борьба с эрозией почв как средство очищения воды водоемов от радионуклидов.....	185
4.3. Диффузия цезия-137 в капиллярах ила и почвы.....	186
4.4. Способ реабилитации радиоактивно загрязненных водосборов прудов.....	189
4.5. Особенности осаждения радионуклидов в отстойниках.....	190
4.6. Роль биоканалов в очистке от радиоактивного загрязнения водоемов.....	197
4.7. Самоочищение воды от радиоактивного загрязнения цезием - 137 и стронцием – 90 в водоемах.....	202
4.8. Моделирование процесса распределения цезия – 137 в донных отложениях прудов.....	206
4.9. Миграция цезия – 137 в непроточных водоемах.....	215
4.10. Характеристика шахтных и трубчатых колодцев как источников орошения приусадебных участков.....	219
4.11. Содержание радионуклидов в грунтовых водах загрязненных территорий по результатам экспериментальных исследований.....	223
4.12. Рекомендации по размещению мелкотрубчатых колодцев по территории.....	229
4.13. Экономический эффект при использовании мелкотрубчатых колодцев.....	230
4.14. Цеолиты как средства очистки воды от радионуклидов.....	231
4.15. Мероприятия, снижающие загрязнения радионуклидами водоносного горизонта.....	236
4.16. Снижение радиоактивного загрязнения воды открытых водотоков с помощью цеолитовых конструкций.....	239
4.17. Предотвращение вторичного загрязнения воды радионуклидом цезия в водоемах.....	240

Глава 5

Экономическая эффективность инженерных реабилитационных мероприятий.

5.1. Основные принципы определения доз облучения населения.....	246
5.2. Экономическая эффективность промывных поливов (в примерах).....	248
5.2.1. Расчет предотвращенной дозы внутреннего облучения.....	248
5.2.2. Расчет предотвращенной дозы внешнего облучения.....	249
5.2.3. Определение стоимости строительства оросительных систем.....	251
5.2.4. Определение стоимости мероприятий по регулированию внутриснежного стока.....	252
5.2.5. Расчет экономической эффективности промывных поливов.....	253
5.2.6. Расчет экономической эффективности мероприятий по регулированию внутриснежного стока.....	254
Список литературы.....	257
Приложения:	
1. Термины и определения, принятые в нормах радиационной безопасности (НРБ-99).....	271
2. Перечень полевых и лабораторных работ.....	280

Введение

Основа устойчивого развития общества – рациональное природопользование и реабилитация негативных изменений в природе, накапливающихся в результате производственной деятельности человека.

Известно, что с конца 40-х и начала 50-х годов стали осуществляться испытания ядерных и водородных бомб. В биосферу поступало значительное количество радионуклидов и в результате выбросов радиоактивных отходов в водоемы и атмосферу предприятиями атомной промышленности и ядерной энергетики. Загрязнение усиливалось от аварий, время от времени возникающих на этих объектах.

В 1948г в Тимирязевской сельскохозяйственной академии была создана биофизическая лаборатория, занимавшаяся впервые в стране изучением миграции радиоактивных продуктов деления в системе почва - растения. В лаборатории разработаны агрохимические и агротехнические мероприятия, снижающие поступление радионуклидов в растения.

Изучалась миграция радионуклидов в системе корм – животные – продукция животноводства, как источник поступления радионуклидов в организм человека.

Мелиоративная наука занималась изучением применения радиоактивных индикаторов – меченых атомов – в различных сферах исследований.

Огромный потенциал, накопленный при промывке засоленных земель в исследованиях миграции радионуклидов, применялся слабо.

В результате Чернобыльской аварии в разной степени было загрязнено 80% территории Белоруссии, вся северная часть правобережной Украины и 19 областей России. Кроме 30-километровой зоны, на которую пришлась большая часть выброса, в разных местах в радиусе до 250 км были выявлены участки, где загрязнение достигало 200 Ки/км². Общая площадь «пятен» с активностью более 40 Ки/км² составила около 3,5 тыс. км², где в момент аварии проживало 190 тыс. человек. В целом по РФ загрязнение, обусловленное аварией на ЧАЭС, с плотностью 1 Ки/км² и выше охватывает более 57 тыс. км², что составляет 1,6% площади ЕТР. Следы Чернобыля обнаружены в большинстве стран Европы, а также в Японии, на Филиппинах, в Канаде.

Десятилетние полевые и лабораторные исследования кафедры природообустройства и водопользования Брянской сельскохозяйственной академии по изучению процессов передвижения радионуклидов с водой выявили широкие возможности использования накопленного водохозяйственной наукой и практикой опыта управления водным режимом, а вместе с ним режимом миграции радионуклидов для реабилитации земель.

Высокую эффективность показали мероприятия, ускоряющие поверхностный, внутрпочвенный и грунтовый сток: вертикальная планировка зе-

мель; устройство регулирующей сети каналов; мероприятия для борьбы с водной эрозией; специальные приемы обработки почвы; регулирование внутриснежного стока талых вод; устройство поглотительных колодцев с цеолитовыми кассетами; промывка мерзлых и оттаявших почв способом затопления поверхности при создании лиманов и дождеванием; мероприятия, ускоряющие испарение и транспирацию влаги и вынос вместе с ней радионуклидов в атмосферу.

За период 60-е – 90-е годы было построено множество мелиоративных систем для осушения, орошения, двойного регулирования водного режима, в том числе в западных областях, наиболее пострадавших в результате аварии на ЧАЭС. Эти системы в последние годы не эксплуатировались, но как показали обследования, осушительные системы в своем большинстве выполняют хотя бы частично свои функции по ускорению поверхностного, внутрисочвенного и грунтового стока, особенно в периоды таяния снега и ливней. После реконструкции систем на мелиорированных землях можно организовать работы по вымыву цезия.

Целью настоящей работы является развитие теоретических и экспериментальных основ водохозяйственной радиологии и изучение в рамках этого направления следующих вопросов:

- вымыв цезия – 137 из почвы различными способами и режимами орошения в течение года;
- влияния качества воды, использования различных интенсификаторов на скорость вымыва цезия;
- разработка мероприятий, предотвращающих загрязнение радионуклидами водных объектов;
- реабилитация загрязненных водоемов;
- построение моделей процессов водной миграции цезия и разработка технологических и экономических методов расчета, обосновывающих применение водохозяйственных мероприятий.

Огромная роль в предотвращении загрязнения водоемов и реабилитации уже загрязненных принадлежит прудам, отстойникам, биоканалам, локальным очистным сооружениям на каналах и водотоках с перехватывающими радионуклиды сорбционными материалами.

Эти мероприятия могут полностью восстановить хозяйственную ценность водоема и позволяют использовать его без ограничения.

Необходимо отметить, что мероприятия агрономического характера применяются, в основном, на полях сельскохозяйственных предприятий и далеко не всюду, в связи с высокой стоимостью удобрений. На подсобных участках сельских жителей радиационной зоны применяется в качестве удобрения радиоактивный навоз своих подворий.

Минеральные удобрения снижают поступление радионуклидов в продукцию растениеводства, но не уменьшают дозу внешнего облучения. Сельские жители питаются, в основном, продуктами со своих подсобных участков и под-

ворий. Да и для всего населения роль продукции, полученной в личных хозяйствах высока. В 2005г по Брянской области ее доля составляла 67,4%. Просматривается тенденция роста среднего размера приусадебных участков, а также увеличения производства зерна, овощей и яиц.

Подсобные участки сельских жителей и дачные участки городских всегда поливались в большей или меньшей степени. Для этих целей проводилось снегозадержание, наполнение снегом емкостей, собирались дождевые воды, стекающие с крыш, сооружались небольшие водоемы – копани, шахтные колодцы, привозилась вода из близрасположенных водоемов и водоразборных колонок. В последние годы строятся мелкотрубчатые колодцы глубиной 10-30 м. Участки поливают для повышения урожайности выращиваемых растений, но население не осведомлено, что таким способом можно вымывать радионуклиды из почвы.

Во время весеннего снеготаяния и после ливневых дождей жители населенных пунктов осуществляют организацию поверхностного стока, что также способствует удалению радионуклидов из поверхностных слоев почвы.

Таким образом, водохозяйственные мероприятия в настоящее время являются важными, реальными, действенными средствами реабилитации радиоактивно загрязненных территорий.

В основу книги автором положены результаты многолетних исследований, проведенных в наиболее загрязненных районах Брянской области.

Организация полевых экспедиций, лабораторно-экспериментальных и аналитических работ существенно облегчалась благодаря материальной помощи в виде выделения средств на научно-исследовательские работы Министерством сельского хозяйства и Министерством природных ресурсов Российской Федерации.

Искреннюю благодарность за содействие в выполнении исследований автор выражает ректору Брянской государственной сельскохозяйственной академии Белоусу Н.М., сотрудникам кафедр «Природообустройства и водопользования», «Почвоведения, агрохимии и с/х радиологии» этой же академии.

Глава 1

Современное состояние изученности радиационного загрязнения территории

1.1. Радиационно-экологическая характеристика района исследований.

Авария на Чернобыльской АЭС является самой крупной в истории мировой ядерной энергетики. В результате взрывов и пожара при аварии из разрушенного реактора было выброшено примерно 7,5 т ядерного топлива и продуктов деления с суммарной активностью около 50 млн.Ки. По количеству долгоживущих радионуклидов (цезий -137, стронций -90 и др.) этот выброс соответствует 500-600 Хиросимам.

Из-за того, что выброс радионуклидов происходил более 10 суток при меняющихся метеоусловиях, зона основного загрязнения имеет веерный, пятнистый характер.

На территории России наиболее интенсивному радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии подверглась Брянская область (табл.1.1), в которой оказалось загрязненными 22 административных района с численностью населения 484,5 тыс. человек. Примерно половина загрязненных земель приходится на естественные экосистемы [65].

Таблица 1.1 Площадь сельхозугодий Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению, тыс. га. [198].

Зона радиоактивного загрязнения	Всего сельхозугодий	В том числе		Зона проживания
		пашни	Сенокосы и пастбища	
1-5 Ки/км ²	380	279	101	Проживание с льготным социально-экономич. статусом
5-15 Ки/км ²	185	130	54	Проживание с правом отселения
15-40 Ки/км ²	98	55	43	Отселение с правом получения компенсаций и льгот
>40 Ки/км ²	17	7	10	Зона отчуждения
Всего	680	471	207	

Только на территории с уровнем загрязнения ¹³⁷Cs меньше 1Ки/км² можно вести сельское хозяйство без ограничения.

Вопросы реабилитации водосборных бассейнов и водных объектов в зоне радиоактивного загрязнения приобретают исключительное значение. Около половины населения вынуждено использовать воду не соответствующую гигиеническим требованиям. Из р. Десна для питьевых целей берет воду г. Брянск и г. Киев.

Не меньший вред приносит радиоактивное загрязнение почвы цезием - 137. Распределение радионуклида в почвенном профиле во многом определяет его биологическую доступность, накопление в растениях, миграцию к уровню грунтовых вод, а также влияет на величину экспозиционной дозы и, следовательно, дозу внешнего облучения человека.

Исследование распределения ^{137}Cs в почвах проводилось в 1992, 1999, 2003 и 2004 гг. на мониторинговых ключевых почвенных участках (КПУ), заложенных в 1992 году сотрудниками кафедры почвоведения, агрохимии и сельхозрадиологии Брянской ГСХА под руководством Е.В. Просяникова на территории Брянского Полесья (Новозыбковский район Брянской области) [143-148].

Образцы отбирали послойно с шагом 1,5 см в 1992 г. и 2 см в последующие годы до глубины 20 см в естественных экосистемах и шагом 5 см до 20 см в агроэкосистемах, а далее через 15 см. Содержание радионуклида определяли методом полупроводниковой γ -спектрометрии (прибор 1N-1200 с германиевым детектором фирмы "Ortek") в 1992 году и сцинтилляционным методом (прибор РУБ-01П6 с блоком детектирования БДКГ-ОЗП) в 1999-2004 годах. Плотность загрязнения почвы на исследуемых участках составляет 0,5-2 МБк/м² (13-54 Ки/км²).

В результате проведенных исследований было выявлено, в почве естественной экосистемы элювиального ландшафта за период с 1992 по 2003 год не произошло значительного перераспределения ^{137}Cs по профилю. Основное количество радионуклида 94,0 - 98,5% сосредоточено в дернине (0-9 см). К 2002-2003 гг. пик активности сместился в слой почвы 2-4 см, далее содержание радионуклида экспоненциально убывает.

В лесной дерново-подзолистой почве практически весь запас радионуклида (94-96,2%) находится в верхнем слое (0-6 см). Миграция ^{137}Cs по профилю почвы происходит очень медленно, в целом ежегодно из слоя почвы 0-6 см мигрирует не более 0,3%. Максимум активности наблюдается в слое 0-2 см, где сосредоточено более 60% суммарного содержания радионуклида.

В почве естественной экосистемы трансаккумулятивного ландшафта максимум активности ^{137}Cs наблюдается на глубине 2-4 см в верхнем слое дернины, а процесс миграции в глубь профиля осуществляется более интенсивно. Если в 1992 году 95% радионуклида было сосредоточено в слое почвы 0-6 см, то в 1999 г - 92,7%, а в 2003 г. уже 87,7%. Однако, глубже 10 см проникло не более 3,5 % запаса радионуклида. То есть ^{137}Cs по-прежнему находится в корнеобитаемом слое почвы.

В болотной низинной осушенной почве основной запас ^{137}Cs сосредоточен в слое 0-8 см - 95,0% в 1992 г., 94,32% в 1999 г. и 92,36 в 2003 г., что свидетельствует о медленном переносе радионуклида по профилю почвы и закреплению его в нижних горизонтах. Процесс осушения, вызвавший изменение водного, воздушного режимов, физико-химических условий почвы способствовал снижению миграционной подвижности радионуклида.

В почвах агроэкосистем в 1992 году в пахотном слое всех исследуемых почв было сосредоточено около 90-99 % ^{137}Cs , в нижележащих слоях наблюда-

лось снижение активности радионуклида. При этом отмечалось относительно равномерное распределение ^{137}Cs по пахотному горизонту.

По исследованиям в 1992 году в слое почвы, равном 20-35 см, было сосредоточено от 37% до 94% от суммарного содержания ^{137}Cs в 50-см слое дерново-подзолистых и болотных низинных почв. Плотность загрязнения слоя почвы, равного 0-50 см, на разных элементах рельефа в 1992 году составляла 1 - 3 М Бк/м².

Через 12 лет проявились существенные изменения в плотности загрязнения ^{137}Cs почвы. В дерново-подзолистых почвах наблюдается уменьшение плотности загрязнения, тогда как в болотной низинной почве, расположенной на окраине низинного болотного массива, наоборот, увеличение. Причем, максимальное снижение загрязнения наблюдается в дерново-подзолистых почвах, расположенных в верхней части склона.

С целью выяснения причин, вызывающих эти изменения, были рассчитаны потери ^{137}Cs , обусловленные процессами радиоактивного распада, биовыноса и поверхностного смыва почвы. Расчет потерь ^{137}Cs в процессе радиоактивного распада за 12 лет проводили по известной формуле. Расчеты показали, что за 12 лет суммарный смыв почвы с верхней части склона составил 47 кг/м². С этим количеством смывой почвы может быть перенесено до 1000 кБк/м² ^{137}Cs . Поверхностный смыв почвы со склонов разной крутизны приводит к выносу ^{137}Cs , переносу его и аккумуляции в пониженных элементах рельефа, вызывая вторичное загрязнение расположенных в них почвах.

Для оценки биовыноса ^{137}Cs с урожаем сельскохозяйственных культур учитывали данные Брянского Центра «Агрохимрадиология» (1997). Биовынос ^{137}Cs рассчитывали путем умножения средней многолетней урожайности культур на значения коэффициентов перехода в продукцию растениеводства. Рассчитанные значения биовыноса ^{137}Cs показывают, что с урожаем культур удаляется из почвы значительно меньше ^{137}Cs , чем с поверхностным стоком и вследствие радиоактивного распада.

На мелиорируемых землях снижение загрязнения почв связано с работой дренажа, который позволил за 12 лет снизить плотность загрязнения почвы в 4.2 раза. С дренажным стоком ^{137}Cs попадает в речную сеть и в дальнейшем не участвует в загрязнении земель данного региона. По сравнению с другими мероприятиями дренаж обладает большей эффективностью при снижении радиоактивного загрязнения почв.

В дерново-подзолистой почве на вершинах холмов имеет место вертикальная миграция ^{137}Cs из дернины в глубь почвы. Уменьшение плотности загрязнения дернины, обусловленное радиоактивным распадом, превышает принос радионуклида с другими процессами. В 2003 году в дернине было сосредоточено 89% ^{137}Cs от начального содержания в ней.

В почве у подножия склона наблюдается увеличение содержания ^{137}Cs в дернине, что вызвано приносом радионуклида с поверхностным стоком. Вертикальная миграция нуклида незначительна.

Несмотря на большую подвижность цезия в экосистемах, основным местом его локализации является почва. В ней концентрируется до 92 - 94 % радионуклида [6].

В результате исследований, выполненных в природных условиях, установлено, что распределение радионуклидов по почвенному профилю на нетронутых ландшафтах сформировалось в первые 2-3 месяца после выпадений продуктов аварии.

В последующие послеаварийные годы вовлечение радиоцезия в сельскохозяйственные цепочки миграции определяется его доступностью для усвоения из почвы. Установлено, что в естественных экосистемах максимальное содержание цезия (98,0-91,8 %) приходится на верхний горизонт, представленный дерниной (0-5 см). Незначительное их количество наблюдалось в слое 5-10 см. Фактор естественной вертикальной миграции незначителен [47].

Попадая на земную поверхность, радионуклиды включаются в биогеохимические процессы миграции, перераспределяются в почвенном покрове, системах почва - грунтовые и поверхностные воды, почва – растение и далее в пищевых и биологических цепях. Скорость и направленность процессов миграции радионуклидов определяется совокупностью различных факторов, и, в первую очередь, физико-химическими свойствами радионуклидов и природными условиями.

Под миграцией радионуклидов в почве понимают совокупность процессов, приводящих к их перемещению по профилю почв или перераспределению между различными фазами и состояниями. Различают два основных типа миграции радионуклидов в почвах - горизонтальную и вертикальную. В пойменных экосистемах, характеризующихся плотным цельным покровом и наличием особого верхнего слоя - дернины, миграция радионуклидов в горизонтальном направлении невелика из-за незначительного горизонтального стока воды и эрозионных процессов. Основным типом миграции в этих биоценозах является вертикальное перемещение радионуклидов по профилю почвы [179].

Процессы сорбции и десорбции приводят к тому, что ^{137}Cs находится в почве пойменных экосистемах в различных формах. Для характеристики и доступности ионных форм радионуклидов обычно используют методику изучения процесса сорбции - десорбции в лабораторных условиях. Традиционный метод оценки доступности радионуклидов базируется на процедуре последовательной экстракции навески воздушно - сухой почвы растворами различных экстрагентов.

Фиксация ^{137}Cs в почвах изменяется в зависимости от содержания в системе почва – раствор стабильного Cs^+ . Чем выше концентрация стабильного Cs^+ , тем выше ^{137}Cs сорбируется почвой.

Сорбция радиоизотопов Cs^+ в большой степени зависит от концентрации конкурирующих катионов в растворе. По уменьшению влияния конкурирующих катионов на сорбцию ^{137}Cs твердой фазой почв наблюдаются следующие ряды: $\text{Cs}^+ > \text{Rb}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ или $\text{Cs}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{K} > \text{Mg}^{2+} = \text{Na}^+$ [130, 139].

О роли органического вещества почвы в подвижности ^{137}Cs среди ученых нет единой точки зрения. По мнению ряда авторов, роль органического вещества в сорбционных процессах ^{137}Cs незначительна, так как по прочности связи с гуминовыми кислотами он занимает одно из последних мест среди наиболее важных продуктов деления и нуклидов. [125]. В то же время, для пойменных экосистем с органогенными почвами отмечается наиболее высокая подвижность ^{137}Cs вниз по профилю почвы и в системе «почва – растение». [215, 221]. На подвижность радионуклидов в пойменных экосистемах заметное влияние оказывает водный режим почв. В почвах с постоянным или долговременным переувлажнением фиксация ^{137}Cs слабее и его подвижность по профилю почвы выше, чем в почвах, где переувлажнение отсутствует или носит сезонный характер. Эти данные подтверждаются многочисленными экспериментальными исследованиями распределения радионуклидов в профиле почвы [19, 107, 135, 140, 150, 151, 212].

Механизм влияния водного фактора на подвижность ^{137}Cs связан со скоростью перемещения капиллярно-сорбционной влаги, на который могут накладываться более динамичные процессы разбавления грунтовых и поверхностных вод, а также прочная фиксация радиоцезия твердой фазой почв и грунтов.

Одной из характерных особенностей почвы является изменчивость ее свойств во времени. Температура почвы и ее влажность в значительных пределах колеблются в течение года, влияя на скорость миграции радионуклидов. Действует на миграцию и изменяющиеся в течение года окислительно - восстановительные условия в почве, процесс роста и отмирания корней, а также хозяйственная деятельность человека.

В ряде работ указывается, что в центральной пойме выявлены участки почвенно-растительного покрова с более высокой, чем в приустьевье, степенью аккумуляции ^{137}Cs . [72, 111]. Подобная аккумуляция происходит, вероятно, за счет длительного застаивания в почвах центральной поймы загрязненных вод и осаждения в них тонкодисперсных частиц. Это, наряду с геохимическим привнесением вещества в аккумулятивные формы рельефа, превращает почвенный покров пойм в одно из основных депо радионуклида, как следствие, в источник вторичного загрязнения ими водных артерий.

В пойменных ландшафтах резче проявляется влияние ландшафтно - экохимических и экологических факторов на пространственное распределение радионуклидов. Особенности гидроморфного почвообразования накладывают отпечаток на миграционную способность радионуклидов и характер их распределения по почвенному профилю. Повышенная обводненность гидроморфных почв и их тесная взаимосвязь с акваторией водоемов способствуют увеличению и выравниванию темпов вертикальной миграции ^{137}Cs . Природные воды могут также десорбировать радиоактивные изотопы из загрязненных почв.

Однако, вынос цезия из слоя подстилки (0-5 см) с внутрисочвенным стоком составляет десятые доли процента от его запаса. Основная часть радиоцезия, выносимого из верхнего слоя с гравитационной водой, поглощается ниже-

лежащим (5-10 см) слоем почвы. В целом, вынос цезия из пахотного слоя внутр-рипочвенным стоком существенен.

Миграция радионуклидов, попавших на поверхность почвы, приводит к их перераспределению по глубине и поступлению в растения и грунтовые воды. Процессы, вызывающие миграцию радионуклидов в почвах, весьма разнообразны по своей природе и степени воздействия. К ним относятся: конвективный перенос (фильтрация атмосферных осадков в глубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, термоперенос влаги под действием градиента температуры); диффузия свободных и адсорбированных ионов; перенос по корневым системам растений; перенос на мигрирующих коллоидных частицах; турбационная деятельность почвенных животных; хозяйственная деятельность человека [149]. Перечисленные факторы не являются равнозначными, так как интенсивность и продолжительность их действия различны и зависят от конкретных условий, что в свою очередь обуславливает существенные различия в характере распределения радионуклидов по профилю почвы.

Качественное различие в характере действия двух наиболее важных факторов - конвективного переноса с током влаги и диффузии - состоит в следующем: если в начальный момент времени радионуклид находится в очень тонком поверхностном слое почвы и в процессе миграции извне не поступает, то первый из этих факторов приводит к перемещению зоны отложения радионуклида со смещением максимума концентрации вглубь почвы. Диффузионный характер вызывает расширение зоны нахождения радионуклида с одновременным уменьшением величины максимума концентрации [149].

В итоге можно заключить, что к настоящему времени выполнено большое количество работ по изучению миграции радионуклидов в биогеоценозах в рамках исследований радиоактивных атмосферных выпадений после военных ядерных испытаний и аварий предприятий ядерно-топливного цикла. [4, 12, 13, 29, 57, 83, 84, 96, 106, 130, 151, 166, 177, 220].

В результате этих исследований было показано, что вертикальная миграция радионуклидов обусловлена процессами ионного обмена, диффузией, переносом с током влаги, выносом растениями из корнеобитаемого слоя почвы, деятельностью микроорганизмов и почвенных животных. Было выявлено определяющее влияние на подвижность радионуклидов основных почвенных свойств, среди которых наиболее важными являются кислотность почвенного раствора, механический состав (содержание илистой фракции), емкость катионного обмена и содержание гумуса [74, 75].

Почвенный покров

В юго-западных районах Брянской области, подвергшихся наиболее сильному радиоактивному загрязнению, преобладают дерново-подзолистые, песчаные и супесчаные почвы. Дозы внутреннего облучения населения на этих почвах составляют 60-80% от общей дозы облучения, на суглинистых дерново-

подзолистых почвах – 10-15% [21]. Плотность загрязнения почв в Брянской области в доаварийный период составляла 0,01-0,06 Ки/км², а после аварии увеличилась от 10 до 400 и более раз. В наиболее загрязненном Новозыбковском районе содержание радиоцезия в почвенном покрове после аварии увеличилось в 700-1000 раз [47].

На загрязненных территориях после распада короткоживущих радионуклидов основную опасность представляет радиоизотоп ¹³⁷Cs [7]. В окружающую среду было выброшено около 2мКи цезия – 137. Плотность загрязнения цезием – 137 в Брянской области от 1 до 40 и более Ки/км². Общая площадь загрязнения цезием – 137 составила 11442 км².

Долгоживущий изотоп стронций – 90 на территории области выпал в незначительном количестве и его концентрация почти повсеместно не превышает допустимых пределов. Площадь выпадения стронция – 90 в основном находится в 30-километровой зоне Чернобыльской атомной станции.

Легкие дерново-подзолистые почвы, преобладающие на загрязненных территориях, отличаются преобладанием аэробных процессов, низким содержанием органической массы, невысокой емкостью поглощения, изменяющимся в широком диапазоне водным режимом. Пески по мощности подразделяются на глубокие (слой песка более 180 см) и мелкие (слой песка до 125 см). Мощность песков и их свойства обусловлены различной глубиной залегания подстилающей морены (табл.1.2).

Таблица 1.2 Физические свойства дерново-подзолистых почв в зависимости от глубины песчаного слоя [173].

Почва	Генетический горизонт	Глубина, см	Объемная масса (ОМ) г/см ³	Удельная масса (УМ) г/см ³	Скважность, П=100 (УМ-ОМ) УМ в % от объема почвы	Аэрация	
						в % от объема почвы	в % от пористости почвы
Глубокие пески	Апах	0-23	1,52	2,73	44,4	37,4	84,2
	A ₂	23-40	1,65	2,69	38,7	32,3	83,6
	B ₁	40-70	1,65	2,69	39,8	34,5	86,7
	B ₂	70-91	1,64	2,70	39,3	38,7	85,7
	B ₃ C	91-150	1,64	2,71	39,5	29,5	74,6
Мелкие пески	Апах	0-24	1,47	2,73	46,2	35,5	76,8
	A ₂	24-53	1,57	2,69	41,7	34,6	83,0
	B ₁	53-72	1,59	2,70	41,2	34,6	83,7
	B ₂	72-93	1,65	2,70	38,9	29,3	75,3
	Морена	93-150	1,80	2,48	27,5	4,8	17,4

Почвы бедны поглощенными основаниями, рН солевой вытяжки ниже 5,0 и мало изменяется по профилю. В минеральном составе легких почвообразующих пород и образованных на них почв преобладает кварц от 70 до 90%.

Таблица 1.3 Механический состав песчаных дерново-подзолистых почв на глубоких и мелких песках [173].

Почва	Генетический горизонт	Глубина, см	Механический состав, %						
			Размер частиц, мм						
			песок	пыль				физ. глина	ил
				1,00-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001		
Глубокие пески	Апах	0-23	93,5	4,3	1,0	0,7	6,0	2,2	0,5
	А ₂	23-40	92,9	5,1	0,6	0,9	6,6	2,0	0,5
	В ₁	40-70	94,0	4,2	0,3	1,0	5,5	1,8	0,5
	В ₂	70-91	95,2	3,3	0,3	0,7	4,3	1,5	0,5
	В ₃ С	91-150	90,5	7,1	0,3	0,9	9,3	2,4	1,2
Мелкие пески	Апах	0-24	82,5	12,8	1,5	2,7	17,2	4,7	0,5
	А ₂	24-53	87,1	8,8	1,2	2,4	12,4	4,1	0,4
	В ₁	53-72	92,4	5,5	0,4	1,0	6,9	2,1	0,7
	В ₂	72-93	82,3	11,5	1,8	2,9	16,3	6,2	1,5
	Морена	93-150	59,8	26,7	4,3	6,7	37,9	13,4	2,3

Таблица 1.4 Содержание гумуса, обменных Са и Mg и суммы поглощенных оснований по генетическим горизонтам мелких и глубоких песков [173].

Почва	Генетический горизонт	Гумус, %		Mg Mг/100г почвы		СаО, Mг/100г почвы		S, Mг/экв/100г почвы		V, %	
		пашня	лес	пашня	лес	пашня	лес	пашня	лес	пашня	лес
Глубокие пески	Апах	0,82	0,53	2,5	1,2	13,7	5,1	0,62	0,24	19,6	12,6
	А ₂	0,20	0,14	2,9	1,6	5,1	5,1	0,32	0,26	18,1	17,9
	В ₁	0,14	0,19	2,5	1,2	5,7	4,5	0,33	0,22	23,8	17,9
	В ₂	0,19	0,17	4,1	2,3	10,2	7,1	0,31	0,27	28,0	26,8
	В ₃ С	0,16	0,16	5,7	4,1	17,1	21,6	0,31	0,47	29,6	18,8
Мелкие пески	Апах	1,17	0,78	3,3	1,6	10,2	8,0	1,04	0,57	29,7	14,6
	А ₂	0,63	0,47	2,1	2,9	7,4	8,0	0,42	0,44	25,4	21,8
	В ₁	0,21	0,14	3,3	2,3	23,6	9,1	2,08	0,45	33,5	24,4
	В ₂	0,21	0,17	6,6	2,5	76,2	12,0	2,28	0,56	35,0	34,8
	Морена	0,17	0,19	20,4	18,4	176,2	81,3	3,52	2,28	51,3	40,5

В гумусовом горизонте почв количество гумуса составляет 1-1,5% и менее (табл.1.4).

Максимальная величина запаса продуктивной влаги составляет 110 мм [21]. Исследованиями Новозыбковской опытной станции ВНИИА установлено, что для насыщения 60-сантиметрового слоя песчаных почв влагой до полной влагоемкости на мелких песках достаточно около 900 мм осадков, на глубоких – 50 мм [21]. В засушливые годы влажность пахотного слоя снижалась до 3,4-4,2%, подпахотного – до 2,8-4,3% (табл.1.5).

Таблица 1.5 Водные свойства песчаных дерново-подзолистых почв в зависимости от глубины песчаного слоя [173].

Почва	Генетический горизонт	Глубина, см	Гигроскопическая влага	МГ	ВЗ= 2,5 МГ	ЕВ	НВ	ПВ= П/ОВ	Диапазон активной влаги, мм в слое: 1) 0-50 см 2).0-100 см 3). 0-150 см
Глубокие пески	Апах	0-23	0,22	0,38	0,95	4,6	5,8	29,2	1) 43,0 2) 86,4 3) 168,0
	А ₂	23-40	0,19	0,32	0,80	3,9	6,7	23,5	
	В ₁	40-70	0,12	0,21	0,53	3,3	6,1	24,6	
	В ₂	70-91	0,09	0,18	0,46	3,4	5,1	24,0	
Мелкие пески	В ₃ С	91-150	0,08	0,20	0,50	6,1	6,4	24,1	1) 73,5 2) 159,2 3) 249,0
	Апах	0,-24	0,24	0,55	1,38	7,3	10,7	31,4	
	А ₂	24-53	0,20	0,36	0,90	4,5	10,4	26,6	
	В ₁	53-72	0,16	0,30	0,75	4,2	11,1	25,9	
	В ₂	72-93	0,44	0,81	2,03	5,8	11,4	23,6	
	Морена	93-150	1,34	3,17	4,76	12,6	12,8	15,3	

Дерново-подзолистые почвы суглинистого механического состава поглощают в 2-3 раза больше радионуклида цезия, чем песчаные почвы. Песчаные фракции хорошо сорбируют радиоцезий, но большая часть его легко десорбируется [208]. Наименее прочно радиоцезий закрепляется в результате вхождения в кристаллическую решетку и наиболее интенсивно поступает в почвенный раствор почв легкого механического состава с преобладанием в илистой фракции минералов группы каолинита – преобладающего глинистого минерала морены Русской равнины. По степени доступности цезия-137 растениям, т.е. по интенсивности перехода в почвенный раствор, почвы образуют следующий ряд: торфяные > дерново-подзолистые среднесуглинистые > черноземные. Наиболее подвижной формой являются водорастворимые соединения радионуклида цезия с низко и среднемoleкулярными органическими веществами, и наименее подвижной – связанные с гуматами [25]. В малогумусных дерново-подзолистых супесчаных почвах доля ¹³⁷Cs в подвижном состоянии в 2-3 раза больше, чем в более гумусированных почвах того же типа [25].

Наибольшее влияние на снижение перехода радиоцезия из почвы в растения оказывают ионы калия, что объясняется разбавлением микроколичества цезия макроколичествами калия. Цезий – 137 имеет больший по сравнению с калием ионный радиус и сорбируется в почве быстрее и полнее последнего [21]. Но большие концентрации калия в почвенном растворе оказывают десорбирующее действие на цезий-137, обменно поглощенный глинистыми и слюдистыми минералами и сорбированный на поверхности корней растений. Высокая концентрация Na⁺, Li⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Ba²⁺ способна в некоторой степени десорбировать ¹³⁷Cs с поверхности почвенных коллоидов и с поверхности корней [216].

Считается, что по сравнению с другими радионуклидами миграционная способность ¹³⁷Cs не велика, он быстро становится малоподвижным, поэтому

до 95% его длительное время удерживается верхним 5 см слоем почвы [7]. Но в дерново-подзолистых почвах радиоцезий мигрирует по почвенному профилю беспрепятственно [178].

В иллювиальном горизонте почв легкого мехсостава зафиксирован второй максимум распределения ^{137}Cs по вертикальному профилю.

Исследователи отмечают возможность самоочищения основных форм мезорельефа от радионуклидов [178].

Климат

Погодные условия приводятся по сведениям метеостанции при Новозыбковской опытной станции ВНИИА за период наблюдений 80 лет (1922-2002г) [21]. Среднегодовая температура воздуха $6,6^{\circ}\text{C}$, в самом холодном месяце - январе средняя суточная температура воздуха $-6,7^{\circ}\text{C}$, в самом теплом - июле $+19,6^{\circ}\text{C}$. Теплый период года со среднесуточными температурами воздуха выше 0°C длится в среднем 229 дней.

Осадков в среднем за год выпадает 582,6 мм, за вегетационный период (май-сентябрь) – 316,4 мм, с максимумом в июле – 80,2 мм. Случалось, что за месяц не выпадало ни одного дождя. К началу вегетации в пахотном слое содержится 70 мм продуктивной влаги, а в метровом – 200 мм. Распределение осадков приведено в таблице 1.6 Гидротермический коэффициент ГТК, характеризующий отношение количества выпавших осадков к сумме температур, уменьшенной в 10 раз, дается в таблице 1.7. При ГТК меньше единицы условия считаются засушливыми, меньше 0,5 - сильно засушливыми и меньше 0,4 - засуха. В зимний период часто случаются оттепели, когда возможно впитывание воды в почву и вымыв цезия.

Среднегодовая температура воздуха $5,2$, средняя температура наиболее холодного месяца - $8,1$, наиболее теплого $18,2^{\circ}\text{C}$. Максимальная температура воздуха 36 , минимальная - $(-37)^{\circ}\text{C}$. Продолжительность основного периода вегетации 145 - 155 дней, безморозный период 148 - 158 дней. Сумма температур выше 10°C составляют 2300. Осадков за год выпадает в среднем 590 мм при испаряемости 460 - 540 мм. Наибольшее годовое количество осадков 961 мм, наименьшее - 388 мм. Количество осадков теплого превышает количество осадков холодного периода в 1,4 раза. Гидротермический коэффициент, характеризующий осадки и температурный режим периода активной вегетации составляет 1,5. Коэффициент увлажнения, представляющий собой отношение количества осадков за год к испаряемости равен 1,2. Наибольшая глубина промерзания почвы за зиму 137 см. Снеготаяние начинается, по средним многолетним данным, в начале марта и длится в среднем 18-22 дня. Объем стока талых вод весной 80-90 мм.

В течение большей части года дуют ветры южных, юго-западных и западных направлений.

Таблица 1.6 – Распределение осадков по декадам и месяцам (1993-2002 гг.) и среднемноголетние (за 80 лет) [21].

Годы	Месяцы декады	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Средн. за год
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	12	14	15
1993	I	10,8	9,0	2,2	35,5	31,0	25,9	19,1	0,9	83,6	0,8	15,8	17,0	
	II	7,5	2,3	14,5	17,9	1,4	2,4	44,8	32,8	20,0	30,3	0,4	33,4	
	III	32,2	15,8	12,9	1,4	9,7	68,0	96,3	3,1	7,6	24,8	0,0	15,6	
	Сред. за м-ц	50,5	27,1	29,6	54,8	42,1	96,3	160,2	36,8	112,2	55,9	16,2	66,0	747,4
1994	I	16,5	10	9,7	9,2	46,6	39,3	4,1	7,2	3,3	21,5	6,8	13,4	
	II	21,4	2,0	35,1	14,0	14,8	21,8	22,4	53,6	19,8	16,4	22,8	17,4	
	III	18,8	14,2	22,7	19,1	32,2	1,7	17,2	20,9	13,6	23,2	24,1	23,3	
	Сред. за м-ц	56,7	26,6	67,5	42,3	93,6	62,8	43,7	80,7	36,7	61,1	53,5	54,1	679,3
1995	I	15,8	16,6	3,4	21,9	18,8	3,4	2,3	50,9	85,2	8,4	19,4	0,8	
	II	11,0	12,1	4,5	38,2	17,7	30,4	6,6	3,2	7,3	4,8	13,7	6,4	
	III	21,0	23,7	7,3	8,0	71,4	8,1	0,8	21,8	44,9	1,6	0,8	13,1	
	Сред. за м-ц	47,8	52,4	15,2	68,1	107,9	41,9	9,7	75,9	137,4	14,8	33,9	20,3	625,3
1996	I	1,0	3,3	16,4	5,9	10,8	-	42,7	45,3	28,3	4,6	34,1	10,7	
	II	0,4	9,0	0,0	1,2	15,5	39,0	11,5	0,0	76,8	4,7	1,0	29,1	
	III	12,4	14,2	16,1	5,4	64,1	7,0	7,0	7,1	2,5	16,9	39,1	8,0	
	Сред. за м-ц	13,8	26,5	32,5	12,5	90,4	46,0	61,2	52,4	107,6	26,2	74,2	47,8	591,1
1997	I	2,9	5,7	9,6	10,9	8,4	41,7	59,2	24,6	36,8	39,4	5,2	23,8	
	II	2,3	7,4	16,3	52,6	7,2	16,7	9,9	0,0	19,7	17,6	18,7	10,2	
	III	12,9	15,8	13,8	6,7	37,1	5,5	7,1	13,7	15,1	5,7	8,6	6,9	
	Сред. за м-ц	18,1	28,9	39,7	70,2	52,7	63,9	76,2	38,3	71,6	62,7	32,5	40,9	596,6
1998	I	19,7	14,0	31,8	41,2	16,4	20,0	42,6	28,8	1,2	24,1	30,5	4,1	
	II	19,3	22,2	42,6	56,8	14,3	30,9	78,7	1,8	22,1	28,0	25,8	13,1	
	III	11,0	0,3	0,0	0,0	31,2	7,9	8,9	54,4	31,5	20,5	0,8	4,3	
	Сред. за м-ц	50,0	36,5	74,4	98,0	61,9	58,8	130,2	85,0	54,8	72,6	57,1	21,5	800,8
1999	I	7,7	28,4	1,6	5,3	8,6	0,0	4,3	1,2	-	39,7	0,6	25,1	
	II	12,2	17,3	20,6	17,4	65,7	2,5	29,2	69,5	-	23,2	26,2	12,4	
	III	7,4	9,1	3,8	2,7	4,5	36,2	8,3	18,5	89,5	29,3	12,3	38,9	
	Сред. за м-ц	27,3	54,8	26,0	25,4	78,8	38,7	41,8	89,2	89,5	92,2	39,1	76,4	679,2
2000	I	5,0	24,5	25,1	29,9	0,0	2,2	128,1	21,3	36,6	0,0	3,5	25,0	
	II	14,7	17,1	15,3	8,8	3,2	12,1	29,2	3,3	26,5	0,0	1,4	22,1	
	III	22,8	6,7	10,4	4,7	39,9	5,1	58,6	3,4	2,3	5,3	3,2	26,6	
	Сред. за м-ц	42,5	48,3	50,8	43,4	43,1	19,4	215,9	28,0	65,4	5,3	8,1	73,7	643,9
2001	I	17,0	36,8	25,2	0,0	4,2	57,6	40,7	21,6	30,3	19,9	26,2	1,6	
	II	7,1	10,6	10,3	12,0	44,3	14,2	4,9	35,5	7,6	32,5	15,2	16,2	
	III	27,3	23,4	7,7	22,5	18,0	73,3	56,1	23,2	1,6	6,9	40,5	24,4	
	Сред. за м-ц	51,4	70,8	43,2	34,5	66,5	145,0	101,7	80,3	39,5	59,3	81,9	42,2	816,3
2002	I	5,3	15,9	10,9	10,9	8,9	10,5	0,0	43,3	0,2	49,0	13,4	0,0	
	II	-	19,2	0,0	2,6	14,8	12,5	2,2	27,9	26,6	22,5	6,6	7,1	
	III	25,9	19,3	5,5	12,7	42,4	18,7	22,7	0,8	42,5	46,2	15,3	4,7	
	Сред. за м-ц	31,2	54,4	16,4	26,2	66,1	41,7	24,9	72,0	69,3	117,7	35,3	11,8	567,0
Среднемесячная за 10 лет		38,9	42,6	39,5	47,5	70,3	61,5	86,6	63,9	78,4	56,8	43,2	45,5	674,7
Среднемноголетняя за 80 лет		33,0	28,8	31,6	39,4	54,9	71,5	80,2	69,8	40,0	45,7	47,3	40,4	582,6

Средние месячные скорости движения воздуха изменяются в пределах 2,5 - 5,0 м/сек, на открытых равнинных местах они увеличиваются. Летом скорость ветра составляет 2,5 - 3,5, а в остальные времена года 4,0 - 5,0 м/сек. В году бывает 13-14 дней с сильным ветром (15 м/с и более), который вызывает дефляцию почв. Наиболее дефляционно-опасные в теплый период года апрель и май [182].

Гидрографическая сеть

Брянская область имеет развитую речную сеть. По её территории протекает около 2880 рек и речушек. Практически все реки области принадлежат днепровскому бассейну и только на северо-востоке берут свое начало несколько рек бассейна р. Оки [119].

Изучение архивных материалов по гидрологии региона исследований показало, что реки, в поймах которых расположены полигоны исследований, принадлежат к числу равнинных с преобладанием снегового питания.

Таблица 1.7 – Значение ГТК в годы проведения исследований [21].

Месяц	Год, декады	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Май	I	1,8	0,96	-	0,6	0,6	1,0	-	0,0	0,3	0,6
	II	0,1	0,9	1,3	0,7	0,4	1,0	-	0,2	3,1	1,0
	III	0,6	2,4	3,2	3,9	2,7	2,0	0,2	1,9	1,4	2,3
	Сред. за м-ц	0,8	1,4	2,4	1,7	1,2	1,3	0,7	0,9	1,6	1,4
	Средне-многолетнее	1,1	1,1	1,2	1,2	1,2	1,3	1,3	1,2	1,2	1,1
Июнь	I	1,7	2,5	0,2	0,0	2,6	0,8	0,0	0,1	3,9	0,6
	II	0,1	1,5	1,4	2,3	0,9	1,4	0,1	0,7	0,8	0,6
	III	4,2	0,1	0,4	0,4	0,3	0,5	1,5	0,3	3,8	0,9
	Сред. за м-ц	2,0	1,4	0,7	0,9	1,1	0,9	0,5	0,4	2,8	0,7
	Средне-многолетнее	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,4
Июль	I	1,1	0,2	0,1	2,0	2,8	2,5	0,2	6,9	1,7	0,0
	II	2,5	0,9	0,3	0,6	0,6	4,4	1,3	1,5	0,2	0,1
	III	4,8	0,7	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	2,7	2,0	0,9
	Сред. за м-ц	2,85	0,6	0,2	1,0	1,2	2,4	0,6	3,6	1,3	0,3
	Средне-многолетнее	1,2	1,3	1,2	1,3	1,3	1,2	1,2	1,3	1,3	1,2
Август	I	0,05	0,3	2,8	2,5	1,2	1,4	0,1	1,1	1,0	2,0
	II	1,9	2,5	0,2	0,0	0,0	0,1	3,8	0,2	1,7	1,3
	III	0,2	1,2	1,0	0,3	0,6	3,6	1,0	0,2	1,3	0,1
	Сред. за м-ц	0,7	1,3	1,3	0,9	0,6	1,7	1,6	0,5	1,3	1,1
	Средне-многолетнее	1,3	1,2	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,2	1,2
Сентябрь	I	6,8	0,2	5,3	1,6	2,9	0,1	0,0	2,5	2,1	0,0
	II	1,9	1,1	0,5	-	1,5	1,4	0,0	-	0,5	2,6
	III	-	0,9	4,3	-	-	2,5	6,1	0,2	-	-
	Сред. за м-ц	3,6	0,7	3,4	-	1,5	1,3	2,0	0,9	1,0	-
	Средне-многолетнее	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,5	1,4	1,4	1,4

Сток в годовом разрезе характеризуется высоким весенним половодьем, относительно низкой летней меженью, периодическими летними и осенними паводками. В осенне-зимний период обычно наблюдается повышение водности рек в результате осадков. Распределение весеннего, дождевого и грунтового стока в году находится в прямой зависимости от величины осадков, рельефа, почвогрунтов, геологического строения местности, растительности.

Река Ипать, вторая по величине в области, является левым притоком р.Сож. Длина её водотока 437 км. Она берёт начало у села Недведь Климовского района, протекает по Смоленской, Брянской и Гомельской областям. Общее падение реки 84,9 м, средний уклон водной поверхности 0,2 %, коэффициент извилистости 2,82. Основные притоки: Вороница, Надва, Воронуса, Унеча, Нетеша, Хоропуть, Иржач, Вихолка, Очеса.

Общая длина речной системы Ипути (750 рек) - 4242 км, густота речной сети 0,38 км/км². Водосбор (площадь в створе устья 10900 км²) в верховье холмистый, на остальном протяжении - пересеченная плоская равнина, с речной и овражно-балочной сетью.

Почвы водосбора Ипути супесчаные, суглинистые в понижениях и в долинах рек торфянистые. Лесами занято 27 % территории водосбора, пашней 50 %. Долина трапецеидальная, шириной в стоковой части реки 1-1,5км., ниже 2,5-3,5 км, на участке г. Сураж - 4-8 км. Склоны обрывистые, реже пологие, высотой 10-30 м. Пойма двухсторонняя, в низовье пересеченная старыми руслами и озерами-старицами, ширина поймы до устья Надвы 0,2-1,5км, ниже 1,5-2 км (Васильченко, 1993).

В половодье на протяжении всей реки Ипать (кроме верховья) пойма затопливается до 0,5-1 м на 15-20 суток. Русло извилистое, ширина в верховье 1,5-12 м, на остальной части 20-50 м. Ипать выделяется высоким половодьем, когда проходит до 70 % годового стока. Наибольший уровень половодья в апреле, средняя высота над меженным уровнем 3-4 м. Летне-весенняя межень устойчивая (5 месяцев), нарушается в отдельные годы одним-четырьмя дождевыми паводками. Замерзает река в первой половине декабря, а вскрывается в конце марта - начале апреля. Среднегодовой расход воды в устье 55,6 м³/с, в створе п. Ущерпье –

39,5 м³/с. Наибольший расход воды 1920 м³/с был в 1931 г., наименьший - 257 м³/с в 1951 г. [156,. 157].

Река Беседь является левым притоком р.Сож и берёт начало в Смоленской области. Её длина - 261 км, в пределах Брянской области - 76 км., течет по территории Могилевской, Брянской и Гомельской областей. Общая длина речной системы 2 тыс. км, густота речной сетки 0,36 км/км², падение 59,6 м, средний уклон водной поверхности 0,23 % , коэффициент извилистости реки 1,70. Основные притоки Беседи: Еленка, Суров, Жадунька Деражная, Олешня, Палуж, Колпита, Альшовка, Жадунь, Зубрь, ручей Мошовка, Столбунка.

Водосбор (площадь 5460 км², уклон 9,62 %) расположен в восточной части Оршанско-Могилевской равнины на Приднепровской низменности. Рельеф преимущественно равнинный, частично мелко-холмистый, слабо овражный, попадаются отдельные моренные холмы высотой до 15м. Почвы преимуще-

ственно супесчаные. Лесами занято 20 % территории, пашней около 60 %. Долина хорошо выраженная, слабоизвилистая, шириной до впадения р. Жадунь 0,2 - 0,3 км, дальше 0,6 - 2 км, ниже устья р. Свинка 1 км [156, 157].

Склоны пологие и умеренно крутые, на отдельных участках крутые и обрывистые, высота 5-20 метров, распаханые, рассеченные неглубокими оврагами и долинами притоков. Пойма преимущественно двухсторонняя, нарезанная протоками, старицами, рукавами. В половодье пойма затопливается до 0,5-2,5 м на 20-30 суток. Русло сильно извилистое и разветвленное, много стариц, рукавов, заливов, ширина 15-20 м в верховьях, 40 м ниже по течению, на отдельных участках до 100 м. Река Беседь характеризуется интенсивным половодьем. На весенний период приходится 70%, летне-осенний - 20% годового стока. Наивысший уровень половодья в начале апреля, наибольшая высота над меженным уровнем 3,5-5,5 м, средняя 2,8 м. Летне-осенняя межень продолжается 6 месяцев, нарушаясь 1-4 дождевыми паводками. Река замерзает в первой декаде декабря. Вскрытие на реке в конце марта. Расход воды: среднегодовой в устье 24,8 м³/с, весенний - 1470 м³/с (1% обеспеченность).

Рассмотрев особенности рек верхнего бассейна р. Днепр, в целом, следует отметить высокую густоту речной сети 0,36-0,38 км/км², достаточно длительный весенний паводок 15-30 дней, 1-4 дождевых паводка, смешанный тип водного питания, хорошо выраженные малоуклонные поймы, обилие естественной луговой растительности, особенно начинающей вегетацию под водой, выносящей повторное затопление и подтопление.

В книге "Природное районирование и типы сельскохозяйственных земель Брянской области" содержатся некоторые сведения по распространению эрозии почв [137]. Местами она получила значительное распространение: в северной половине Климовского района по правобережьям рек Снов и Ирпа, в Клинцовском районе на придолинных участках возвышенного правобережья р. Унеча и р. Ипать, в Красногорском районе по берегам рек Беседь и Вихолка, а также в Новозыбковском районе на суглинистых почвах.

Проведенная оценка возможных величин смыва почвы [88] показала, что смыв почвы неравномерно распространен по исследуемой территории. Почвы пойменно-террасовых комплексов, днищ древних ледниковых ложбин стока и ледниковых озер (например, Кожановской древней ложбины, соединяющей долины рек Беседь и Ипать), фактически не подвергаются смыву ввиду малых уклонов поверхности. Смыв почвы в лесах, болотах, а также на задернованных склонах овражно-балочной сети может быть приравнен к нулю ввиду высокой противоэрозионной эффективности растительного покрова или отсутствия уклона.

Слабый смыв, обычно в пределах до 2 т/га в год, наблюдается на почвах придолинно-террасового комплекса, включающего высокие речные террасы и террасы древних ледниковых потоков с уклонами до 1,5°. Несколько меньший смыв почвы (2-3 т/га в год) получен для эрозионно-морфологического района, лежащего на правобережье р. Снов при повороте ее на юг. Это территория Лобановского средневысотного, средне-расчлененного предополья с дерново-

подзолистыми преимущественно пахотными почвами на покровных (лёссовидных) суглинках, отличающихся низкой противоэрозионной стойкостью.

Более значительный смыв почвы с пахотных склонов (1-5 т/га в год) отмечен для почв водораздельно-плакорно-грядовых комплексов, расположенных на склонах широких моренно-зандровых гряд крутизной $1^\circ - 3,5^\circ$. Максимальный смыв почвы (4 - 5 т/га в год) получен в междуречье Ипути и Унечи. И хотя большая часть этой территории покрыта лесами и болотами, смыв распаханых склонов весьма велик. В Беседьско-Ипутьском подрайоне смыв в 2-3 т/га в год получен также для почв плакорно-грядовых комплексов в северо-западной части территории [88].

Опыт работ по изучению радиоактивного загрязнения водных объектов, расположенных на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в зоне аварии на ЧАЭС, показал, насколько долговременными являются последствия радиоактивного загрязнения водных экосистем. При этом к настоящему времени наиболее полно изучены динамика радиоактивного загрязнения вод и процессы, влияющие на формирование радиоактивного загрязнения рек и поверхностных водотоков. Малым же водоемам, находящимся на загрязненных территориях, такого внимания не уделяли. Между тем в результате проведенного к настоящему времени сравнительно небольшого объема работ на малых водоемах стало очевидным, что радиоактивное загрязнение местности приводит к наибольшему и долговременному загрязнению водных объектов этого типа [27].

Систематические наблюдения за уровнями радиоактивного загрязнения России на территориях, подвергшихся загрязнению после аварии на ЧАЭС, были начаты весной 1987 г. (в 1986 г. проводились эпизодические наблюдения). Из рек, протекающих по Брянскому цезиевому пятну, для систематических наблюдений были выбраны Ипуть и Беседь, как имеющие наиболее загрязненные водосборные территории [28].

В 1987 г. НПО "Тайфун" были организованы долговременные наблюдения за уровнями радиоактивного загрязнения воды, донных отложений, загрязнением затопляемой поймы и выносом ^{137}Cs водным потоком [28]. Было проведено подробное картирование загрязнения радионуклидами водосбора реки, исследовано пространственное распределение радионуклидов в донных отложениях и почве затопляемой поймы в районах наблюдательных створов, определены гранулометрический состав и удельная активность фракций в донных отложениях, проводились регулярные наблюдения за уровнями радиоактивного загрязнения воды во все периоды гидрологического цикла (табл. 1.8).

Из приведенных данных видно, что наблюдаемые уровни загрязнения речной воды ^{137}Cs существенно ниже как допустимой концентрации для питьевой воды (ДКБ), равной 15000 нКи/л, так и норматива ВДУ-91 для ^{137}Cs , (500 нКи/л). На протяжении периода 1987 -1990 гг. наиболее загрязненной из вышеуказанных рек по ^{137}Cs была р. Ипуть.

Таблица 1.8 Среднегодовые концентрации ^{137}Cs (нКи/л) в реках Российской Федерации в зоне влияния аварии на ЧАЭС в 1987 - 1990 гг. [27].

Река, пункт наблюдения	1987	1988	1989	1990
Ипать, г. Добруш	55	39	16	15
Ока, г. Белев	20	7	7	3,5
Плава, г. Плавск	13	5	6	1,9
Жиздра, г. Козельск	11	-	6	3,7
Упа, г. Тула	20	7	6	3,2

Пространственное распределение плотности загрязнения ^{137}Cs и расположение наблюдательных створов на водосборе р. Ипать приведено на рис.1.1. Данные о площадях загрязнения и запасах ^{137}Cs в почве водосборных территорий вокруг наблюдательных створов р. Ипать приведены в табл. 1.9.

В ходе работ, проведенных в 1991-1993 гг., установили следующее:

1. Содержание ^{137}Cs в воде в районах наблюдательных створов практически линейно связано с запасом радионуклида на соответствующих водосборных территориях;
2. Перераспределения запасов ^{137}Cs в донных отложениях по длине русла реки не происходит;
3. Перераспределения запасов ^{137}Cs между донными отложениями и прилегающей поймой не отмечено.

Это позволило авторам сделать вывод, что определяющая роль в формировании концентрации радионуклидов в водном потоке принадлежит запасу радионуклидов на соответствующей водосборной территории [28].

Таблица 1.9 Площади загрязнения радионуклидами и соответствующие им запасы ^{137}Cs в 20-сантиметровом слое почвы на водосборных территориях наблюдательных створов р. Ипать [28].

№ створа	Частные водосборы		Общие водосборы	
	Площадь, км ²	Запас ^{137}Cs , Ки	Площадь, км ²	Запас ^{137}Cs , Ки
1	4018,8	932	4018,8	932
2	1337,5	352	5356,3	1284
3	507,5	446	5863,8	1730
4	177,5	1560	6041,3	3290
5	2277,5	13042	8318,8	16332
6	855,0	17858	9173,8	34190
7	440,0	11103	9613,8	45293

Примечание: данные на 1 октября 1991г.

Таким образом, наблюдения за состоянием радиоактивного загрязнения водных объектов региона в 1991 - 1995 гг., свидетельствует, что в реках уровни загрязнения ^{137}Cs ниже временных допустимых уровней на два порядка. В непроточных водоемах и малых водотоках уровни загрязнения указанными радионуклидами близки к установленному нормативному пределу.



Рис. 1.1 Пространственное распределение плотности загрязнения ^{137}Cs на водосборе р. Инуь [28].

1) 1 Ки/км^2 ; 2) 5 Ки/км^2 , 3) 15 Ки/км^2 , 4) 40 Ки/км^2 . Цифрами отмечены наблюдательные створы (см. табл. 1.9), сплошной линией — границы частных водосборов

1.2. Особенности и уровень загрязнения окружающей среды радионуклидами через 20 лет после аварии на ЧАЭС

За 20 лет, прошедших после аварии на ЧАЭС, на загрязненных территориях произошли существенные изменения в перераспределении радионуклидов, обусловленные типом почв, расположением по рельефу, особенностями стока воды, характером сельскохозяйственного использования и др.

На возвышенных водораздельных территориях происходит замедленный сток и впитывание атмосферных осадков, вместе с которыми вымываются радионуклиды вглубь почвы и переносятся вниз по рельефу. Сельскохозяйственное производство на таких территориях ускоряет вынос и рассеивание загрязнений.

На склоновых землях скорость привноса и выноса (обмена) радионуклидов более высокая, чем на водоразделах. Уровни радиации на склонах отличаются широким диапазоном значений. Распашка земель на склонах может привести к значительному выносу радионуклидов с продуктами водной эрозии. Загрязнения склонов часто поступают сразу в водные объекты — пруды, озера, реки.

На пойменных землях, на аккумулятивных террасах, низинных болотах, замкнутых понижениях процессы привноса радионуклидов преобладают над их выносом и уровни активности здесь часто оказываются выше, чем на прилегающих землях. В сельскохозяйственном производстве пойменные луга интенсивно используются для сенокосов и выпаса животных.

В отдаленный период после аварии проявляются следующие особенности природного процесса самоочищения почв, изменения уровней загрязнения и подходов к назначению реабилитационных мероприятий:

- 1) Водная миграция радионуклидов на отдельных участках замедлилась и стабилизировалась;
- 2) Дозы облучения, воздействия ионизирующих излучений на живые организмы снизились;
- 3) Эффективность агротехнических и агрономических приемов, как защитных мер, снизилась;
- 4) Расчеты экономической эффективности мероприятий по предотвращению и снижению доз облучения населения базируются на расчетах стоимости снижения единицы коллективной дозы, выраженной в человеко – Зивертах на рубль.

Отличительной чертой отдаленного периода после аварии на ЧАЭС является сокращение финансовых вложений в сельское хозяйство в целом и, в частности, в мелиорацию. В первые пять лет после аварии на всех орошаемых землях производились поливы и, как показали полевые исследования кафедры «Природообустройства и водопользования» Брянской сельскохозяйственной академии, уровни радиации на поливаемых землях по сравнению с рядом расположенных неполивных землях оказались значительно ниже.

В настоящее время поливы продолжают осуществляться только на некоторых дачных и приусадебных участках. Из-за высокой стоимости минеральных удобрений жители на своих участках применяют в качестве удобрения только навоз со своих подворий, отличающийся высоким уровнем содержания радионуклидов.

По сравнению с городским населением, сельские жители получают повышенные дозы внутреннего облучения.

Выполненные кафедрой природообустройства и водопользования полевые обследования радиационно загрязненных районов Брянской области в 2000-2008гг выявили следующие особенности радиационной характеристики территории.

В легких по гранулометрическому составу и торфяных почвах миграционная способность радионуклидов существенно выше, чем в тяжелых почвах. Этот факт проявляется в наших полевых исследованиях повсеместно и подтверждается в исследованиях других ученых.

Распределение концентрации радионуклидов по профилю склонов вдоль линии тока воды отражают характерную картину: высокое содержание радионуклидов на повышенных участках профиля, снижение концентрации вниз по склону и накопление радионуклидов в замкнутых понижениях. Даже незначительное изменение уклона поверхности земли отражается на поверхностном стоке радионуклидов и на концентрации их в почвенном слое. Например, в одном из створов смена выпуклого профиля на вогнутый привела к росту концентрации с $523 \frac{Бк}{кг}$ до $3805 \frac{Бк}{кг}$, в другом створе – с $499 \frac{Бк}{кг}$ до $729 \frac{Бк}{кг}$. Иногда концентрация радионуклидов на водоразделе оказывается ниже, чем на прилегаю-

щем склоне, что свидетельствует о высокой вертикальной миграции радионуклидов на водоразделе.

Интенсивность стока радионуклидов по склону изменяется в широких пределах. Так, на одном и том же полигоне на 40 м створа концентрация изменилась с 990 до $160 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$, в другом створе на 80 м – с 1242 до $648 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$, в третьем на 40 м створе с 1242 до $534 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$. Максимальная удельная активность почв, зафиксированная в 2008г, составляла 15000 Бк/кг, γ -излучение - 200 мкР/ч.

Осушительные каналы ускоряют вынос цезия из почвы и в створах, направленных перпендикулярно осушительному каналу, отражается снижение концентрации радионуклидов к каналу. Но, если приканальная дамба задерживает поверхностный сток, образуя замкнутые понижения с болотной растительностью, то наоборот, цезий накапливается.

На распахиваемых территориях без осушительной сети, после каждой распашки земель весной радиация несколько возрастает, после весеннего снеготаяния - снижается. Колебания радионуклидов на склонах выражены слабее. Максимальная амплитуда колебаний $200-500 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$, отмечается высокая впитывающая способность почв на водораздельных участках и, как следствие, интенсивная вертикальная миграция радионуклидов.

На территориях, осушенных выборочной сетью дренажа, колонками-поглотителями в замкнутых понижениях, с выполненной организацией поверхностного стока путем срезки бугров и засыпки понижений, проявляется четко выраженное падение концентрации радионуклидов над дренами и колонками поглотителями. Изменение уклона в сторону уменьшения на профиле сопровождается отложением радионуклидов.

В таблице 1.11 приведены сведения о радионуклидах в донных илах осушительных каналов, прудах, реках. Наибольшая концентрация зафиксирована в нагорно-ловчем канале в Новозыбковском р-не – $2811,3 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$ и отстойнике на главном магистральном канале у выхода с территории осушительной системы – $2050 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$. Аналогичный отстойник на осушительной системе в Красногорском районе также отличается высокой концентрацией загрязнения – $2761 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$. Ил в этих отстойниках представлен торфяными частицами. Торфяные иловые отложения р. Полонка, находящиеся в подвижном состоянии поверх чистого песчаного ложа реки показали $2624 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$. В крупных реках Беседь, Ипуть отмечена высокая концентрация радионуклидов в илах: $355, 100 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$.

В осушительных каналах, находящихся в рабочем состоянии, пусть даже только весной отводящих талые воды, наблюдаются пониженные концентрации радионуклидов в илах: 175; 130; 185; 52,7; 259,5; 201,5; 124,8 $\frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$.

В д. Карпиловка Злынковского р-на отмечена удельная активность ила на дне спущенного пруда - до 6000 Бк/кг в верхних слоях ила и 200 Бк/кг в нижних. Толщина ила 10-80 см, на водосборе пруда радиационный фон не превышает $60 \frac{\text{мкР}}{\text{ч}}$, удельная активность почв водосбора – 800-1500 Бк/кг.

В целом, не выявлена четкая зависимость между высокой плотностью загрязнения водосборных площадей и высокой активностью ила. Исключение представляют нагорно-ловчие каналы, улавливающие смытые в результате водной эрозии частицы почвы.

В таблице 1.10 приведены данные о содержании радионуклидов в водных объектах. Дренажный сток, зафиксированный в смотровых колодцах, отличается пониженным содержанием радионуклидов – 0,83; 2,5 $\frac{\text{Бк}}{\text{кг}}$, т.е. в пределах допустимых уровней для питьевой воды – $11 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}$.

Колодцы питьевого водоснабжения также показали невысокую радиацию: или в пределах нормы или слегка превышающую ее. Максимальное значение зафиксировано в Новозыбковском р-не, н.п. Колодезский – $21,3 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}$, радиационный фон на водосборной площади данного колодца составляет $150 \frac{\text{мкР}}{\text{ч}}$.

Таблица 1.10 Содержание радионуклидов в водных объектах (2005 год)

№ п/п	Район	Населенный пункт	Место отбора пробы	Радиация, Бк/кг
1	2	3	4	6
1	Красногорский	Кр. Гора	Расширение на канале 1-РГД - отстойник	15,5
2	Красногорский	Кр. Гора	Искусственный водоем, ств.8а-а-8а, т.5	3,7
3	Красногорский	Кр. Гора	р.Полонка	45,2
4	Красногорский	Кр. Гора	ручей Дубенец на переезде	3
5	Красногорский	Кр. Гора	р. Беседь	17,4
6	Красногорский	Кр. Гора	ств.2 - естественное понижение с водой	12,3
7	Красногорский	Кр. Гора	р.Дубенец возле н.п.	59
8	Красногорский	Кр. Гора	Канал, ств.8а-а-8в, т.5	33,5
9	Красногорский	Кр. Гора	Канал 1.6 ПГД, ств.15, т.6	1,2
10	Красногорский	Кр. Гора	Смотровой колодец бетонный, поле 1	0,83
11	Красногорский	Кр. Гора	Канал 1.6 ПГД, ств.18, т.6	46
12	Красногорский	Кр. Гора	Болото возле дома	87,2
13	Красногорский	Кр. Гора	Озеро ств.2, поле 2	14
14	Красногорский	Кр. Гора	Смотровой колодец бетонный, есть дренажный сток, ств.2, т.6	2,5
15	Новозыбковский	д.Грива	Канал ств1, т.1	9
16	Новозыбковский	д.Грива	Канал Д-1	39
17	Новозыбковский	д.Грива	Верхний канал, ств.6, т.5	6,7
18	Новозыбковский	д.Грива	Канал ств.5, т.6	0,5

Продолжение таблицы 1.10

1	2	3	4	6
19	Новозыбковский	д.Грива	Канал 1Д	5,8
20	Новозыбковский	д.Грива	Канал ств.7а, т. 10	3
21	Новозыбковский	д.Грива	Канал ств.6а, т.6	3
22	Новозыбковский		р.Ипуть	1,5
23	Новозыбковский	д.Грива	Водоём соединенный с каналом 1.7.5-ГД	15,3
24	Новозыбковский	н.п.Колодезский	Дренажная ложбина	8,83
25	Злынковский	д.Карпиловка	Канал соединенный с рекой Д-1	16,5
26	Злынковский	г.Злынка	Пруд	2
27	Злынковский	д.Карпиловка	Дно спущенного пруда	3
28	Красногорский	Кр. Гора	Колодец на выезде возле АТП, глубина 5м.	8,83
29	Новозыбковский	Ст.Бобовичи	Колодец, до воды 4м.	13,3
30	Новозыбковский	д.Деменка	Колодец возле ж/д переезда 5,45м.	5,3
31	Новозыбковский	д.Карна	Колодец глубина 2,8м	6
32	Новозыбковский	д.Горки	Колодец 4,5м	0,5
33	Злынковский	г.Злынка	Колодец глубина 2м	20,5
34	Злынковский	д.Ясная поляна	Колодец 2м	14,8
35	Злынковский	д.Петровка	Колодец 4,45м	3,7
36	Злынковский	д.Карпиловка	Колодец глубина 1,2м	5,7
37	Новозыбковский	н.п.Колодезский	Колодец кирпичный, глубина от поверхности 4м	21,3

Из колодца забирает воду только один житель населенного пункта в течение 20 лет после аварии. В колодце г. Злынка также отмечена высокая радиация – $20,5 \frac{Бк}{л}$ по той же причине: отбор воды из колодца эпизодичен.

В воде открытых каналов содержание радионуклидов по результатам исследований колеблется от 0,5 до $46 \frac{Бк}{л}$, причем на наиболее загрязненных территориях в Новозыбковском районе вода в каналах почти повсеместно отвечает нормам питьевой воды. В р. Ипуть радиация - $1,5 \frac{Бк}{л}$, в р. Беседь - $17,4 \frac{Бк}{л}$, в р.

Полонка – $45,2 \frac{Бк}{л}$. В р. Полонка высокая радиация объясняется вторичным загрязнением от ила, торфяные частицы которого легко переносятся водой. Глубина воды 10-20-30 см. Ручей Дубенец, впадающий в р. Полонка, в истоках имеет радиацию $3 \frac{Бк}{л}$, в устье – $59 \frac{Бк}{л}$.

Таблица 1.11 Содержание радионуклидов в иловых отложениях водных объектов (2005 год)

№ п/п	Район	Населенный пункт	Место отбора пробы	Радиация Бк/кг
1	2	3	4	6
1	Красногорский	Кр. Гора	Расширение на канале 1-РГД - отстойник	2761
2	Красногорский	Кр. Гора	Искусственный водоем ств.8а-а-8а, т.5	113
3	Красногорский	Кр. Гора	р.Полонка	2624
4	Красногорский	Кр. Гора	ручей Дубенец на переезде	202
5	Красногорский	Кр. Гора	р. Беседь	355
6	Красногорский	Кр. Гора	ств.2 - естественное понижение с водой	150
8	Красногорский	Кр. Гора	Канал ств.8а-а-8в, т.5	175
9	Красногорский	Кр. Гора	Канал 1.6 ПГД, ств.15, т.6	130
10	Красногорский	Кр. Гора	Канал 1.6 ПГД, ств.18, т.6	189
11	Красногорский	Кр. Гора	Озеро ств.2, поле 2	150,7
12	Новозыбковский	д.Грива	Канал Д-1	2811,3
13	Новозыбковский	д.Грива	Верхний канал ств.6, т.5	52,7
14	Новозыбковский	д.Грива	Канал ств.5, т.6	359,5
15	Новозыбковский	д.Грива	Канал 1Д	201,5
16	Новозыбковский	д.Грива	Канал ств.7а, т. 10	124,8
17	Новозыбковский	д.Грива	Канал ств.6а, т.6	1050
18	Новозыбковский	Новозыбков	р.Ипуть	100
19	Новозыбковский	д.Грива	Водоем соединенный с каналом 1.7.5-ГД	2050
20	Новозыбковский	н.п.Колодецкий	Дренированная ложбина	1100
21	Злынковский	д.Карпилровка	Канал соединенный с рекой Д-1	820
22	Злынковский	г.Злынка	Пруд	332
23	Злынковский	д.Карпилровка	В тальвиге спущенного пруда	862
24	Злынковский	д.Карпилровка	Дно спущенного пруда	1042

1.3. Радиоактивный распад

Скорость радиоактивного распада пропорциональна общему числу имеющихся в данный момент радиоактивных атомов [100]:

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N,$$

где λ – постоянная распада.

На практике пользуются не константой λ , а показателем периода полураспада ($T_{1/2}$), который находится в зависимости с λ :

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0,693}{\lambda}$$

Период полураспада любых ядер отличается тем, что он не зависит от внешних условий, например от температуры, давления или химического состояния атома. Поэтому, в отличие от химических отравляющих веществ, радиоактивные вещества нельзя обезопасить ни какой – либо химической реакцией, ни физической обработкой. Все, что в наших силах сделать на современном уровне знаний, это просто позволить ядрам терять их радиоактивность с присущей им скоростью распада.

Определение массы стронция и цезия.

1. Если во взятом количестве радиоактивного вещества будет происходить 1Ки = $3,7 \cdot 10^{10}$ распадов в сек, то: общее число атомов этого вещества $N = 3,7 \cdot 10^{10} \tau$, где

$$\tau = \frac{T_{1/2}}{\ln 2} = \frac{T_{1/2}}{0,693} - \text{средняя продолжительность жизни атома;}$$

τ – величина, обратная константе скорости радиоактивного распада $\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}}$.

Масса Q этого радиоактивного вещества в граммах с активностью 1Ки [133]:

$$Q = \frac{N \cdot A}{N_A} = \frac{3,7 \cdot 10^{10} T_{1/2}}{0,693} \cdot \frac{A}{6,02 \cdot 10^{23}},$$

где $N_A = 6,02 \cdot 10^{23}$ – число Авогадро – число атомов в моле;

A – атомная масса изотопа;

$T_{1/2}$ – период полураспада

Масса стронция с активностью 1 Ки = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/с.

$A = 90$ а.е.м; $T_{1/2} = 29$ лет

$$Q = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 29 \cdot 86400 \cdot 365 \cdot 90}{0,693 \cdot 6,02 \cdot 10^{23}} = 7,2 \cdot 10^{-3} \text{ г} = 7,2 \text{ мг}$$

Масса цезия с активностью 1 Ки = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/с.

$A = 137$ а.е.м.; $T_{1/2} = 30$ лет

$$Q = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 30 \cdot 86400 \cdot 365 \cdot 137}{0,693 \cdot 6,02 \cdot 10^{23}} = 11,5 \cdot 10^{-3} \text{ г} = 11,5 \text{ мг}$$

86400 – число секунд в сутках;

365 – число суток в году.

2. Масса 11,5 мг ^{137}Cs имеет активность $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/с. Найдем сколько мг ^{137}Cs имеют активность $15 \cdot 10^3$ Бк/кг

$$Q = \frac{15 \cdot 10^3 \cdot 30 \cdot 86400 \cdot 365 \cdot 137}{0,693 \cdot 6,02 \cdot 10^{23}} = \frac{1,5 \cdot 3 \cdot 8,64 \cdot 3,65 \cdot 1,37 \cdot 10^{13}}{6,93 \cdot 6,02 \cdot 10^{22}} = 4,66 \cdot 10^{-9} \text{ г} = 4,66 \text{ мг} \cdot 10^{-6}$$

Сколько цезия останется через 1 год: $\frac{0,693}{t_{1/2}} = \frac{2,3}{t} \lg \frac{N_0}{N_t}$

$$\lg \frac{N_0}{N_t} = \frac{t}{3,32 \cdot t_{1/2}}$$

N_0 – число ядер в момент $t=0$;

N_t – число ядер не распавшихся за время t ;

$$\lg \frac{N_0}{N_t} = \frac{1 \text{ год}}{3,32 \cdot 30} = 0,01; \quad \frac{N_0}{N_t} = 1,023; \quad N_t = \frac{N_0}{1,023} = \frac{4,66 \cdot 10^{-6}}{1,023} = 4,555 \cdot 10^{-6} \text{ мг}$$

из пропорции $11,5 - 3,7 \cdot 10^{10}; 4,555 \cdot 10^{-6} - x$

$$X = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 4,555 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 1,4656 \cdot 10^4 = 14656 \text{ Бк/с в кг}$$

Снижение радиации можно определить иначе:

$$C_t = C_0 \exp \frac{-0,693t}{T_{1/2}}$$

$$C_0 = 15 \cdot 10^3 \text{ Бк/кг}$$

$$t = 1 \text{ год}$$

$$T_{1/2} = 30 \text{ лет}$$

$$C_t = 15 \cdot 10^3 \exp \frac{-0,693 \cdot 1}{30} = 15 \cdot 10^3 \exp(-0,0231) = 15 \cdot 10^3 \cdot 0,977 = 14657 \text{ Бк/кг}$$

За счет полураспада удельная активность в год снизится $1500 - 14656 = 344$ Бк/кг.

Подсчитаем, на сколько снизится удельная активность за 1,44 месяца:

$$\lambda q \frac{0,12}{3,32 \cdot 30} = 0,0012; \frac{N_0}{N_t} = 1,00277$$

$$N_t = \frac{4,66 \cdot 10^{-6}}{1,00277} = 4,647 \cdot 10^{-6}$$

$$X = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 4,647 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 1,4951 \cdot 10^4 = 14951 \text{ Бк/кг}$$

За 1,44 месяца за счет полураспада удельная активность снизится на 50 Бк/кг

3. Сколько мг ^{137}Cs имеет удельная активность 6000 Бк/кг:

$$Q = \frac{11,5 \cdot 6 \cdot 10^3}{3,7 \cdot 10^{10}} = 1,865 \cdot 10^{-6} \text{ мг}$$

Сколько цезия останется через 1,5 месяца:

$$N_t = \frac{1,865 \cdot 10^{-6}}{1,00277} = 1,8597 \cdot 10^{-6} \text{ мг}$$

$$X = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 1,8597 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 0,59834 \cdot 10^4 = 5983 \text{ Бк/кг}$$

За 1,5 месяца за счет полураспада удельная активность снизится на 17 Бк/кг.

4. Сколько мг ^{137}Cs имеет уд. активность $2 \cdot 10^3$ Бк/кг:

$$Q = \frac{11,5 \cdot 2 \cdot 10^3}{3,7 \cdot 10^{10}} = 0,6216 \cdot 10^{-6} \text{ мг}$$

Сколько цезия останется через 1,5 месяца:

$$N_t = \frac{0,6216 \cdot 10^{-6}}{1,00277} = 0,6199 \cdot 10^{-6} \text{ мг}$$

$$X = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 0,6199 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 0,19945 \cdot 10^4 = 1994,5 \text{ Бк/кг}$$

За 1,5 месяца за счет полураспада удельная активность снизится на 5,5 Бк/кг.

5 Один месяц – это 0,0833 года

2 месяца - 0,1667 года

$$\ell q \frac{0,0833}{3,32 \cdot 30} = \ell q 0,000836; \frac{N_0}{N_t} = 1,00193; \ell q \frac{0,1667}{3,32 \cdot 30} = \ell q 0,001673; \frac{N_0}{N_t} = 1,0038596$$

$$N_t^1 = \frac{1,865 \cdot 10^{-6}}{1,00193} = 1,861 \cdot 10^{-6}; N_t^2 = \frac{1,865 \cdot 10^{-6}}{1,0038596} = 1,858 \cdot 10^{-6};$$

$$X_1 = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 1,861 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 0,59875 \cdot 10^4 \text{ Бк/кг};$$

$$X_2 = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 1,858 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 0,59779 \cdot 10^4 \text{ Бк/кг}$$

За 1 месяц за счет полураспада первоначальная удельная активность 6000 Бк/кг снизится на 12 Бк/кг. За 2 месяца – на 22 Бк/кг.

Таким образом, радиоактивный распад является медленным процессом даже по сравнению с естественным самоочищением почв под влиянием природных факторов. Зафиксированная в наших полевых исследованиях максимальная удельная активность почвы 15000 Бк/кг (2005г) снизится до естественного природного уровня за счет радиоактивного распада через 200 лет. При специальных промывных поливах активность почвы снижается в десятки раз интенсивнее и поэтому учитывать распад при изучении влияния промывных поливов продолжительностью 1-2-3-4-5 суток нет необходимости.

1.4. Процессы растворения, адсорбции, десорбции, диффузии

Перенос радионуклидов с почвенной водой аналогичен многим массообменным процессам, происходящим в слое пористого материала, которые, несмотря на большое разнообразие, описываются тождественными по форме математическими выражениями. К таким процессам относятся экстракция, адсорбция, десорбция, ионный обмен и др. [54, 73].

При экстракции подробно изучен процесс переноса массы внутри твердого тела и через пограничный диффузионный слой раствора, т.е. основные вопросы и для адсорбции, десорбции, ионного обмена.

Ионный обмен как гетерогенная реакция характеризуется двойным обменом в реакции и сложными массообменными процессами. Адсорбция отличается от ионного обмена тем, что ионы поглощаются или выделяются без эквивалентного обмена. В обоих случаях процесс лимитируется или диффузией ионов через пограничный диффузионный слой раствора у поверхности твердых частиц, или диффузией ионов в самой частице сорбента или ионита. Основными влияющими на перенос целевых продуктов факторами являются гидродинамические, физико-механические свойства твердой и жидкой фаз, самих целевых продуктов.

При моделировании процессов стремятся, возможно, максимально упростить модель применительно к решению конкретных практических задач, используя широко применяемый принцип лимитирующих стадий.

Лимитирующей стадией исследуемого процесса называют ту стадию, которая протекает медленнее других и поэтому ограничивает скорость всего процесса. Очевидно, чтобы повлиять на процесс управляющими воздействиями, нужно выявить замедляющие факторы.

Проанализируем по литературным данным процессы массообмена в пористой среде с целью выявления лимитирующих стадий.

Если целевое вещество находится в порах в растворенном состоянии, а это для цезия один из реальных вариантов, то процесс идет в две стадии – подвод вещества из глубины пор материала к его поверхности (внутренний массоперенос) и конвективное удаление вещества с поверхности материала в поток жидкости (внешний массообмен). Движущей силой процесса является разность концентраций раствора целевого компонента на поверхности материала и в ядре потока жидкости для внешнего массообмена и градиент концентраций внутри пористого материала для внутреннего массопереноса [54].

Сопrotивление внешнему массообмену создает гидродинамическая характеристика потока, влияющая на толщину диффузионного пограничного слоя. Перенос вещества в пределах диффузионного слоя определяется молекулярной диффузией, лимитирующей внешний массообмен. С увеличением скорости движения потока жидкости и турбулизации его толщина пограничного диффузионного слоя уменьшается, и сопротивление внешнему массообмену снижается. Увеличение температуры уменьшает толщину пограничного слоя и увеличивает молекулярный массоперенос в слое.

Сопrotивление внутреннему массопереносу определяется свойствами извлекаемого вещества, внутренней структурой материала (плотностью, наличием пор, их формой, размерами и др.). Температура влияет на вязкость раствора внутри материала и на молекулярный массоперенос.

Если сопротивление внешнему массообмену незначительно, то процесс лимитируется внутренним массопереносом при его замедленном протекании.

Пористые материалы часто характеризуются неоднородностью скоростей по сечению поры, различной ориентацией пор, различными коэффициентами диффузии в порах разного радиуса, наличием застойных зон, гофрированностью поровых каналов и др. Реальная пористая среда заменяется однородной с эффективными характеристиками.

В научной литературе приводятся экспериментальные зависимости эффективного коэффициента диффузии « $D_{эф}$ » от пористости « ϵ » и коэффициента молекулярной диффузии в неограниченной жидкой среде « D »:

$$D_{эф} = \epsilon^2 D; D_{эф} = E(4-3\epsilon)D; D_{эф} = 2 \epsilon (3 - \epsilon)D;$$

$$D_{эф} = \epsilon^{2/3} D; D_{эф} = [1 - (1 - \epsilon)^{2/3}]D;$$

$$D_{эф} = [1 - 2/3(1 + \epsilon)(1 - \epsilon)^{3/2}] \epsilon D;$$

Каждая из них имеет свои диапазоны применимости. Коэффициент диффузии в пористом теле, как видно из формул, всегда меньше коэффициента диффузии в растворе.

Для отдельных частиц, агрегатов рассматриваются процессы массообмена, поглощения жидкости внутри частиц и на их поверхности. Для слоя материала рассматривается дополнительно гидродинамика процесса.

Высушенный пористый материал при контакте с жидкостью сначала поглощает ее в свободную часть порового пространства. Этот процесс идет в основном под действием капиллярных сил. Перенос массы происходит как молекулярным, так и конвективным путем. В сквозных порах жидкость перемещается под влиянием разности давлений и раствор вытесняется. В малых порах движением жидкости можно пренебречь и считать, что раствор переносится молекулярной диффузией [54].

Если считать, что массоотдача от поверхности всех частиц в слое одинакова, внутренний перенос описывается уравнением диффузии, поток фильтрующейся жидкости имеет одинаковую скорость, как по сечению, так и по высоте слоя. Переносом массы в горизонтальном направлении можно пренебречь и рассматривать изменение концентрации целевого продукта в жидкости только по вертикале, а в твердой фазе – по координатам отдельных частиц. Уравнение материального баланса или конвективной диффузии в системе раствор – слой пористого материала имеет вид [54]:

$$\omega_x \frac{\partial C_{жс}}{\partial x} + \varepsilon \frac{\partial C_{жс}}{\partial \tau} + \frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} = D_{пр} \frac{\partial^2 C_{жс}}{\partial x^2}, \quad (1.1)$$

где ω_x – скорость движения жидкой фазы;

ε – порозность слоя, равная отношению свободного от твердой фазы объема ко всему объему слоя;

$D_{пр}$ – коэффициент продольной диффузии;

$C_{жс}$ – текущая концентрация целевого компонента в жидкой фазе;

\bar{C} – усредненная концентрация в твердой фазе в точке x ;

x – вертикальная координатная ось;

τ – время.

Первое слагаемое левой части уравнения – приращение массы целевого компонента за счет конвективного переноса, второе – скорость изменения массы компонента в объеме между частицами, третье – тоже, в объеме твердого материала за счет внутридиффузионного, смешанного, внешнедиффузионного переноса. Правая часть уравнения – приращение массы целевого компонента за счет эффективного диффузионного переноса в жидкой фазе.

Параметром модели является число Пекле:

$$Pe = \omega L / D_{пр} \quad (1.2)$$

где: L – высота слоя.

Если создать искусственное перемешивание, число $Re \rightarrow 0$, при $Re \rightarrow \infty$ процесс идет по схеме идеального вытеснения. Такая схема типична для аппаратов с большим отношением высоты к диаметру аппарата, что вряд ли приемлемо для промывки цезия в природных условиях.

При $Re \rightarrow \infty$ справедливо неравенство $D_{np} \frac{\partial^2 C_{жс}}{\partial x^2} \ll \omega \frac{\partial C_{жс}}{\partial x}$ и правую часть уравнения (1.1) можно отбросить.

При больших скоростях обтекания пористых частиц жидкостью пограничный слой, окружающий зерно, не значителен, его диффузионным сопротивлением можно пренебречь и тогда процесс лимитируется диффузией вещества внутри твердой частицы.

Скорость диффузии можно описывать в этом случае уравнением:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} = \gamma (\bar{C}_p - \bar{C}), \quad (1.3)$$

где γ – внутридиффузионный коэффициент

$$\bar{C}_p = C_{жс}$$

Внешнедиффузионное сопротивление лимитирует скорость процесса при небольших расходах жидкости, когда сопротивление процессу создает жидкая пленка вокруг частицы. Уравнение для этого случая:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} = \gamma_{жс} (C_{жс} - C_{жр}), \quad (1.4)$$

где $\gamma_{жс}$ – внешнедиффузионный коэффициент, $\gamma_{жс} = f(D_{жс}, \delta, S)$.

$$C_{жр} = \bar{C}$$

δ – толщина пленки;

S – площадь поверхности частицы.

Уравнение (1.3 и 1.4) позволяют рассчитать третье слагаемое левой части уравнения (1.1).

Вигдорчик Е.М. и Шейнин А.Б. предлагают определять скорость отвода продукта в объем раствора при внешнедиффузионном торможении уравнением [44]:

$$\frac{d\omega}{dt} = -Z(\omega)\psi(c)\beta_0\Delta C, \quad (1.5)$$

где ΔC - разность концентраций целевого продукта;

$Z(\omega) = \frac{S(\omega)}{m_0} \cdot Z_1(\omega)$ - функция, отражающая влияние доли не растворившегося компонента ω на коэффициент массоотдачи $Z_1(\omega)$, поверхности частицы S , начальной массы частицы m_0 ;

$\psi(c)$ - множитель, учитывающий влияние концентрации раствора C на коэффициент массоотдачи;

β_0 - коэффициент массоотдачи в начальный момент растворения (при $\omega = 1$).

Наиболее существенное отличие уравнения (1.5) от (1.4), на наш взгляд, - наличие в уравнении (1.5) множителя $\psi(c)$. Поскольку коэффициент диффузии также зависит от концентрации - $D = f(c)$, можно при необходимости ввести функцию $f(c)$ в виде множителя в уравнение, характеризующее условия внутридиффузионного торможения в порах частиц и агрегатов почвы.

Радионуклиды, попавшие в почву, подвержены процессам концентрирования из водного раствора на поверхности и в объеме коллоидных частиц, т.е. адсорбции.

Если концентрация целевого компонента в твердой фазе меньше равновесной, определяемой изотермой $C < C_p = f(C_{ж})$, происходит поглощение целевого вещества на поверхности и в порах адсорбента; если же $C = C_p = f(C_{ж})$, наступает равновесное состояние; если $C > C_p = f(C_{ж})$, происходит выделение адсорбента в раствор, т.е. десорбция. Изотерма адсорбции может отличаться от изотермы десорбции из-за явления гистерезиса [54].

Процесс адсорбции описывается математическими уравнениями аналогичными уравнениям экстракции:

$$\omega \frac{\partial C_{жс}}{\partial x} + \varepsilon \frac{\partial C_{жс}}{\partial \tau} + \frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} = D_{пр} \frac{\partial^2 C_{жс}}{\partial x^2}, \quad (1.6)$$

Этим уравнением можно анализировать все лимитирующие стадии и их отсутствие. Выделение стадий характеризуется отношением внутреннего диффузного сопротивления к внешнему (критерий Био). Если $Био \geq 30$, процесс лимитируется переносом массы внутри твердой фазы, при $Био \leq 0,1$ - переносом массы в жидкой фазе. При $30 \geq Био \geq 0,1$ сопротивления массообмену вещества в твердой и жидкой фазах соизмеримы [54]. Считается, что чаще случается внешедиффузионная лимитирующая стадия, т.к. процесс в зерне проходит легче из-за малых размеров зерен и пористой структуре зерна, а внешедиффузионное сопротивление велико из-за небольшой скорости потока.

Лимитирующая, т.е. внешедиффузионная стадия переноса массы в жидкой фазе описывается уравнением:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} = \gamma_{жс} (C_{жс} - C_{жср}), \quad (1.7)$$

где: $C_{жср}$ - равновесная концентрация адсорбируемого вещества в жидкой фазе;

$\gamma_{жс}$ - внешедиффузионный коэффициент;

С насыщением адсорбента коэффициент внутренней диффузии уменьшается и адсорбция замедляется. Лимитирующей стадией становится внутридиффузионная:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} = \gamma(\bar{C}_p - \bar{C}), \quad (1.8)$$

где γ - внутридиффузионный коэффициент;

\bar{C}_p - равновесная концентрация;

\bar{C} - средняя концентрация в твердой фазе.

При адсорбции твердая фаза поглощает растворенное вещество, но не отдает в раствор своих компонентов, т.е. нет взаимного обмена.

При ионообменном процессе в обмен на каждый эквивалент одного иона, поглощенного из раствора, ионитом отдается в раствор один эквивалент другого иона.

Ионит – это каркас, элементы которого связаны валентными связями. Заряды каркаса компенсируются противоионами, передвигающимися внутри каркаса. Противоионы могут замещаться другими ионами с зарядом того же знака. Ионит, перемещенный в раствор, через некоторое время будет содержать обменивающие ионы в определенном количественном соотношении с раствором. Наступит ионообменное равновесие.

Как правило, лимитирующей стадией ионного обмена является процесс диффузии ионов в ионите, который описывается уравнением Фика. Ионит характеризуется своей обменной емкостью C_0 , являющейся постоянной величиной. Концентрация раствора внутри частиц твердой фазы при экстракции и адсорбции выражается в $\text{кг}/\text{м}^3$, а обменная емкость в $\text{кг} \cdot \text{экв}/\text{м}^3$.

$$1 \text{ кг} \cdot \text{экв} / \text{м}^3 = \frac{M}{Z} \text{ кг} / \text{м}^3,$$

где M и Z – соответственно молекулярная масса и заряд какого-либо иона.

В ионообменном процессе выделяют 5 элементарных явлений [54]:

- 1) перемещение вытесняющего иона из раствора к поверхности частицы;
- 2) перемещение вытесняющего иона внутри зерна к точке обмена;
- 3) химическая реакция двойного обмена в точке обмена;
- 4) перемещение вытесняемого иона внутри частицы от точки обмена к поверхности;
- 5) перемещение вытесняемого иона от поверхности зерна в раствор.

Явление 3 характеризуется обычно практически мгновенной химической реакцией, поэтому процессы ионообмена определяются другими четырьмя стадиями. Экспериментальные данные свидетельствуют об увеличении интенсивности процесса с уменьшением размера зерен ионита. Если бы скорость процесса не зависела от размера зерен, то лимитирующей стадией была бы химическая реакция.

Для стадии регенерации, чтобы ее осуществить быстрее, создают более интенсивный гидродинамический режим. Поэтому кинетику обмена при очистке растворов рассматривают как внешдиффузионную, а кинетику при регенерации – как внутридиффузионную. Если отношение внутридиффузионного сопротивления к внешдиффузионному имеет вид

$H = \frac{R^2}{D} / \frac{\bar{C}_p}{C_{жр} \cdot \gamma_{ж}} \gg 1$, то процесс лимитируется внутридиффузионной, если

$H \ll 1$ – внешнедиффузионной кинетикой, если $H=1$, то математическая модель должна учитывать оба типа сопротивлений массопереносу.

Расчет ионного обмена во всех стадиях во многом аналогичен расчету процесса экстракции. Различия отражают принцип эквивалентного обмена. Структура математической модели ионообменного процесса совпадает со структурой математической модели экстракции и адсорбции.

Мировая и отечественная наука накопила богатый опыт по теоретическому обоснованию мероприятий по борьбе с засолением земель с помощью промывок на орошаемых землях. Засоленных и склонных к засолению земель на территории бывшего СССР насчитывалось миллионы гектар. Применение промывок, промывных режимов с использованием дренажа в сочетании с орошением является основой борьбы с засолением орошаемых земель.

Для одномерного движения солей вдоль оси x , постоянной скорости фильтрации, независимой интенсивности растворения солей от их объема и поверхности Аверьянов С.Ф. [1] рекомендует пользоваться уравнением:

$$\frac{\partial n}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 n}{\partial x^2} - V \frac{\partial n}{\partial x} + \beta(n_M - n) \quad (1.9)$$

где: n - концентрация почвенного раствора, г/л;

t – время, сут;

V – фактическая скорость движения воды в порах грунта, равная $V = \frac{V_0}{m}$;

V_0 - скорость фильтрации, м/сут;

m – порозность;

n_M - предельная концентрация насыщения;

β - коэффициент растворения $\frac{1}{сут}$;

D^* – коэффициент конвективной (фильтрационной) диффузии м²/сут.

Согласно уравнению (1.9) изменение во времени концентрации солей в какой-либо точке равно поступлению солей в результате разности концентраций почвенного раствора (диффузионный член), переноса солей движущейся водой (конвективный член) и вследствие растворения солей. В случае сорбции солей последний член уравнения должен иметь обратный знак. В случае слабо-растворимых солей (например, гипса), высоких скоростей фильтрации, медленной, а значит и лимитирующей стадией является растворение солей. При хорошо растворимых солях уравнение (1.9) преобразуется:

$$\frac{\partial n}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 n}{\partial x^2} - V \frac{\partial n}{\partial x} \quad (1.10)$$

Приняв $\frac{\partial n}{\partial t} = 0$, $V = \frac{V_1 - V_2}{m}$,

где V_1 – среднегодовая скорость расходования воды с испарением, м/сут;

V_2 – среднегодовая скорость поступления воды с осадками и поливной водой, м/сут. Уравнение (1.10) принимает вид

$$D^* \frac{\partial n}{\partial x} + (V_1 - V_2) \frac{n}{m} = -\frac{n_2 V_2}{m} \quad (1.11)$$

Проинтегрировав и введя параметр Пекле $Pe = \frac{X_1 V_1}{2mD^*}$, получено выражение

$$\bar{n} = -\frac{\bar{n}_2}{\bar{V}-1} + (1 + \frac{\bar{n}_2}{\bar{V}-1}) e^{-\frac{2Pe(1-\frac{1}{\bar{V}})(1-\bar{X})}{\bar{V}}}, \quad (1.12)$$

где $\bar{V} = \frac{V_1}{V_2}$; $\bar{n} = \frac{n}{n_1}$; $\bar{n}_2 = \frac{n_2}{n_1}$; $\bar{X} = \frac{X}{X_1}$;

n_1 – минерализация почвенного раствора на глубине X_1 ;

n_2 – минерализация поступающих вод.

Аверьянов С.Ф. показал, что при $Pe = 1$, и $V_1 < V_2$ (поступление влаги больше чем испарение) минерализация почвенного раствора в верхних слоях почвы будет меньше минерализации на глубине X_1 (в условиях устойчивого поступления солей от грунтовых вод). При уменьшении коэффициента конвективной диффузии D^* засоление увеличивается при прочих равных условиях.

Если принять, что суммарное испарение определяется только транспирацией, то, как показал Аверьянов С.Ф., максимальное засоление почвы наблюдается на некоторой глубине от поверхности в зависимости от соотношения $\bar{V} = \frac{V_1}{V_2}$, где V_1 - среднегодовая интенсивность транспирации.

Рассматривая неустановившийся водный и солевой режим, Аверьянов С.Ф. получил при $D^* \rightarrow 0$, малых значениях критерия промывки $\Pi = \frac{4\beta D^*}{V^2}$:

$$\frac{n - n_0}{n_2 - n_0} = \exp\left(-\frac{x\beta}{V}\right) \quad (1.13)$$

При малых скоростях V и больших значениях Π получено:

$$x = \sqrt{\frac{D^*}{\beta}} \ln \frac{n_0 - n_2}{n_0 - n} \quad (1.14)$$

Широко использовавшаяся на практике эмпирическая формула Волобуева В.Р:

$$N = 10000 \cdot \lg\left(\frac{S_i}{S_0}\right)^\alpha,$$

как показал Аверьянов С.Ф., совпадает с формулой (1.14).

В исследованиях по рассолению земель рассматривались в основном вопросы перемещения солей в свободной, подверженной силам гравитации воде. Ряд ученых считают, что необходимо более детально учитывать физико-

химическую обстановку на границе раздела твердое тело- жидкость в зоне связанной воды. Масса цезия – 137 ничтожна даже при очень высокой удельной активности, поэтому ионы цезия вероятнее всего находятся под влиянием слоя связанной воды.

Молекула воды не является электрически нейтральной, т.к. между отрезками, соединяющими ион кислорода с двумя ионами водорода угол равен 105° , а не 180° . Ассиметричное расположение зарядов создает полярность молекулы. Растворенные в воде ионы взаимодействуют с ближайшими молекулами – диполями, образуя сферу гидратации.

Почвенные минералы являются кристаллическими частицами. Энергия межмолекулярных связей твердого тела выше, чем у жидкости, поэтому равнодействующая их взаимодействия направлена в сторону твердого тела, что способствует образованию на поверхности почвенных частиц слоя связанной, слабоподвижной воды. Энергия связи молекул воды с твердой поверхностью равна 95-105 кДж/моль, энергия связи двух молекул воды равна 17,9 кДж/моль [103]. Ионно-дипольные силы притяжения между ионами и молекулами воды бывают достаточно велики, чтобы удалить ионы из кристалла. Легче всего удаляется угловой ион (он удерживается тремя связями с соседними), затем ион, расположенный на ребре кристалла (четыре связи). Ион внутри кристалла имеет шесть связей. После удаления углового иона, соседние с ним становятся угловыми и удаляются уже легче. Удаленные из кристалла ионы окружаются диполями воды.

Ранее нейтральная поверхность, послав ионы в раствор, приобретает противоположный заряд. Другой путь образования зарядов на поверхности почвенных капилляров – адсорбция ионов из раствора на поверхность частицы.

Ионы, перешедшие в раствор, имеют заряд, противоположный заряду поверхности (противоионы), поэтому притягиваются поверхностными зарядами и коллоидная частица-раствор в целом электронейтральна. Образуется двойной электрический слой. Самый близкий к поверхности мономолекулярный слой назван штерновским. Накопление ионов на поверхности повышает их концентрацию и начинается обратная диффузия в раствор. Противоионы распространяются от поверхности, и концентрация их на некотором расстоянии от поверхности становится нулевой, т.е. двойной электрический слой имеет диффузную структуру.

Решая совместно уравнения Больцмана и Пуассона, получают зависимость потенциала от расстояния до поверхности [64]:

$$\varphi = \varphi_0 e^{-kx}, \quad (1.15)$$

где φ_0 – потенциал на самой поверхности,

$$k = 3,06 z \sqrt{\frac{C_0}{\varepsilon}}, \quad (1.16)$$

где C_0 – концентрация ионов раствора;

ε – диэлектрическая постоянная растворителя;

x - расстояние от поверхности;

z – валентность.

Величина $1/k$ называется толщиной диффузного электрического слоя.

Формула (1.15) показывает, что на расстояние $1/k$ от поверхности потенциал в «е» раз (в 2,72) меньше начального ϕ_0 .

Из формулы (1.16) видно, что толщина диффузного слоя $1/k$ уменьшается с увеличением концентрации электролита и валентности ионов. При возрастании валентности при одной и той же концентрации ионов – количество зарядов возрастает при увеличении валентности, поэтому диффузный слой сжимается.

Диэлектрическая постоянная, которая велика у воды, ослабляет электрическое взаимодействие, противоположно труднее удержаться на том же расстоянии от поверхности и толщина слоя увеличивается.

Адсорбированные ионы и противоположно ионы у поверхности слабоподвижны. Противоионы, диффузно распределенные в слое, более подвижны. Если приложить напор, то жидкость, движущаяся под действием градиента напора, увлекает диффузный слой, а штерновский слой отстает.

Толщина пристеночного слоя $\sim 10^{-8}$ м или 100 диаметров молекул воды [103]. Физические свойства структурных разновидностей воды приведены в таблице 1.12

Таблица 1.12 Физические свойства воды

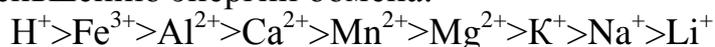
Параметры	Структура воды	
	Свободная	Гидратный пристеночный микрослой
Плотность, г/см ³	1,0	1,2-1,8
Диэлектрическая постоянная.	80	2-3
Вязкость, ПЗ.		
Температура:	0,076	0,1-0,8
- замерзания, °С,	0	до 80
- кипения, °С.	100	200-300
Теплоемкость, кал/г · °С	1,0	0,7

По свойствам вода пристеночного слоя, как видно из таблицы, резко отличается от свободной и приближается к свойствам твердого тела. Чем меньше содержание воды в почве, тем выше плотность пристеночного слоя:

$$P=(1,1-0,05\theta)\pm 0,15,$$

где θ – влажность почвы в весовых %.

На плотность воды влияют обменные катионы, которые по К.К. Гедройцу, образуют ряд по уменьшению энергии обмена:



Чем выше валентность, тем сильнее катион удерживается почвой и легче может перейти из воды в почву.

На подвижность молекул воды влияет плотность заряда катиона (отношение величины заряда к ионному радиусу). K^+ делает структуру слоя менее плотной, чем Na^+ , одновалентный Cs^+ с ионным радиусом, большим чем у K^+ ,

делает слой более рыхлым, чем K^+ . При уплотнении слоя повышается его вязкость, миграция Cs^+ в слое ухудшается.

В связанной воде молекулы движутся диффузно, как и в твердых телах.

К гидратному штерновскому слою примыкает диффузный (рыхлосвязанный) слой воды, толщиной 10^{-7} м, в котором свойства воды постепенно приближаются к свойствам гравитационной воды.

Сильное ион-дипольное взаимодействие при переходе к гравитационной воде заменяется слабым диполь-дипольным взаимодействием.

С приложением напора структурированные связи в воде разрушаются, и частицы жидкости движутся беспорядочно в фильтрующей жидкости. С увеличением градиента напора толщина слоя связанной воды должна уменьшаться, что должно способствовать вымыву ^{137}Cs . Такое явление наблюдалось в опытах.

Интересно посмотреть, как определяется толщина пристеночного слоя в исследованиях по литературным данным.

Схема движения растворов в поровом канале приведена на рис 1.2 [103].

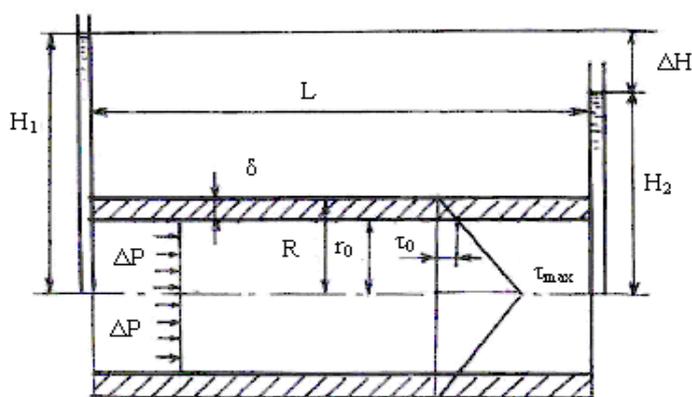


Рис. 1.2 Схема движения раствора в капилляре при наличии слоя связанной воды.

Толщина пристеночного слоя δ определяется по формуле:

$$\delta = \frac{\tau_0 \cdot 2L}{\Delta P}, \quad (1.17)$$

где: ΔP - разность давления в потоке жидкости;

τ_0 - начальное касательное напряжение сдвига;

τ_{max} - касательное напряжение сдвига в движущихся слоях свободной жидкости;

L - длина пути фильтрации;

R - радиус порового канала.

Пока напряжение сдвига в потоке не превышает значения τ_0 , пристеночный слой сопротивляется сдвигу как твердое тело.

Н.Ф. Бондаренко оценивает толщину пристеночного слоя по увеличению расхода жидкости, когда ранее неподвижные слои вовлекаются в поток [24]:

$$\frac{Q}{Q_1} = \frac{r_K^4}{r^4}, \quad (1.18)$$

где Q_1 - расход объемной жидкости;

Q - расход жидкости с вовлеченным пристеночным слоем;

r_K - радиус капилляра до пристеночного слоя;

$r = r_K + \delta$ - полный радиус капилляра;

Сначала находится r :

$$r = \sqrt{\frac{K8\eta}{\rho q}}, \quad (1.19)$$

где K - коэффициент фильтрации;

η - вязкость жидкости (табличное значение);

ρ – плотность жидкости (табличное значение).

Затем вычисляют:

$$r_K = K \cdot \sqrt[4]{\frac{Q}{Q_1}} \quad (1.20)$$

В опытах с керамическими фильтрами получено при температуре 10^0 С $r=4,6 \cdot 10^{-7}$ м; $\delta=6 \cdot 10^{-9}$ м, при температуре 20^0 С $r=4,68 \cdot 10^{-7}$ м, $\delta=9,5 \cdot 10^{-9}$ м.

В опытах отмечено, что с повышением температуры в движение граничных слоев вовлекаются поры других размеров.

При малой толщине жидкого слоя между коллоидными частицами диффузные электрические слои противоположных зарядов перекрываются, и ионы в них начинают перераспределяться, возникают силы отталкивания. Между двумя поверхностями проявляется электростатическое расклинивающее давление $\Pi_{эл}$ [24]. Дерягин и Ландау вывели следующее выражение для $\Pi_{эл}$:

$$\Pi_{эл} = 64 \cdot C \cdot RT \cdot \theta^2 e^{-kh} \quad (1.21)$$

где C – концентрация ионов в растворе;

R – универсальная газовая постоянная;

θ – величина, определяемая потенциалом поверхности φ_0 ;

h – толщина жидкого слоя;

T – абсолютная температура;

k – обратная толщина диффузного электрического слоя.

Из формулы видно, что $\Pi_{эл}$ экспоненциально нарастает с утончением жидкого слоя. Концентрация C входит в формулу дважды – в виде множителя и в показатель степени K . В результате $\Pi_{эл}$ уменьшается при увеличении концентрации раствора.

Кроме того, расклинивающее давление обуславливается вандерваальсовыми межмолекулярными силами. Две молекулы притягиваются с силой, обратно пропорциональной седьмой степени расстояния между ними [64].

Электростатические силы отталкивания $\Pi_{эл}$ утолщают жидкий слой, вандерваальсовыи силы $\Pi_{в}$ утончают его. Если преобладает $\Pi_{эл}$ и оно может уравнять внешнее давление, вытекание жидкости из слоя приостанавливается, фор-

мируется слой с равновесной толщиной. Чем больше $\Pi_{эл}$, т.е. чем меньше C , тем больше толщина жидкого слоя.

Если преобладает Π_B , вытекание жидкости слоя ускоряется. На изменение Π_B количество электролита в растворе не влияет.

Обычно двойной электрический слой состоит из нескольких разнородных ионов. Перераспределение ионов в слое Штерна и диффузном слое носит обменный характер: при поглощении одних ионов в раствор переходит эквивалентное количество других.

1.5. Определение и постановка задач исследований

1. Основная цель – развитие теоретической и экспериментальной базы водохозяйственной радиологии. В рамках этого направления предполагается изучить вымыв цезия – 137 из почвы различными способами и режимами орошения, исследовать влияние качества воды, дать практические рекомендации по промывке, разработать мероприятия, предотвращающие загрязнение радионуклидами водных объектов и реабилитирующих загрязненные водоемы; построить математические модели процессов водной миграции цезия; разработать экономические методы расчетов, обосновывающих применение водохозяйственных мероприятий.

2. Проводя лабораторные эксперименты выяснить, как осуществлять поливы дождеванием, созданием слоя воды на поверхности почвы, капельным орошением, каковы оптимальные значения промывных норм, продолжительность межполивных периодов.

3. Очевидно, что промывка должна охватывать как можно больше мелких пор, поэтому необходимо определить в опытах эффективность поливов непрерывным током воды со слоем воды на поверхности, периодическими поливами дождеванием, непрерывным капельным орошением, изменяя величину промывных норм.

4. При исследовании любого процесса всегда важно знать, как зависит его скорость от температуры реагентов. Подогревая почву или воду можно установить как влияет температура на скорость вымыва цезия. Если процесс лимитируется растворением, которое усиливается с повышением температуры, значит, более теплая вода должна лучше вымывать цезий из почвы, холодная хуже. Часто повышением температуры процесс легко переводится в диффузионную область. Обычно, даже при комнатной температуре процесс идет в диффузионной области. Увеличение температуры уменьшает толщину пограничного слоя.

5. В диффузионном режиме скоростные коэффициенты зависят от физических свойств раствора и от гидродинамических условий в промываемой почве, поэтому в опытах необходимо учесть возможность в широких пределах изменять скорость диффузионного потока. Это можно осуществить на приборе Дарси, регулируя напор воды разным слоем свободной воды на поверхности грунта и разным открытием вентиля на фильтрационном сбросе, создавая скорости фильтрационного потока в широком интервале значений.

6. Поскольку исследуется процесс вымыва цезия из почв с различными характеристиками пористого материала возникает вопрос о равнодоступности межфазной поверхности. После Чернобыльской аварии прошло более 20 лет и как распределяется концентрация цезия по мере удаления от поверхности пористого материала в глубину после многих лет воздействия на миграцию различных природных факторов, не ясно. Считается, что внутренняя канетическая область нехарактерна для процессов растворения и выщелачивания, так как пористость исходных материалов невелика, и сечение пор ничтожно. Процесс выщелачивания во внешнекинетической области чаще всего возможен лишь на начальной стадии. По мере подключения к вымыву все более мелких пор, диффузия затрудняется и процесс переходит во внутреннедиффузионную область. В опытах необходимо проанализировать влияние времени, длительности вымыва цезия на его интенсивность, а также влияние изменения пористости и плотности по слоям почвы.

7. Внешнедиффузионное ограничение обнаруживается если установить экспериментально зависимость скорости вымыва от скорости фильтрационного потока. Гидродинамическая характеристика потока влияет на толщину диффузионного пограничного слоя, поэтому можно провести опыт на приборе Дарси по выявлению зависимости величины вымыва цезия от потерь напора в слое промываемого грунта. Толщина пристенного слоя воды в капилляре по формуле (1.17) обратно пропорциональна разности давлений в потоке жидкости.

8. При контакте водного потока с грунтом пористость непрерывно меняется, меняется скорость фильтрации. В процессе вымыва должен наблюдаться вынос, кроме цезия, (масса которого в почвах ничтожна) многочисленных химических микро и макрокомпонентов и эффективная пористость должна увеличиваться. Однако, одновременно действует процесс физико-химической и газовой кольматации. В частности при поливе водопроводной артезианской водой, в которой содержится в условиях Брянской области много железа, возможна кольматация золем железа $Fe(OH)_3$. Кольматация вполне вероятно будет преобладать над фактором увеличения пористости. Скорость процесса может перейти с течением времени вымыва во внутридиффузионную область, не зависящую от гидродинамической обстановки.

9. Толщина диффузионного электрического слоя уменьшается с увеличением концентрации электролита и валентности ионов. С добавлением в поливную воду или в промываемую почву удобрений (хлористого калия, аммиачной селитры и др.) вымыв цезия должен увеличиваться, т.к. с уменьшением толщины диффузионного слоя снижается гидравлическое сопротивление. При низкой концентрации электролита количество ионов возле поверхности почвенных частиц невелико, мало электрических зарядов, компенсирующих заряд на поверхности и электрическое поле должно привлекать необходимые для компенсации ионы на большом расстоянии – толщина слоя увеличивается. Возрастание валентности способствует сжатию слоя, т.к. при одной и той же концентрации ионов количество зарядов возрастает при увеличении валентности.

10. Возрастание гидравлического сопротивления поровой среды за счет увеличения толщины пристенного слоя связанной воды при малых скоростях филь-

трации или его удаление за счет увеличения скорости сопровождается нарушением линейного закона фильтрации. Необходимо проверить это утверждение для радиоактивно загрязненных почв Брянской области, используя результаты опытов на приборе Дарси.

11. Дистиллированная, свежетакая, водопроводная, дождевая, «ультразвуковая» вода отличаются содержанием растворенного газа, что приводит к смещению структурного равновесия и к изменению растворяющей способности воды. Предполагается проверить это при поливах разной водой.

12. На подвижность молекул воды влияет плотность заряда катиона, поэтому Na^+ , обладающий высокой плотностью заряда, делает структуру пристенного слоя более плотной, чем K^+ и Cs^+ . При уплотнении слоя повышается его вязкость, миграция ^{137}Cs в слое должна ухудшаться. Необходимо подтвердить это опытом.

13. Время контакта промывной воды с почвой должно быть достаточным, чтобы цезий мог раствориться, обменяться с другими ионами и диффундировать за пределы пристенного слоя связанной воды. Необходимо, изменяя время предварительных замочек грунта, установить оптимальное время предварительного контакта воды и почвы перед промывкой.

14. Поставить специальные полевые и лабораторные опыты для изучения выноса радионуклида цезия-137 с испаряющей влагой из почвы без растений и с эвапотранспирационным потоком влаги из почвы, покрытой растительностью. Получить количественные показатели выноса цезия и сравнить их.

15. Выявить влияние рыхления почвы на эффективность промывных поливов. Определить сроки проведения рыхления.

16. Изучить в полевых условиях на загрязненных землях сельхозпредприятий, имеющих оросительную сеть и поливавших с/х культуры после Чернобыльской аварии, как повлияли поливы на вынос радионуклидов по сравнению с неорошаемыми землями.

17. Учитывая важность использования капельного способа орошения и для промывки цезия, и для роста урожайности на приусадебных и дачных участках населения, предполагается разработать передвижную систему капельного орошения, чтобы снизить серьезные финансовые затраты, возникающие при установке стационарных капельниц.

18. Учитывая невысокие экономические затраты на создание микролиманов в период весеннего таяния снега и повсеместную возможность организации промывок силами самих хозяйств в период стандартных мероприятий по регулированию снеготаяния, исследовать в лабораторных условиях вымыв цезия на мерзлых почвах.

19. Учитывая, что в замкнутых понижениях, в ложбинах стока наблюдается повышенное содержание цезия необходимо изучить принципы перераспределения весенней влаги по территории с помощью регулирующих мероприятий – организации весеннего стока.

20. Исследовать, каковыми должны быть величины промывных норм на почвах, подвергшихся замерзанию, каков эффект промывок.

21. Изучить процессы выноса цезия-137 с продуктами водной эрозии на землях, загрязненных радионуклидами и роль мероприятий по борьбе с эрозией почв в деле предотвращения загрязнения цезием водных объектов.
22. На существующих прудах в полевых условиях исследовать как распределяются поступающие с водой радиоактивные наносы по ложу пруда и как располагаются радионуклиды по вертикальному профилю илового слоя.
23. Определить интенсивность вторичного загрязнения воды в водоемах, исходящего от радиоактивного ила и опасность загрязнения подрусловых вод, используемых населением для питьевого водоснабжения. Для чего предполагается поставить специальные опыты по изучению диффузии цезия в капиллярах ила и почвы.
24. Выявить особенности осаждения радионуклидов в отстойниках и дать рекомендации по использованию этих сооружений.
25. Изучить с помощью полевых и лабораторных опытов роль биоканалов в очистке от радиоактивного загрязнения водоемов.
26. Продолжить исследование процессов переноса и концентрации радионуклидов в водоемах теперь уже со стоячей водой в условиях ограниченного испарения с открытой водной поверхности, свободного испарения при разных температурах, при поступлении атмосферных осадков в водоем и без них.
27. Исследовать возможность использования верхнего водоносного горизонта ненапорных вод с помощью устройства мелкотрубчатых колодцев для организации промывных поливов дачных и приусадебных участков населения.
28. Поставить опыты для выявления снижения радиоактивного загрязнения воды открытых водотоков с помощью цеолитовых конструкций.
29. Разработать мероприятия, снижающие загрязнение радионуклидами верхнего водоносного горизонта.
30. Для разработки методов расчета процессов водной миграции радионуклидов планируется создание ряда математических моделей. Поскольку состав и содержание математических моделей, характеризующих скорость процесса, определяется скоростью отдельных стадий, существенно наименьших по сравнению со скоростями других, попытаться выявить эти медленные, лимитирующие процесс, стадии.
31. Используя полевые материалы распределения ^{137}Cs в вертикальном профиле почв по литературным данным и свои собственные материалы обследований в западных районах Брянской области, проанализировать возможность применения для построения моделей вымыва цезия общепринятую методику изучения кинетики процесса т.е. в основу моделей положить некоторые предполагаемые механизмы процессов, отражающие взаимодействие компонентов системы, их совместное изменение и переход одних в другие.
32. Разработать математические модели:
 - а) выноса радионуклидов в глубь почвы промывными поливами;
 - б) выноса цезия-137 с эвапотранспирационным потоком влаги;
 - в) выноса цезия-137 из почвы с испаряющейся влагой.

33. Разработать математические модели для оценки загрязнения водных объектов:

- а) выноса цезия-137 с продуктами водной эрозии почв;
- б) распределения цезия-137 в донных отложениях прудов;
- в) самоочищения воды от радионуклидов в водоемах.

34. Разработать методику расчета экономической эффективности промывных поливов на оросительных системах с дождеванием с определением следующих показателей:

- а) предотвращенная доза внутреннего облучения;
- б) предотвращенная доза внешнего облучения;
- в) стоимости строительства оросительных систем;
- г) стоимости мероприятий по регулированию внутриснежного стока;
- д) экономической эффективности промывочных поливов и мероприятий по регулированию внутриснежного стока.

Глава 2

Методические вопросы исследования радиоактивного загрязнения и водной миграции радионуклидов

2.1. Отбор проб на местности, зараженной цезием -137

Изучение фактического перераспределения радионуклидов цезия-137 в результате водной миграции проводилось на объектах водохозяйственного назначения, построенных до Чернобыльской аварии на АЭС.

Пробы почвы, грунта, илстых отложений, воды, растений отбирались на существующих осушительных и оросительных системах, на прудах и очистных сооружениях г. Новозыбков. Это позволило использовать имеющиеся материалы предпроектных изысканий по топосъемке, почвенные карты, геологические сведения.

Перечень основных водохозяйственных объектов, обследованных для изучения водной миграции цезия-137, приводится в таблице 2.1.

Таблица 2.1 Объекты полевых исследований

№ п/п	Название объекта	Площадь в га	Год ввода в эксплуатацию	Зона заражения цезием - 137	Дата обследования	Годы эксплуатации	
						До 1986г	После 1986г
1	2	3	4	5	6	7	8
1.	Осушительно-оросительная система п. Карпиловка, к-з «Им. Ромашина», Злынковского р-на	169	1982-1983	Зона проживания с правом отселения, 5-15 Ки/км ²	25.09.05.	1983	До 1991 полив
2.	Там же, пруд	-	1982	То же	22.11.05 25.03.06	1982	До 1991 Орош. До 2006 рыба развед.
3.	Осушительная система п. Колодезский, к-з «Комсомолец» Новозыбковского р-на	280	1984-1985-1986	Зона отселения, 15-40 Ки/км ²	25.08.06	1984	1986 действует

Продолжение таблицы 2.1

1	2	3	4	5	6	7	8
4.	Овощной орошаемый участок п. Новые Бобовичи, СХПК «Решительный», Новозыбковского р-на	50	1980	Зона отселения, 15-40 Ки/км ²	26.03.08	1980 полив	До 1995 полив
5.	Орошаемый овощной участок ОПХ «Волна революции», п. Глыбочка, Новозыбковского р-на	50	1970	Зона отчуждения, более 40Ки/км ²	30.08.07	1970 полив	До 1991 полив
6.	Дачно-садоводческое товарищество ГТП, п. Людково, пригород г. Новозыбков	23,8	1964	Зона отселения 15-40 Ки/км ²	24.05.08	С 1964 полив	До 2008 полив

Для ориентировки на местности при полевом обследовании необходимо иметь:

1. Региональные географические карты М1:100000;
2. Топографический план со схемой оросительной или осушительной системы на объекте, подлежащем обследованию, в масштабе М 1:2000, М 1:5000;
3. Дозиметрические приборы для определения фона радиационного излучения в полевых условиях (СРП-68-01, РКСБ- 104-Белвар, ДКГ-03Д-Грач и др.).

При отборе проб составляется абрис расположения створов и точек отбора с указанием их номера и расстояния между ними. В тетрадь так же записываются тип пробы, глубина взятия пробы, дата, фон радиационного излучения в точке отбора, температура воздуха, погодные условия, экспозиция склона, характер с/х использования земель в месте взятия пробы.

Пробы почвы, грунта на местности, ила в ложе пруда и на дне каналов брали с помощью бура-пробоотборника или штыковой лопатой, фиксируя глубину взятия пробы.

Пробы воды, объемом 1-1,5 литра отбирались в реках, озерах, прудах, колодцах, каналах, в отстойниках очистных сооружений. Водой наполнялись пластмассовые бутылки с пробками.

Пробы рогоза с откосов и дна каналов выкапывались целиком с корнями и грунтом, сортировались и укладывались в плотные полиэтиленовые мешки.

Пробы лишайника со стволов и толстых веток деревьев собирали с коры тупым скребком на высоте 1-2 м над поверхностью земли и укладывали в полиэтиленовые мешки.

2.2. Подготовка проб к лабораторным опытам

Почва и грунт

Пробы почвы и грунта естественной влажности, привезенные с поля, распаковываются и взвешиваются не позже, чем через 3-е суток с момента полевого отбора проб.

Общая масса пробы хранится в полиэтиленовых мешках в состоянии естественной влажности.

Пробы разделяются на порции и согласно условиям предстоящего опыта сушатся на нагревательных электроприборах при температуре 85-100⁰С в течении 2-х суток.

Высушенные пробы сразу после сушки помещаются в полиэтиленовые мешки и в плотно закрытом состоянии охлаждаются в течении 2-х суток в комнатных условиях.

Охлажденная проба измельчается и просеивается без остатка через сито с отверстиями 1 мм.

Приготовленная проба взвешивается, определяется ее плотность в насыпном состоянии и засыпается в сухой полиэтиленовый мешок. Активность цезия-137 в пробе определяется сразу же после 2-х суточного охлаждения.

Цеолит

Пробы цеолита отбирались в карьере Хатынецкого месторождения Орловской области в виде комьев размером от 5 до 20 см. Комья дробились и высушивались на нагревательных электроприборах в течении 2-х суток.

Высушенные раздробленные комочки цеолита измельчались более тщательно. Для получения цеолита с гранулами определенного размера, измельченный цеолит просеивали через сито с определенным диаметром отверстий. Приготовленный гранулированный цеолит для хранения засыпался в полиэтиленовые мешки, по фракциям.

Размеры фракций: < 1 мм, 1-2, 2-3, 3-5, 5-10 мм.

Для каждой фракции определялась общая масса, и плотность в насыпном состоянии. Активность цеолита определялась по фракциям для навесок 100-200г.

Вода

Активность проб воды, привезенных с места отбора, следует определять как можно раньше, чтобы избежать снижения активности воды за счет прилипания радионуклидов к стенкам и дну сосуда за время хранения.

Активность пробы воды проверяется по частям, по 200-300г. Пробу воды, отливая в измерительный контейнер для определения активности, необходимо тщательно перемешивать.

Проба транспирационной воды собиралась марлевой салфеткой с внутренней поверхности полиэтиленового пирамидального шатра, под которым выращивались растения. Для определения активности конденсата использовался метод высушивания салфеток. Применение этого метода измерения активности обусловлено способом отбора транспирационной влаги и незначительной концентрацией радионуклидов в транспирационной воде.

Растения

Пробы зеленой массы и корней рогоза освобождаются от упаковки (полиэтиленовых мешков) не позднее, чем через – 1 сутки после отбора.

Пробы готовятся для двух состояний влажности растений:

- 1- Естественная влажность, соответствующая моменту отбора пробы;
- 2- Абсолютно сухое состояние.

Подготовка проб рогоза в состоянии естественной влажности ведется в следующей последовательности:

1. Стебли рогоза нарезаются на части:

- 30 см от корня – это подводная, утолщенная, сплошная часть стебля;
- от 30 до 80 см – это надводная, утолщенная часть стебля, состоящая из листьев, плотно прилегающих друг к другу;
- от 80см до 1,5-2,0 м – верхняя часть рогоза, состоящая из листьев, не прилегающих друг к другу.

2. Корни рогоза освобождаются от ила и сортируются:

- «Живые корни» - корни года, в котором отбиралась проба – это корни белого цвета, толстые и тонкие;
- «Отмершие корни» - корни прошлого года- это корни коричневого цвета.

Все части стебля рогоза и рассортированные корни промываются под проточной водой, обсушиваются в комнатных условиях, нарезаются на кусочки 0,5-1 см и по каждой части фиксируется ее масса.

Активность зеленой массы и корней рогоза в состоянии естественной влажности определяется для навесок 50-100г.

Подготовка проб рогоза в абсолютно сухом состоянии осуществляется в следующей последовательности:

1. Приготовленные пробы стеблей и корней рогоза в состоянии естественной влажности после измерения их активности просушиваются при комнатной температуре 20⁰С в течении 3-7 суток.

Далее каждая часть рогоза досушивается с открытой поверхностью на нагревательном электроприборе при температуре 50-65⁰С в течении 2-х суток.

2. Высушенный рогоз укладывается в полиэтиленовые мешки, плотно закрывается и охлаждается в комнатных условиях 2-е суток. После охлаждения фиксируется масса сухой пробы каждой части рогоза.

Активность зеленой массы и корней рогоза в абсолютно сухом состоянии определялась для навесок 30-50г.

Определение плотности насыпной почвы и грунта

Плотность почвы или грунта зависит от многих факторов, но в первую очередь, от его агрегатного состояния, мехсостава, влажности.

Показатели активности одной и той же пробы, измеренные на радиометре РУБ-01Пб изменяются в зависимости от плотности пробы. Для контроля плотности, тщательности перемешивания сухой измельченной пробы перед загрузкой ее в контейнер для радиометрического измерения, определялось среднее значение массы насыпной пробы в стандартном объеме 50 см³. Взвешивание проводилось на электронных весах с точностью до 0,01г.

Для определения средней массы насыпного грунта с навеской 200-300г обычно необходимо провести 5-6 взвешиваний в кюветке объемом 50 см³ в зависимости от гранулометрического состава пробы. Из 5-6-ти взвешиваний почти никогда не получается одинаковой массы и значит, одинаковой плотности насыпной пробы. Из этого следует, что в пробе большого объема труднее добиться одинаковой плотности. Амплитуда разброса значений плотности в малом объеме меньше.

Кроме того, подмечено, что масса одного взвешивания в 50 мл емкости, определяемая из остатков данной сыпучей пробы (почва, грунт), всегда получается наименьшей. Следовательно, в общей массе сухой пробы происходит перемещение, просыпание более мелких частиц почвы по поровым каналам между крупными частицами, даже при незначительном сотрясении.

Мелкие частицы в силу своей наибольшей адсорбирующей поверхности обладают и наибольшей радиоактивностью по сравнению с крупными в данной пробе.

Было отмечено, что масса насыпного грунта или почвы изменяется в зависимости от продолжительности пребывания приготовленной навески на воздухе, в зависимости от влажности комнатного воздуха. Масса насыпного грунта зависит от температурных условий, от длительности промежутка между нагревом и остыванием.

При измерении активности одной и той же пробы, разделенной по слоям, масса насыпного грунта является как бы контрольным показателем. Если масса насыпной пробы (т.е. ее плотность) больше, то активность должна быть меньше и наоборот.

Не следует путать понятия плотности насыпного грунта с плотностью укладки (упаковки) грунта.

Эти понятия при определении активности сыпучей пробы на радиометре РУБ-01П6 оказывают противоположное воздействие:

- при увеличении плотности насыпного грунта - уменьшается активность пробы и наоборот;
- при увеличении плотности укладки грунта - увеличивается активность пробы и наоборот.

2.3. Измерение радиоации

Измерение радиоактивности осуществляется радиометрами, которые регистрируют излучения, испускаемые радиоактивными атомами. Радиометры применяются для обнаружения и определения степени радиоактивности почвы, воды, воздуха, продуктов питания, заражения поверхностей, оборудования, одежды. В исследованиях применялся радиометр РУБ-01П6. При фиксированном времени измерения радиометр регистрирует количество импульсов напряжения, которые формируются при попадании в счетчик частиц или волн высокой энергии. Рассчитывается количество импульсов в единицу времени. Скорость счета (имп/с) пропорциональна активности образца (Бк, Ки), которая обычно интересует исследователей. Точность измерений возрастает за счет продолжительности измерения и с увеличением скорости счета, которая повышается с возрастанием концентрации радионуклида в образцах почвы [100].

Радиометр РУБ – 01П6 включает в себя блок детектирования БДКГ – 03П и измерительное устройство УИ – 38П2.

Измерение уровня гамма-излучения осуществлялось следующими дозиметрами.

Многофункциональный бытовой прибор РКСБ-104 предназначен для контроля радиационной обстановки на местности, в рабочих и жилых помещениях. Прибор может служить и дозиметром, и радиометром. Его используют для измерения:

- а) мощности полевой эквивалентной дозы гамма-излучения с погрешностью $\pm 40 - \pm 25\%$ в диапазоне 0,1-99,99 мкЗв/ч ;
- б) плотности потока бета – излучения с поверхности с погрешностью $\pm 60 - \pm 40\%$ в диапазоне 0,1-99,99 1/(с.см²);
- в) удельной активности радионуклида цезий – 137 в веществах в диапазоне $5,4 \times 10^{-8} - 5,4 \times 10^{-5}$ Ки/кг с погрешностью $\pm 60 - \pm 40\%$.

Дозиметр гамма-излучения ДКГ-03Д «Грач» предназначен для измерения мощности эквивалентной дозы гамма-излучения (МЭД) на предприятиях атомной энергетики, ядерно-опасных производств, в промышленности при использовании источников ионизирующих излучений, в экологических и санитарно – эпидемиологических службах. Население может использовать его для контроля радиационной обстановки.

Диапазон измерения МЭД от 0,1 до 1000 мкЗв/ч с относительной погрешностью измерения $\pm [15 + 2,5/N(10)]\%$, где $N(10)$ – измеренное значение, мкЗв.

Прибор СРП – 68-01 позволяет измерять мощность экспозиционной дозы гамма – излучения в диапазоне 0-3000 мкР/ч с градацией поддиапазонов 0-30, 0-100, 0-300, 0-1000, 0 – 3000 мкР/ч.

Погрешность отсчета снижается, если вычислять показание в данной точке как среднее из 5-10 отсчетов за 30-60с.

С помощью прибора *СРП-68-01* можно проводить измерение объемной и удельной активности гамма-излучающих нуклидов. Для этого детектор погружается в контролируемую пробу или сосуд типа Маринелли с размещенной в ней пробой, фиксируется показание в мкР/ч, учитывается фоновое излучение и выполняется пересчет от мкР/ч к Бк/л, кг с помощью пересчетных коэффициентов.

Погрешности радиометрических измерений.

Результаты любых измерений всегда содержат некоторую погрешность, зависящую от объекта измерения, внешних условий, совершенства измерительных приборов и опыта экспериментатора.

Погрешности могут быть случайными, систематическими и в виде ошибок экспериментатора. Наиболее распространенными среди случайных ошибок являются статистические погрешности.

Определяемая при радиометрических измерениях скорость счета, имеет вероятностный характер в связи со статистической (случайной) природой самого радиоактивного распада. Если несколько раз измерить скорость счета образца почвы, то получим разные значения, т.к. число распадающихся атомов в единицу времени, число частиц попавших в счетчик за единицу времени и т.п. в каждый момент отсчета будут разными [100].

Систематические погрешности возникают при использовании несовершенной методики измерений, из-за неточности приборов, влияния посторонних факторов и т.п. Зная природу таких погрешностей, нужно определять величины поправок и учитывать их в измерениях. Погрешность измерительных приборов иногда определяется классом точности, согласованным с ценой деления шкалы.

Для исключения погрешностей, связанных с методикой измерения, необходимо провести измерения другим методом и в других условиях.

Систематической ошибкой будет неправильный отбор проб почвы с разным распределением активности по объему в каждом случае.

Поскольку расчет ведется из условия равномерного распределения активности по объему пробы, последняя должна быть тщательно измельчена и перемешана.

Известно, что на пылеватых частицах почвы адсорбируется больше радионуклидов, значит, пылеватые частицы должны равномерно распределяться по объему образца. В этом примере систематическая погрешность связана со свойствами измеряемого загрязненного, сыпучего объекта измерения.

Погрешности в виде ошибок экспериментатора случаются из-за отсутствия должного внимания: неверная запись показания прибора, неправильно

прочитанный отсчет и т.п. Повторение измерения другим экспериментатором и другим прибором поможет найти ошибку.

Погрешности, зависящие от плотности пробы грунта

Для выявления таких погрешностей проведено изучение изменения показателей активности одной и той же пробы радиоактивной почвы при разной ее уплотненности.

Радиоактивная почва – дерново-подзолистая, супесчаная, пылеватая, с растительными остатками отбиралась из верхнего 10 см слоя на землях к-за Комсомолец Новозыбковского р-на.

Проба почвы массой 500г с удельной активностью 10847 Бк/кг высушивалась, измельчалась, просеивалась через сито с отверстиями 1 мм. Опыт проводился в измерительном контейнере – кюветке «Маринелли». Проба засыпалась в кюветку тремя разными способами и уплотнялась шестью способами. При каждом способе замерялась глубина почвы в кюветке «Маринелли».

Способы засыпки:

1. Проба засыпалась в сосуд «Маринелли» и уплотнялась последовательно шестью способами уплотнения без извлечения из сосуда. Одна засыпка проходила все шесть способов уплотнения.
2. Проба засыпалась в сосуд «Маринелли» и высыпалась перед каждым из шести способов уплотнения. Каждая засыпка проходила один способ уплотнения.
3. Проба засыпалась и вновь высыпалась после применения каждого из первых трех способов уплотнения 1,2 и3. После уплотнения способом 4 проба не высыпалась и применялся способ уплотнения 5, затем 6.

Во всех вариантах опыта измерялась удельная активность пробы.

Способы уплотнения:

1. Поверхность почвы, засыпанной в сосуд «Маринелли» разравнивалась линейкой.
2. Поверхность почвы разравнивалась легким вращением по кругу и покачиванием по горизонтале по 5 раз.
3. Поверхность почвы выравнивалась по способу 2 и уплотнялась легким, ритмичным 10-ти кратным постукиванием дна кюветки о пачку газет толщиной 1 см.
4. Поверхность почвы выравнивалась по способу 2 и уплотнялась 50-ти кратным постукиванием о пачку газет толщиной 1 см.
5. Выравнивание поверхности по способу 2 и уплотнение 100 – кратным постукиванием о пачку газет толщиной 1 см.
6. Выравнивание поверхности по способу 2 и уплотнении 150-ти кратным постукиванием о пачку газет толщиной 1 см.

В результате опытов пришли к выводам, что если не контролировать плотность навески в измерительной кюветке, то измерения получаются с погрешностями: при повышенной плотности – активность одной и той же пробы уменьшается, при пониженной плотности – увеличивается.

Для устранения погрешностей, связанных с плотностью пробы, приняты следующие правила подготовки пробы почвы (грунта):

- сухая проба всегда одинаково измельчается и обязательно просеивается через сито с отверстиями 1 мм;
- навеска пробы, засыпанная в измерительную кюветку, уплотняется одним методом.

Уплотнение пробы осуществляется непосредственно в закрытой измерительной кюветке легкими, ритмичными, равномерными постукиваниями о пачку газет толщиной более 1 см. Проба в кюветку насыпается равномерным слоем, поверхность разравнивается. В навеске 200-300г легче добиться однородной плотности. Общее количество постукиваний для навески 200г (300г) принято следующее – 110 раз для сыпучих проб, 210 раз – для измельченной растительности.

Погрешности, зависящие от массы и объема пробы.

Согласно инструкции по эксплуатации, при измерении на радиометре РУБ-01П6 проб объемом 1л, считается допустимой одна из основных относительных погрешностей в следующих пределах:

- 1) для определения активности - $\pm 20\%$;
- 2) для определения удельной и объемной активности от 20 до 100 Бк/кг, л - $\pm 50\%$, более 100 Бк/кг, л $\pm 25\%$.

Работа радиометра с большим объемом проб – 1 литр, в соответствии с инструкцией дает большие и точно не предсказуемые погрешности в измерениях.

В лабораторных условиях изучалась работа радиометра с пробами одного и того же грунта различного объема от 50 мл до 1 литра и различной массы – от 50 г до 1000 г. массу навески увеличивали постепенно на 50 или 100 г.

Радиоактивная почва – дерново-подзолистая, супесчаная, пылеватая, с растительными остатками отбиралась из верхнего 10 см слоя на землях к-за «Комсомолец» Новозыбковского р-на.

Пробы почвы массой 1000 г с исходной удельной активностью 11500 Бк/кг высушивалась, измельчалась, просеивалась через сито с отверстиями 1 мм. Опыт проводился в одном и том же измерительном контейнере – кюветке «Маринелли».

Измерение активности подготовленной пробы почвы осуществлялось для навесок разной массы в три цикла, продолжительностью не более 1 суток с перерывом 2-5 суток.

Проба почвы, массой 1000г перед началом каждого цикла тщательно перемешивалась в полиэтиленовом мешке пересыпанием из конца в конец по 20 раз.

Засыпалась почва в кюветку частями. Измерение активности пробы начиналось с наименьшей массы – 50г. При наращивании массы дополни-

тельная часть почвы засыпалась равномерно по поверхности предыдущей навески.

Для разуплотнения навески, прошедшей измерение, почва рыхлилась на всю глубину и после этого масса навески наращивалась. Поверхность каждой засыпанной навески выравнивалась вращением по кругу и покачиванием из стороны в сторону по 5-10 раз до полного выравнивания поверхности почвы. Затем почва уплотнялась постукиванием кюветки о пачку газет по 100 раз. После уплотнения проводилось измерение глубины навески.

Опыты показали, что удельная активность изменяется в зависимости от объема и массы пробы. В каждом из трех проведенных измерений показатели по активности одинаковых навесок одной и той же пробы варьируют, но имеют общую тенденцию – при увеличении величины пробы в измерительной кюветке удельная активность снижается. Разница между крайними значениями активности навесок 50г и 1000 г составляет ± 18 - $\pm 25\%$. Стабильные значения удельной активности получались для навесок массой 200-300г. Идентичные показатели при повторном измерении удельной активности одной и той же навески можно получить, если она будет занимать один и тот же объем в измерительной кюветке.

Для устранения погрешности, зависящей от массы и объема навески принято: в каждом опыте измерение активности проводить для навесок одинаковой массы, в основном 200-300г. Это ограничение навесок по массе позволяет точнее определять измерение концентрации радионуклидов в пробе после очередной обработке ее в процессе исследования. В каждом опыте проверяется активность одной и той же пробы столько раз, сколько циклов в опытах по промывке, испарению и т.д.

Общая масса исследуемой пробы для опыта, состоящего из нескольких циклов, должна быть больше навески, как минимум на 10-30%, с учетом непредвиденных потерь массы в процессе исследования. Для определения активности пробы, в каждом цикле, в измерительный контейнер загружается навеска всегда одинаковой массы по 200 г (или по 300г).

Изучение изменения показателей активности пробы радиоактивной воды при изменении ее объема.

Радиоактивная вода для опытов приготавливалась в лабораторных условиях методом многократного перемешивания радиоактивной почвы с дистиллированной водой. Радиоактивная вода сливалась из сосуда через сутки после последнего перемешивания и отстаивалась в течение 2-х часов. Исследуемая проба подготовленной радиоактивной воды массой 1000г заливалась в кюветку «Маринелли». Фиксируется общая глубина наполнения, глубина воды над выступом для блока детектирования и измеряется активность при максимальном наполнении (8,7 см) измерительного контейнера.

Затем вода отливается порциями по 50, 100, 200 мл в убывающем порядке и измеряется активность остатка воды при уменьшенной глубине.

Минимальный объем воды – 50 мл имеет глубину наполнения сосуда 0,65 см.

Заполнение измерительного контейнера уменьшающимся объемом воды применялось, чтобы избежать погрешностей за счет потери радионуклидов оседающих на стенках сосуда. Перед тем, как отлить очередную порцию, вода в контейнере тщательно перемешивалась для равномерного распределения радионуклидов по всей пробе.

Проведено 11 циклов радиометрических измерений. Продолжительность одного цикла 1,5 часа. Каждая проба измерялась 15 раз.

Результаты опытов позволили придти к следующим выводам:

1. Показатели объемной активности исследуемой пробы радиоактивной воды увеличиваются с уменьшением объема ее слоя в измерительном контейнере в зависимости от отношения долей изменения объема к долям изменения глубины.

Например:

- объем воды от цикла 1 к циклу 11 изменился в 20 раз (1000мл/50мл);
- глубина воды от цикла 1 к циклу 11 изменилась в 13,38 раза (8,7 см/0,65 см);
- объемная активность от цикла 1 к циклу 11 изменилась в 1,56 раза (137/85,80);
- отношение доли изменения объема к доли изменения глубины от 1 к 11 циклу

$$\frac{1000}{50} : \frac{8,7}{0,65} = 20 : 13,38 = 1,5 \text{ раза}$$

2. При уменьшении объема воды в 20 раз показатели объемной активности увеличиваются в 1,5 раза.
3. При уменьшении слоя воды в измерительном контейнере в 13,4 раза показатели объемной активности увеличиваются в 1,5 раза.
4. Для получения сравнимых показателей активности одной и той же пробы, измеряемой несколько раз, следует пользоваться порцией воды одного объема, например, 200 мл или 300 мл.

Погрешности, связанные с перемешиванием и распылением пробы.

Для равномерного распределения радионуклидов исследуемую пробу грунта перед загрузкой в измерительный контейнер необходимо тщательно перемешивать, если масса пробы больше массы навески. Удельная активность выделенной навески и остатка грунта должны быть одинакова.

Целесообразно перемешивать пробу в мягком (тонком) полиэтиленовом мешке методом пересыпки пробы. Перемешивание в закрытом полиэтиленовом мешке происходит без потерь радионуклидов при распылении грунта. Из тары с жесткой основой для отделения навески от общей пробы необходимо применять черпак, при этом на дне всегда остаются самые мелкие и самые радиоактивные пылинки в силу своей в сумме большой адсор-

бирующей поверхности. Примером, подтверждающим это, является факт, что из 5-6-ти измерений массы в 50 мл емкости, последнее измерение всегда наименьшая. Навеска с наименьшей массой насыпного грунта в одной и той же пробе обладает наибольшей удельной активностью. Потери на распыление обусловлены многократным пересыпанием из тары в тару в многоциклических опытах, пересыпанием из тары в измерительный контейнер и обратно, наполнением и опорожнением емкости 50 см³ при определении массы насыпного грунта, при делении пробы на навески.

Применение тары, измерительных контейнеров, пересыпание при помешивании пробы и определении массы насыпного грунта, разделение на навески должно быть однотипным по циклам в рамках конкретного опыта.

Погрешности, связанные с высушиванием и остыванием пробы.

Исследуемая проба грунта подвергается сушке на нагревательных электроприборах несколько раз за опыт в зависимости от количества циклов промывки, испарения и др. Оставшаяся после высушивания влага в пробе грунта увеличивает ее массу и существенно влияет на показатели удельной активности пробы, уменьшая ее. Причем, удельная активность уменьшается прямо пропорционально массе оставшейся влаги. На показатели активности высушенной пробы влияют температура ее, продолжительность и условия остывания. В зависимости от промежутка времени между нагревом и остыванием и последовательности измерения активности пробы – вначале горячая, а потом холодная или наоборот, показатели активности то увеличиваются то уменьшаются. Как следует из опытов, продолжительность остывания должна быть не менее, чем продолжительность нагрева. Увеличение продолжительности остывания ведет к изменению показателей по активности в связи с влиянием влажности воздуха.

Для устранения погрешностей при определении активности, обусловленных многократной сушкой и остыванием исследуемой пробы грунта выполнялись следующие правила:

- сушка пробы по циклам для данного опыта должна быть однотипной;
- многократная сушка пробы проводится в одной и той же кюветке;
- сушку влажного грунта проводить при одинаковом слое 2-4 см. Масса влажного грунта, отправляемого на сушку, должна быть одинаковой;
- продолжительность сушки на нагревательном приборе принимается постоянной – 2 сут;
- продолжительность остывания высушенного грунта так же должна быть в течение 2 сут;
- для остывания грунт помещается в полиэтиленовый мешок и плотно закрывается, чтобы исключить влияние влажного комнатного воздуха на изменение массы пробы.

Погрешности, зависящие от вероятностного характера измеряемой величины.

При радиометрических измерениях вероятностный характер имеют следующие показатели:

- концентрация радионуклидов в исследуемой пробе;
- число распадающихся атомов в единицу времени;
- число частиц или фотонов, попавших в счетчик за некоторый промежуток времени и др.

Энергия бета-частиц и (или) гамма-квантов, поступивших на блок детектирования радиометра преобразуется в электрические импульсы, которые фиксируются специальным счетчиком и на табло измерительного устройства высвечивается число, характеризующее активность исследуемой пробы. Согласно инструкции по эксплуатации радиометра таких единичных отсчетов, поступивших на измерительное устройство следует снять не менее 10, чтобы получить среднее арифметическое значение с учетом допустимой случайной погрешности. Эта случайная погрешность является определяющей, поэтому проводилось большее количество измерений одной пробы. Исходя из практических соображений в опытах принято следующее число измерений: для удельной активности 100 Бк/кг и менее – 15 измерений, для $УА=100-500$ Бк/кг – 30 измерений, для $УА=500-1000$ Бк/кг – 60 измерений, для $УА = 1000-5000$ Бк/кг - $60\div 90$ измерений, для $УА = 5000$ Бк/кг и более – 90-180 измерений.

Фоновое излучение радиометра с пустым измерительным контейнером зависит от тщательности его дезактивации. Измеренное фоновое излучение принимается постоянным для конкретного опыта и поддерживается на уровне 61,5-70,5 Бк. Перед началом радиометрических измерений необходимо следить, чтобы заданный фон не был больше измеренной величины в данном опыте.

Влияние человеческого фактора на точность измерений.

Неточность измерений вследствие недостаточного внимания экспериментатора является источником погрешностей, отличающих измеренную величину от истинного значения в непредсказуемом порядке при выполнении измерений даже по тщательно отработанной методике.

Если эта погрешность грубого характера, то заниженное или завышенное измерение резко отличается от ожидаемого, и, поэтому обнаруживаются легко. В таком случае необходимо повторить измерение в установленном порядке.

Менее грубую погрешность (промах), которая не дает ощутимых изменений, обнаружить труднее. Несколько промахов при выполнении измерений одной и той же пробы могут дать в сумме грубую погрешность. Основным способом устранения промахов – аккуратность, внимание во время работы и соблюдение строго установленного порядка при выполнении измерений.

Для устранения влияния человеческого фактора соблюдались следующие основные меры и предосторожности:

1. Включение радиометра в работу выполнялись одним стандартным методом. Производилась систематическая запись цифр (отсчетов измерения), высвечивающихся на табло и вносимых на кодовый переключатель измерительного устройства «УИ» согласно инструкции по эксплуатации. Это помогает в самом начале работы установить неисправности и степень загрязненности радиометра.
2. Отсчеты единичных измерений записывались в типовую таблицу, по ее назначению, в порядке появления их на табло «УИ». Это помогает вовремя обнаружить неверную запись показаний прибора, неправильно прочитанный отсчет или сбой в показаниях счетчика по другой причине, вызывающей погрешности грубого характера.
3. Для радиометрических измерений навеска исследуемой пробы взвешивалась вместе с измерительным контейнером, чтобы устранить потери по массе при пересыпании из тары в контейнер.
4. Перед взвешиванием навески проверялась точность работы электронных весов, положение нуля. От массы навески зависит точность единичных измерений активности. С увеличением массы – единичное измерение увеличивается и наоборот.
5. Засыпанная в контейнер навеска разравнивалась и уплотнялась по единой методике. С увеличением плотности единичные измерения уменьшаются и наоборот.
6. Перед установкой кюветки «Маринелли» на блок детектирования необходимо проверить плотно ли закрыта крышка на кюветке. При неплотно закрытой крышке показатели активности резко увеличиваются.
7. Тара (тонкий полиэтиленовый мешок) для хранения остывающей пробы не должна иметь повреждений, даже мелких проколов.

Масса навески в таре с повреждениями изменяется в течение времени в зависимости от влажности и температуры воздуха.

8. По средней массе насыпного грунта контролировалась относительная активность по слоям одной и той же пробы.

Если активность в слоях не соответствует их массам насыпного грунта, то следует вновь проверить активность в соответствующих слоях.

Единицы измерения.

Для характеристики фотонного излучения введена экспозиционная доза, определяемая по количеству пар ионов в 1 см^3 воздуха. В системе СИ за единицу экспозиционной дозы принят 1 кулон на килограмм (Кл/кг), а за внесистемную единицу — рентген (Р); $1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$. Рентген — это такая доза рентгеновского и гамма-излучения, при которой в 1 см^3 сухого воздуха при 0°C и давлении 760 мм образуется почти 2 млрд. ($2,08 \times 10^9$) пар ионов. Производные единицы рентгена: миллирентген ($1 \text{ мР} = 1 \times 10^{-3} \text{ Р}$) и микрорентген ($1 \text{ мкР} = 1 \times 10^{-6} \text{ Р}$). Мощность дозы рентгеновского или гамма-излучения обычно дается в расчете на 1 час (Р/ч, мР/ч, мкР/ч) [12].

За единицу активности принято одно ядерное превращение в секунду. В целях сокращения обозначения пользуются термином «распад в секунду» (расп./с). В системе СИ эта единица получила название беккерель (Бк). В практике радиационного контроля широко применялась внесистемная единица - кюри (Ки). Один кюри - это $3,7 \cdot 10^{10}$ ядерных превращений в секунду (Бк).

Концентрация радиоактивных веществ обычно характеризуется концентрацией его активности. Она выражается в единицах активности на единицу массы: Ки/г, мКи/кг и т.п. (удельная активность), на единицу объема – Ки/м³, мКи/л, Бк/см³ и т.п. (объемная концентрация) или на единицу площади - Ки/км², Бк/м² и т.п. [12].

Доза излучения (поглощенная доза) – это энергия радиоактивного излучения, поглощенная единицей массы облучаемого вещества или человеком. С увеличением времени облучения она растет. При одинаковых условиях облучение зависит от состава вещества. Поглощенная доза нарушает физиологические процессы и приводит к лучевой болезни различной степени тяжести. В системе СИ обозначается единицей – грей (Гр). Один грей – величина, при которой 1 кг облучаемого вещества поглощает энергию в 1 Дж (джоуль), следовательно, 1 Гр = 1 Дж/кг.

Поглощенная доза излучения является основной физической величиной, определяющей степень радиационного воздействия. Мощность дозы (мощность поглощенной дозы) – приращение дозы в единицу времени. Она характеризуется скоростью накопления дозы и может увеличиваться или уменьшаться во времени. Ее единица в системе СИ – грей в секунду, за одну секунду в веществе создается доза излучения - 1 грей [12].

На практике для оценки поглощенной дозы излучения до сих пор широко используется внесистемная единица мощности поглощенной дозы - рад в час (рад/ч) или рад в секунду (рад/с).

Эквивалентная доза. Это понятие введено для количественного учета неблагоприятного биологического воздействия различных видов излучения. В системе СИ эквивалентная доза измеряется в зивертах (Зв) [12, 195].

Зиверт равен одному грею, деленному на коэффициент качества. При $Q=1$ получаем:

$$1 \text{Зв} = \frac{1 \text{Гр}}{Q} = \frac{1 \text{Дж} / \text{кг}}{Q} = \frac{100 \text{рад}}{Q} = 100 \text{бэр}$$

Бэр (биологический эквивалент рентгена) - это внесистемная единица эквивалентной дозы. Бэр - такая поглощенная доза любого излучения, которая вызывает тот же биологический эффект, что и один рентген гамма-излучения. Поскольку коэффициент качества бета- гамма излучений равен 1, то на местности, загрязненной радиоактивными веществами при внешнем облучении [12]:

$$1 \text{Зв} = 1 \text{Гр}; 1 \text{бэр} = 1 \text{рад}; 1 \text{рад} = 1 \text{Р}.$$

2.4. Типичные стадии кинетических кривых водной миграции радионуклидов

Естественные кривые, характеризующие изменение активности по почвенному профилю, в толще ила, в воде, по длине водотока и др., состоят, в общем, из участков спада, подъема и горизонтальных отрезков разной длительности. Снижение активности происходит в течение года под влиянием естественных факторов продолжительное время. Периоды подъемов кратковременны и приурочены к замкнутым понижениям поверхности земли или к накоплению внутри почвы на влагонепроницаемых слоях. С глубиной почвы или по длине водотоков кривые, как правило, выполаживаются, стремясь к стационарному положению. Графическим представлениям изменения активности во времени или в глубину почвы по наблюдательным скважинам, расположенным в различных условиях склоновых водосборов и пойм, соответствует примерно одинаковая по форме S-образная кинетическая кривая. Кривые, различаясь лишь незначительно в деталях, имеют общие характерные участки, сменяющиеся в определенной последовательности.

После Чернобыльской аварии в течение некоторого промежутка времени могло почти не происходить спада активности или же, наоборот, наблюдалось резкое снижение сразу после аварии. Затем наступает период интенсивного регулярного снижения активности с увеличивающейся скоростью, которая достигает в какой-то момент времени максимального значения и потом снижается до нуля. Рост толщины очищенной от радионуклидов почвы прекращается.

Таким образом, на кинетической кривой можно выделить три периода: начальное замедленное снижение активности, период регулярного снижения активности, равновесие или стационарная фаза. Переход от одного периода к другому происходит в общем случае плавно и точку перехода четко определить бывает не всегда легко. Это объясняется плавной сменой режимов миграции (например, в период таяния снега интенсивность инфильтрации плавно может возрастать).

Деление кинетической кривой на фазы не означает, что предполагаются какие-то особые законы движения воды в каждый период, а математические модели, описывающие процесс на разных стадиях не сопоставимы друг с другом.

Период регулярного снижения активности можно охарактеризовать как протекание последовательных переходов от процессов растворения, десорбции ионов в почвенный раствор и далее к выносу нуклидов с движущимся потоком воды. Запишем скорости изменения активности в виде:

$$V = \frac{dZ}{dt}; \quad V_{cp} = \frac{Z_2 - Z_1}{t_2 - t_1} = \frac{\Delta Z}{\Delta t}$$

$$\beta = \frac{dZ}{dt} \cdot \frac{1}{Z} = \frac{d \ln Z}{dt}; \quad \beta_{cp} = \frac{Z_2 - Z_1}{t_2 - t_1} \cdot \frac{1}{Z_{cp}}$$

V_{cp} - абсолютная средняя скорость;

V - мгновенная скорость изменения активности;

β - относительная скорость, т.е. величина абсолютной скорости, отнесенная к единице снижения уровня активности.

По физическому смыслу относительная скорость снижения активности представляет собой темп снижения в единицу времени.

Вычисляя относительную скорость для различных периодов кинетической кривой, можно, при определенном значении Z_0 , добиться линейно убывающей зависимости β от Z . Если взять время, необходимое для снижения активности на одно и то же значение для отдельных участков периодов регулярного снижения, то можно обнаружить увеличение времени от минимального значения в начале периода регулярного снижения до бесконечно большого вблизи стационарной фазы.

Абсолютная скорость изменения активности на начальном участке периода регулярного снижения растет достигая максимального значения, затем наступает период снижения абсолютной скорости. В соответствии с изменением скорости на начальном участке изменение активности подчиняется экспоненциальному закону, последующий участок является периодом отрицательного ускорения. Точку перегиба кривой скорости можно рассматривать, как одну из характерных точек кинетической кривой.

Прогрессивно возрастающее замедление снижения активности приводит к стабилизации активности на определенном значении. В одной и той же скважине стабилизация активности по годам иногда происходит на разных, резко отличающихся уровнях, хотя, в общем, должна отмечаться тенденция стремления к одному значению – природному значению активности. Это объясняется наличием протекающего, одновременно со снижением, процесса возвратного осаждения радионуклидов из потока. Когда такие процессы уравновешиваются, активность стабилизируется.

На определенном этапе снижения активности система переходит в стационарную фазу, при которой мощность очищенной почвы достигает максимального значения, скорость снижения активности становится нулевой. При рассмотрении кривых типичным выступает такой факт, что чем сильнее начальная загрязненность почвы, тем больше общая величина снижения активности к моменту установления стационарного состояния.

Таким образом, изменение активности, в процессе водной миграции радионуклидов, является результатом сложных взаимоотношений движущегося потока воды системы водосбора и окружающей среды, внешним проявлением которых является S-образная форма кинетических кривых. Простые функциональные зависимости не в состоянии описать процесс, что проявля-

ется при первых же количественных сравнениях изменения активности в наблюдательных скважинах на разных водосборах или в одной наблюдательной скважине, но в разные годы.

Для получения адекватных количественных оценок необходимо аналитическое выражение S-образной функциональной зависимости кинетической кривой изменения уровней.

2.5. Некоторые вопросы методологии математического моделирования водной миграции радионуклидов

По Моисееву Н.Н. математическая модель содержит не только выражения законов сохранения, но в нее обычно входят различные эмпирические соотношения – типа уравнения состояния и различные константы, которые являются результатом экспериментальных измерений. Экспериментами на водосборных площадях в реальных условиях и в ходе лабораторных опытов устанавливаются количественные зависимости величин параметров и констант математической модели изучаемого процесса.

Осуществляется оптимизация процесса путем регулирования параметров модели и определяются пути практического осуществления этого регулирования. Математическая модель должна давать возможность расчета темпов снижения активности, что обеспечивает оценку режимов проходящих процессов при определенной структуре мелиоративных воздействий.

Многофакторность процесса водной миграции нуклидов при недостаточной изученности климатических закономерностей не дает возможность утверждать, что каждый новый сезон года будет определяться теми же самыми параметрами, что и в прошедшем году. Всегда следует иметь в виду, что в новом климатическом сезоне может выявиться специфический для него лимитирующий фактор. Хотя принципы регулирования и управления движением влаги при этом не изменяются, но практические пути и способы осуществления регулирования могут меняться каждый год, в соответствии с особенностями режима движения влаги.

В таких сложных условиях роль адекватной математической модели процесса, как основного инструмента исследования, контроля и прогнозирования, возрастает.

Изменение концентрации радионуклидов в воде в случае одноразового поступления их в водоем в работе [191] предлагается определять по уравнению:

$$\frac{\partial C_1(t)}{\partial t} = \frac{D}{L} \frac{\partial C_2(z,t)}{\partial z} - \frac{V_0 K_p C_1(t)}{L} - \lambda C_1(t) \quad (2.1)$$

$$Z = -V_0t$$

где $C_1(t)$ – концентрация радионуклидов в воде (Бк/см³);

$C_2(z, t)$ – их концентрация в донных отложениях на глубине z в момент времени t , (Бк/см³);

D – эффективный коэффициент диффузии радионуклидов в донных отложениях (см²/год);

L – средняя глубина водоема;

V_0 – скорость прироста слоя донных отложений в результате процесса детритообразования (см/год);

K_p – коэффициент распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами в водоеме;

λ – постоянная радиоактивности распада (год⁻¹).

В правой части уравнения (2.1) первый член описывает процессы обмена на границе слоя донных отложений и воды, второй – вынос радионуклидов в результате процесса детритообразования, третий – радиоактивный распад.

Миграция в почве и донных отложениях, обусловленная конвективно-диффузионным процессом, в работе [191] описывается в рамках диффузионных моделей:

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C(z,t)}{\partial z^2} - V \frac{\partial C(z,t)}{\partial t} - \lambda C(z,t) \quad (2.2)$$

где D – эффективный постоянный коэффициент диффузии радионуклидов в почве или в донных отложениях;

C – объемная активность (Бк/см³);

V – эффективная скорость вертикального переноса радионуклидов, в основном, под действием инфильтрующейся влаги, (м/с);

Z – глубина слоя почвы или ила, отсчитываемая от поверхности, (м);

λ – постоянная распада радионуклида, (с⁻¹);

t – время, прошедшее от начала наблюдения (с).

Миграция радиоактивной примеси по длине реки при стационарном сбросе и при условии, что концентрация в любом створе реки не зависит от времени, описывается дифференциальным уравнением турбулентной диффузии [59, 79, 85]:

$$D_L \frac{d^2 C_1}{dx^2} - V(x) \frac{dC_1}{dx} - kC_1 = 0$$

где C_1 – полная концентрация в воде (Бк/м³);

x – координата вдоль русла (м);

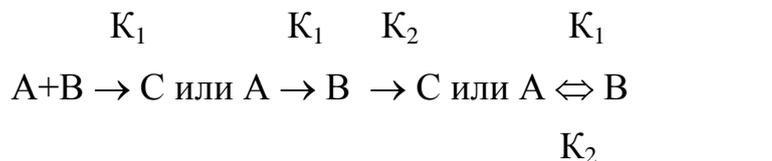
$V(x)$ – скорость течения (м/с);

k – коэффициент, учитывающий механизмы взаимодействия между водной массой и дном реки, а также распад (с⁻¹).

Выше приведены диффузионные уравнения, отличительными особенностями которых являются:

1. Уравнение баланса составляется для бесконечно малой величины δx , δz , а не для всего водосбора или профиля почвы.
2. Отметим, что для моделей диффузии градиенты концентрации радионуклида в толще грунта и скорость переноса нуклидов уменьшаются во времени. В действительности скорость растет, хотя и с изменяющимся темпом.
3. Не отражается поведение системы как целого. В этих уравнениях негласно предполагается, что любая бесконечно малая часть системы обладает ее характерными свойствами.
4. Описывается поведение только одной составляющей – концентрации радионуклидов и не отражается взаимодействие компонентов системы.
5. В уравнениях диффузии не отражается факт, что интенсивность процесса водной миграции радионуклидов одновременно зависит, во-первых, от достигнутого размера вымыва (выноса, отложения) и, во-вторых, от оставшегося содержания радионуклидов в почве, воде, от оставшегося возможным накопления радионуклидов в пруду, отстойнике и др.

Путь построения таких моделей существенно отличается от общепринятого метода изучения кинетики процесса, когда в начале рассматривается предполагаемая общая схема взаимодействия компонентов системы:



после этого находят выражение для скорости.

Кинетическая модель – это совокупность уравнений, описывающих скорости последовательности химических и физических стадий, через которые исходные данные и промежуточные продукты превращаются в конечные.

Как и в химии, процесс снижения активности осуществляется не просто путем перехода исходно загрязненной почвы в очищенную, а состоит из нескольких стадий. Характерной чертой является образование промежуточных стадий более подвижных ионов, которые удаляются с потоком воды в другой стадии.

Многие природные процессы описываются во времени и пространстве уравнениями баланса массы, включающими по Г. Николису и И. Пригожину, во-первых, функцию f , описывающую скорость производства компонента системы во всех химических реакциях, во-вторых, – диффузионные потоки [120].

Авторы монографии [120] подчеркивают, что такие уравнения с соответствующими граничными условиями, носят общий характер и могут применяться в химической кинетике, в анализе биохимических систем на клеточном и надклеточном уровнях. В модифицированной форме они могут описывать тепловые эффекты, применяться для исследования даже таких разных явлений, как конкуренция популяций в экосистеме и электрическая активность мозга. На поведение любой системы, в общем случае, наиболее влияют такие параметры: коэффициенты диффузии, константы скоростей, размер системы, природа внешних условий. Однако для конкретных систем присутствие в правой части уравнения одновременно двух слагаемых не обязательно. Если диффузия является скоростью определяющей (замедленной) стадией процесса, то первое слагаемое, описывающее кинетику взаимодействия исходных, промежуточных и конечных элементов системы, можно опустить.

В случае пространственной однородности можно опустить диффузионный член. Бывает возможным пренебречь диффузионным членом и в случае пространственной неоднородности [120]. Тогда зависимость от пространственных координат обуславливается параметрической зависимостью функции f_i от пространственных координат и времени. Дифференциальные уравнения в частных производных превращаются при этом в систему обыкновенных дифференциальных уравнений.

Во многих случаях скорость взаимодействия компонентов системы и скорости диффузии соразмеримы по величине и тогда в уравнениях участвуют оба слагаемых.

Необходимость в диффузионном члене кинетического уравнения определяется из анализа быстрых и медленных величин в пространстве.

Если характерные масштабы этих изменений велики в сравнении с диффузионной длиной $L = \sqrt{Dv_1v \cdot T}$ (Dv_1v – коэффициент диффузии, T – характерные времена процесса), то диффузионным членом в кинетическом уравнении можно пренебречь [120]. В результате получаются обыкновенные дифференциальные уравнения.

Мелкомасштабные флуктуации, т.е. такие флуктуации, время существования которых много меньше характерного масштаба времени процесса, исключаются из рассмотрения путем своего рода неявного усреднения по интервалу времени, "съедающему" мелкомасштабные флуктуации.

Очевидно, интервал должен быть намного больше интервала времени флуктуации и меньше масштаба времени процесса. Пространственные мелкомасштабные флуктуации исключаются из рассмотрения аналогично временным.

Если число частных случаев, т.е. исключений, наблюдаемых в эксперименте, но не вытекающих из модели, велико, то при построении математической модели допущена излишняя схематизация, если же математическая модель успешно объясняет экспериментальные факты и дает возможность предсказать пока неизвестные закономерности, то взятую за основу схему механизма можно считать строгой.

Как показано в работах [30, 34, 36] кинетические модели хорошо отражают процессы движения воды и влаги в почвах, грунтах и снеге.

Кинетическая модель, описывающая природный процесс изменения уровня грунтовых вод на естественном водосборе за счет стекания воды по водоупору, вакуума, инфильтрации, испарения, влияния дренажа при постоянной водоотдаче и переменном давлении на уровне грунтовых вод, имеет вид [30]:

$$\frac{dZ}{dt} = \frac{\mu_1 H_{es}}{Z_\infty} (Z_\infty - Z)Z - DZ + IZ + \mu_1 \chi_q (m_q - Z)Z \quad (2.3)$$

Модель, описывающая стекание внутриснежных вод по поверхности мерзлой почвы с учетом инфильтрации сквозь толщу снега талых вод, испарения с поверхности капиллярных менисков, влияния недостаточного доступа атмосферного воздуха сквозь льдистые и плотные прослойки снега, впитывания внутриснежной влаги в почву, дренирования толщи снежного покрова [36]:

$$\frac{dZ}{dt} = \frac{\mu_1 H_c}{Z_\infty} (Z_\infty - Z)Z - DZ + IZ + \mu_1 \chi_q (m_q - Z)Z + \mu_1 \chi BZ \quad (2.4)$$

Модель, характеризующая изменение запасов влаги в ненасыщенной почве (диапазон влажности ВЗ-НВ) под влиянием испарения, транспирации и впитывания поливных и осадочных вод [34]:

$$\frac{dZ}{dt} = \frac{\eta_1 H_e}{Z_\infty} (Z_\infty - Z)Z - DZ \quad (2.5)$$

В этих уравнениях Z - толщина осушенной зоны в результате стекания грунтовых и снеговых вод или в ходе испарения почвенной влаги.

Z_{∞} - стационарная мощность осушенного слоя;

$H_{\text{вв}}$ - расстояние от оси отсчета 0-0 до водоупора в рассматриваемом сечении на водосборе;

H_g - толщина зоны в почвенной толще, занятой влагой от ВЗ до НВ;

H_c - расстояние от оси отсчета 0-0 до поверхности земли в рассматриваемом сечении;

$\mu_1, \eta_1, D, И$ - скоростные коэффициенты, характеризующие скорость стекания, испарения из ненасыщенной толщи, инфильтрации и впитывания дождевых и талых вод, испарения с уровня грунтовых и внутриснежных вод;

m_q - глубина заложения дрен относительно общей оси отсчета 0-0;

χ - фильтрационные сопротивления поглощательного окна в грунте;

χ_q - общие фильтрационные сопротивления, учитывающие несовершенство дрен по степени и характеру вскрытия пласта;

B - ширина фильтрационного окна в почве;

t - время.

Интегрирование уравнений (2.3; 2.4; 2.5) дает следующие аналитические выражения соответственно:

$$Z = \frac{Z_{cm}}{1 + \frac{Z_{cm} - Z_0}{Z_0} e^{-(\mu_1 H_{\text{вв}} - D + И + \mu_1 \chi_q m_q)t}} \quad (2.6)$$

$$Z = \frac{Z_{cm}}{1 + \frac{Z_{cm} - Z_0}{Z_0} e^{-(\mu_1 H_c - D + И + \mu_1 \chi_q m_q + \mu_1 \chi B)t}} \quad (2.7)$$

$$Z = \frac{Z_{cm}}{1 + \frac{Z_{cm} - Z_0}{Z_0} e^{-(\eta_1 H_B - D)t}} \quad (2.8)$$

При обработке результатов наблюдений широко используется множественный регрессионный анализ, позволяющий установить, как изменения факторов влияют на переменную - отклик. Этот анализ лежит в основе и планирования экспериментов, и дисперсионного анализа.

Однако, чтобы методы множественной регрессии могли стать действительно мощным средством анализа, необходимо глубокое научное понимание исследуемых процессов. В статье [31] сделана попытка обнаружить связь регрессионных моделей с теоретическими кинетическими моделями и помочь реально проникнуть в процесс или проблему.

Любые из выражений (2.6; 2.7; 2.8) можно после преобразований представить в виде (преобразования выполнены для (2.6) зависимости):

$$\ln \frac{Z}{Z_{cm} - Z} = \ln Z_0 - \ln(Z_{cm} - Z_0) + \mu_1 H_{BB}t - Dt + It + \mu_1 \chi_q m_q t \quad (2.9)$$

Выражение (2.9) представляет собой множественную регрессию – зависимость переменной – отклика $\ln [Z/(Z_{cm}-Z)]$ от нескольких факторов.

Построение кинетической модели изменения активности должно обязательно опираться на анализ предполагаемого механизма процесса и составления его схемы. Схема должна отражать возможные стадии перехода исходного вещества системы –концентрации радионуклидов в зону без них и учитывать, на данном уровне абстрагирования, основные характерные черты изучаемого процесса. Очевидно, что чем полнее схема отражает реальный механизм процесса, тем больше круг вопросов можно будет объяснить с помощью полученной математической модели. Любые изменения модели с помощью введения различных поправочных коэффициентов без соответствующего пересмотра исходной схемы предполагаемого механизма, лишают математическую модель ее качественных особенностей, превращая в эмпирическое выражение.

Предположим, что изменения в системе загрязненная почва, вода – внешняя среда происходят в результате взаимодействия только двух обобщенных кинетических единиц – концентрация в загрязненной почве (воде) и снятая концентрация:



где C ; H – снятая концентрация радионуклидов и оставшаяся концентрация в рассматриваемом створе.

Правая часть схемы (2.10) отличается от левой тем, что вместо символа "H" появляется символ "C". Этим подчеркивается, что в основе изменения активности лежит не столько увеличение мощности очищенной почвы, сколько переход загрязненной почвы в очищенную. В данном случае предполагается, что "C" – это упорядоченное "H" и, наоборот, "H" – это разупорядоченное "C".

Глава 3

Водохозяйственные мероприятия по выводу радионуклидов из почвы

3.1. Режим фильтрации воды в почве при промывке цезия

Выпавшие после Чернобыльской аварии радиоактивные элементы находятся в почве в виде водорастворимых соединений, в сорбированном состоянии, из которого они могут десорбироваться в почвенный раствор по механизму ионного обмена, в необратимо сорбированном виде, переходящем при определенных условиях в обратимые, и прочно стабильные фракции, при обычных природных условиях замедленно переходящие в подвижное состояние.

Основная стадия процесса растворения, десорбции ионов происходит в слое связанной воды на границе контакта с почвенными коллоидами [158]. Связанная вода является барьером для перехода ионов из твердой фазы в свободную воду, и их подвижность на границе раздела фаз зависит от средней плотности почвенного раствора. Нужно создавать гидравлический режим фильтрации, разрушающий структурированный слой связанной воды, заменяя медленную диффузию молекул в слое связанной воды, быстрым беспорядочным движением частиц воды в фильтрационном потоке.

Влияние гидравлического режима промывки на вынос цезия изучалось в опытах на приборе Дарси с почвами, отобранными на территории Новозыбковского района Брянской области, попавшей в зону отселения после аварии. Почва дерново-подзолистая, песчаная, пылеватая, наиболее распространенная в районах радиоактивного загрязнения Брянской области. Начальное содержание цезия-137 в образцах почвы от 2300 до 11300 Бк/кг. 95% радионуклида до настоящего времени не выходит за пределы 5-7 см верхнего слоя почвы, поэтому на приборе Дарси промываемые слои почвы укладывались по 3; 4; 4,5; 5; 5,5 см. Почва высушивалась, измельчалась, просеивалась через сито с диаметром отверстий 1 мм, определялась плотность в насыпном состоянии и без уплотнения засыпалась в прибор Дарси.

Общий период промывки состоял из 4-23 циклов по 4-5 суток каждый, с перерывами между циклами для высушивания почвы и определения ее удельной активности. На поверхности почвы автоматически поддерживался постоянный слой воды 5 см.

В течение каждого цикла ежедневно измерялся расход фильтрующейся воды объемным способом, падение напора – по пьезометрам, определялись скорость фильтрации и градиент напора.

Опыты показали, что от цикла к циклу уменьшается скорость фильтрации, растет градиент напора, увеличивается плотность почвы к концу цикла, т.е. уменьшается пористость. Причем плотность верхнего слоя почвы становится больше, чем нижнего.

Подаваемая сверху в прибор водопроводная вода, содержащая коллоидный гидрат окиси железа $Fe(OH)_3$, фильтруясь, оставляет, в основном, в верхнем слое железо. Тонкие пылеватые и глинистые частицы отрываются при высоких скоростях фильтрации от стенок пор и капилляров почвы, транспорти-

руются вниз, снижают пористость почвы. При высушивании содержащиеся в почвенном растворе соли остаются в почве. Кроме того, изначально сухая, насыпная почва уплотняется под воздействием воды, разбухания коллоидов, распада почвенных агрегатов, что приводит к закрытию пор и капилляров.

Для выяснения характера движения фильтрационного потока использовалось аналитическое выражение Прони:

$$J = Av + Bv^2 \quad (3.1.)$$

Если представить экспериментальные данные в виде зависимости J/v от v , то, в случае ламинарного режима движения на графике с координатами J/v - ордината, v - абсцисса, получится прямая линия, параллельная оси абсцисс, а в случае турбулентного режима – наклонная прямая, выходящая из начала координат.

Однако, все графики по каждому циклу оказались вогнутыми кривыми, аналогичными рис.3.1, если наносить на график средние за цикл значения скорости фильтрации и градиента напора.

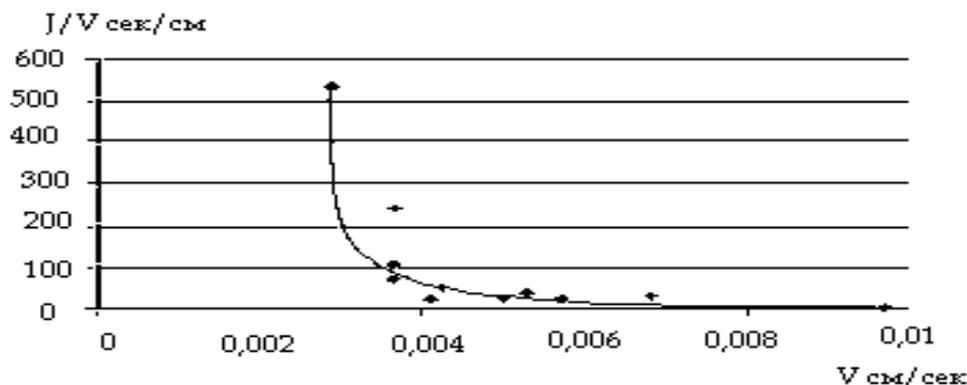


Рис. 3.1 Зависимость $\frac{J}{V} = f(V)$ для первого дня каждого цикла промывки цезия.

Экспериментальные точки первого дня каждого цикла также образуют вогнутую кривую, но опытные точки по последнему дню цикла группируются возле прямых линий во всех опытах. Прямая линия отсекает отрезки и на ординате, и на абсциссе. Пример приведен на рис. 3.2.

При ламинарном и турбулентном течении потери напора по длине в трубах крупного сечения определяются по формуле Дарси-Вейсбаха:

$$h_\ell = \lambda \frac{\ell}{d} \cdot \frac{v^2}{2g} \quad (3.2.)$$

λ - коэффициент сопротивления по длине (гидравлического трения).

Для ламинарного режима $\lambda = \frac{64\nu}{dv} = \frac{64}{\text{Re}}$

ν - кинематический коэффициент вязкости,

Re - число Рейнольдса

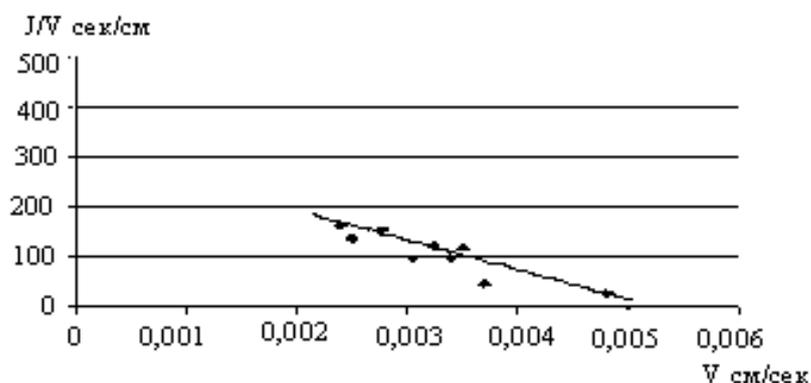


Рис. 3.2. Зависимость $\frac{J}{V} = f(V)$ для последнего дня каждого цикла промывки цезия.

Коэффициент λ при турбулентном режиме движения жидкости находится по многочисленным эмперическим и полуэмперическим формулам, в общем случае отражающим зависимость λ от числа Рейнольдса и шероховатости стенок труб или других русел.

Используем для дальнейших рассуждений формулу Эргуна Н., характеризующего коэффициент трения в поровом канале [103]:

$$\lambda_{кан} = \frac{133}{Re_{кан}} + 2,34 \quad (3.3)$$

где $Re_{кан}$ - число Рейнольдса для порового канала:

$$Re_{кан} = \frac{V_{кан} \cdot d_{кан}}{\nu}$$

Действительная скорость движения воды в почвенных капиллярах $v_{кан}$ равна:

$$v_{кан} = \frac{V}{n}$$

n - пористость в долях единицы.

Предлагалось использовать понятие действующей или активной пористости, т.е. общей пористости, без объема связанной воды, но нам представляется, что в данных исследованиях нужно использовать общую пористость.

v - фиктивная, гипотетическая или кажущаяся скорость движения жидкости – такую скорость имела бы вода, если бы поперечное сечение потока было свободно от почвенных частиц.

Диаметр почвенных капилляров можно выражать через диаметр частиц почвы и пористость.

Черкасов А.А предложил формулу для высоты капиллярного поднятия [196]:

$$h_k = 0,45 \cdot \frac{1-n}{n} \cdot \frac{1}{d_{10}}$$

По закону Жюрена высота поднятия воды в капилляре обратно пропорциональна диаметру капилляра:

$$h_k = \frac{0,3}{d_{кан}}$$

Находим диаметр капилляра:

$$d_{кан} = \frac{2}{3} d_{10} \frac{n}{1-n}$$

d_{10} - эффективный или средний диаметр частиц почвы, равный диаметру отверстий сита, через которое просеивается 10 % от пробы почвы по весу, а 90% остается на сите.

$$\text{Тогда } Re_{кан} = \frac{v}{n} \cdot \frac{2}{3} \cdot \frac{d_3 \cdot n}{(1-n) \cdot v} = \frac{2}{3} \cdot \frac{Re}{1-n}$$

$$\text{где } Re = \frac{v \cdot d_3}{\nu}$$

d_3 - диаметр зерен грунта.

Подставим найденные выражения в формулу Эргуна:

$$\lambda_{кан} = \frac{133 \cdot 3(1-n)}{2Re} + 2,34 \quad (3.4.)$$

Учитывая (3.4.) уравнение Дарси -Вейсбаха преобразуется:

$$\begin{aligned} h_\ell &= \frac{133 \cdot 3(1-n)}{2} \cdot \frac{\ell \cdot v_{кан}^2}{d_{КАП} \cdot 2g} + \frac{2,34 \cdot \ell \cdot v_{кан}^2}{d_{кан} \cdot 2g} = \\ &= \frac{199,5 \cdot (1-n) \cdot v \cdot \ell \cdot v^2 (1-n) 3}{v \cdot d_3 \cdot n^2 \cdot 2 \cdot d_3 \cdot n \cdot 2g} + \frac{2,34 \cdot \ell \cdot v^2 \cdot (1-n) \cdot 3}{2 \cdot d_3 \cdot n \cdot n^2 \cdot 2g} \end{aligned}$$

После преобразований получаем:

$$J = \frac{150(1-n)^2 \cdot v}{n^3 \cdot d_3^2 \cdot g} \cdot v + \frac{1,755(1-n)}{n^3 \cdot d_3 \cdot g} \cdot v^2 \quad (3.5.)$$

Получили уравнение, схожее по структуре с двучленным уравнением Прони:

$J = Av + Bv^2$, которое используется для анализа характера ламинарного или турбулентного движения жидкости.

Из выражения (3.5) следует, что первое слагаемое определяет линейную зависимость градиента напора от скорости движения воды, т.е. ламинарный характер движения

Второе слагаемое характеризует квадратичный, турбулентный режим.

Ламинарный режим, как видно из формулы, зависит от пористости почвы, диаметра зерен, кинематической вязкости воды. Если эти величины меняются в процессе фильтрации, то зависимость отношения градиента напора к скорости фильтрации от v не будет линейной, отсекающей на оси ординат коэффициент фильтрации, что мы и наблюдаем на фактическом материале по промывке цезия из почв.

$$J = \frac{150(1-n)^2 \cdot v}{n^3 \cdot d_3^2 \cdot g} \cdot v \quad (3.6.)$$

Соответственно, из формулы турбулентного закона движения жидкости:

$$J = \frac{1.755(1-n)}{d_3 \cdot g \cdot n^3} \cdot v^2 \quad (3.7.)$$

следует, что если пористость и диаметр зерен почвенных частиц также будут меняться в процессе фильтрации, то зависимость отношения градиента напора к скорости фильтрационного потока от величины этой скорости не будет линейно возрастать с ростом скорости.

Подобные зависимости выводили Козени и Павловский Н.Н.

Павловский Н.Н. установил величину критической скорости фильтрации, за пределами которой формула Дарси уже не применима.

По Н.Н. Павловскому:

$$v_{кр} = \frac{1}{6,5} (0,75p + 0,23) \frac{v \cdot N}{d}, \text{ см/сек}$$

где p - коэффициент пористости, представляющий собой отношение объема пор ко всему объему пористого тела;

v - коэффициент кинематической вязкости в $\text{см}^2/\text{сек}$;

d - диаметр зерна грунта в см;

N - постоянное число, аналогичное критическому числу Рейнольдса и равное примерно 30-60.

Козени с довольно высокой корреляцией установил прямо пропорциональную зависимость от пористости в виде $\frac{p^3}{(1-p)^2}$, где p - пористость.

В соответствии с уравнениями (3.7) и (3.6.) построены графики рис. 3.3. и 3.4.

Как видно из графика (рис.3.3.), режим течения фильтрующего потока в первый день промывки каждого цикла соответствует турбулентному. Выше отмечалось, что в прибор Дарси укладывалась высушенная разрыхленная почва. В процессе промывки почва уплотнялась и к концу цикла (на 2,3,4 или 5 день) режим фильтрации становился ламинарным (рис. 3.4.). Соответственно, эффективность вымыва цезия в первые циклы промывки наблюдалась высокой и затем постепенно снижалась во времени от цикла к циклу.

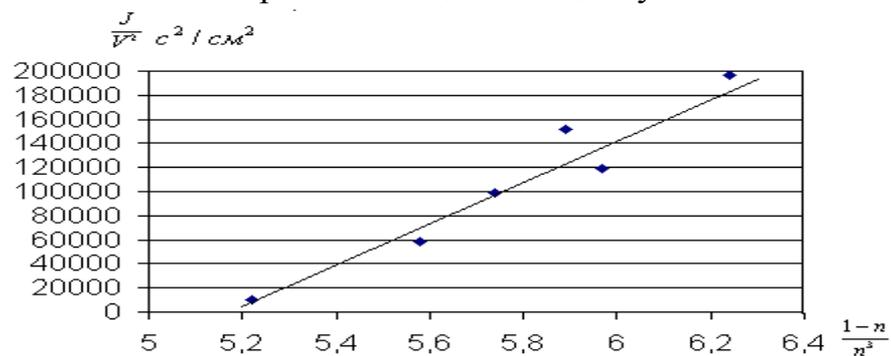


Рис. 3.3. Зависимость $\frac{J}{v^2} = f\left(\frac{1-n}{n^3}\right)$ для первого дня каждого цикла промывки цезия.

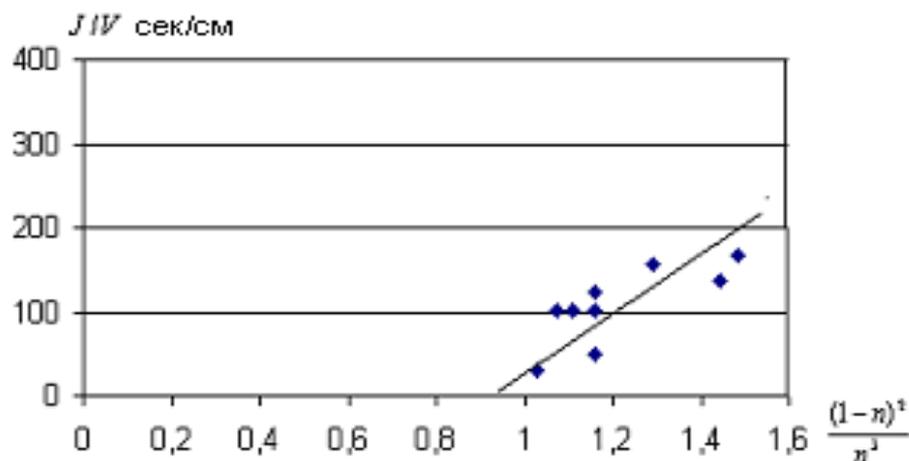


Рис. 3.4. Зависимость $\frac{J}{V} = f\left(\frac{1-n}{n^3}\right)^2$ для последнего дня каждого цикла промывки цезия.

Таким образом, оптимальный режим промывки цезия должен заключаться в частых, кратковременных, интенсивных поливах с перерывами на просушивание почвы и на ее рыхление.

3.2. Моделирование процесса выноса радионуклидов промывными поливами

Многие природные процессы описываются во времени и пространстве диффузионно-кинетическими уравнениями баланса массы. На поведение любой системы, в общем случае, наиболее сильно влияют такие параметры: коэффициенты диффузии, константы скоростей, размер системы, природа внешних условий. Если диффузия является скоростью определяющей (замедленной) стадий процесса, то кинетический член уравнения, описывающий взаимодействия исходных, промежуточных и конечных элементов системы, можно опустить. Часто бывает возможным опустить диффузионный член.

Исследованиями кафедры Природообустройства и водопользования БГСХА установлено, что для процессов движения грунтовых вод, внутриснежных вод во время таяния, передвижения влаги в ненасыщенных почвах при испарении, процессов водной эрозии почв, биохимической очистки сточных вод, самоочищения воды от органических и радиоактивных загрязнений вполне достаточно использовать кинетические уравнения.

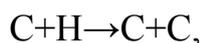
Примерами кинетических моделей могут служить системы уравнений, построенные для описания стекания грунтовых и внутриснежных вод с водосборов [30, 36].

При обработке результатов наблюдений широко используется множественный регрессионный анализ. В работе [31] показана связь эмпирических регрессионных моделей с теоретическими кинетическими моделями и, как можно осуществить переход от одного типа моделей к другому.

Общепринятая методика изучения кинетики процесса включает прежде всего рассмотрение схемы взаимодействия компонентов системы и затем нахо-

дятся выражения для скорости изменения их в виде дифференциального уравнения баланса. Схема должна отражать возможные стадии перехода исходного вещества системы (концентрации радионуклида в почве) в результат процесса (унесенную потоком воды концентрацию) и учитывать особенности изучаемого процесса.

Предположим, что все изменения в системе радионуклиды в почве – внешняя среда происходят в результате взаимодействия только двух обобщенных кинетических единиц – концентрации радионуклидов в почве и удаленных радионуклидов с потоком воды:



где С; Н – концентрации удаленных и оставшихся в почве радионуклидов в Бк/кг.

Изучение обширной научной литературы по вопросам миграции радионуклидов по периодам после радиоактивных выпадений позволяет считать, что интенсивность водной миграции радионуклидов пропорциональна достигнутой величине выноса и остаточным значениям концентрации радионуклидов.

Сложившееся после Чернобыльской аварии первичное распределение радионуклидов в экосистемах не являлось стабильным. Радионуклиды включаются в биохимические циклы и мигрируют за пределы экосистем. В первые 2-3 года после аварии радионуклиды довольно интенсивно переходят в менее подвижные формы (по другим сведениям, к осени 1986 г доля обменного Cs -137 в основном не превышала 10%), в следствие чего периоды полуснижения содержания ¹³⁷Cs в пищевых продуктах были равны 1,5-2 года. В дальнейшем на 7-12 годы после аварии подвижность радионуклидов увеличивалась и периоды полуснижения возрастали до 5-10 лет.

В отдаленный период снижается роль применения органических и минеральных удобрений, известкования, внесения сорбентов- мероприятий ограничивающих подвижность радионуклидов в почвах [190].

Изучение в 1964 году распределения ¹³⁷Cs, выпавшего при испытании ядерных бомб в 1961 -1962 гг, по глубине различных почв показало, что 84-100% радионуклида сосредоточено в верхнем 3-х см слое почвы.

Через 10 лет после внесения ¹³⁷Cs на поверхность почвы процентное содержание его в слоях 0-2 и 0-10 см оказалось следующим:

	0-2 см	0-10см
дерново-подзолистая	30,4	62,9
лесная серая	63,3	83,8
чернозем	42,9	98,3
солодь луговая	11,0	86,7
солончак	67,7	96,2

Прочное закрепление радионуклидов происходит в результате включения их в комплексные соединения твердой фазы почвы. Чем тяжелее гранулометрический состав почвы, тем больше в почве содержится малоподвижных, прочно удерживаемых форм радионуклидов.

Последние исследования показывают, что в подзолистых почвах происходит растворение зерен крупных фракций с образованием пустот, каверн, макро и микротрещин, что способствует их дальнейшему разрушению за счет расклинивающего давления льда и водяных пленок [93]. Интенсивность дробления зерен минералов снижается с изменением их размера. Процессы выветривания способствуют миграции цезия в подземные и поверхностные воды.

Схематизация вертикального переноса радионуклидов в капиллярах почвы движущимся вниз потоком воды должна отражать факт более низких темпов снижения концентрации радионуклидов в почве в первые годы после выпадения радионуклидов и при приближении через много лет к природной концентрации.

Описанный механизм поясняет рис.3.5.

В общем случае кривая, ограничивающая эпюру концентраций радионуклидов, является изогнутой линией. Допускается в расчетах, что ее можно считать прямой линией. Кривые концентрации, соответствующие разным моментам времени, бесконечно приближаются к оси О-О как к своей асимптоте. Ось О-О характеризует наивысшую концентрацию радионуклидов «Н_в» в начальный период после радиоактивных выпадений. С некоторым уровнем достоверности можно принять, что кривые концентрации пересекаются в точке «О», расположенной на схеме над поверхностью земли.

Нижние участки кривых концентраций при отсутствии причин, тормозящих вымыв радионуклидов также асимптотически приближаются к линии, характеризующей на эпюре природную концентрацию естественных радионуклидов.

Активное живое сечение потока нуклидов «F» принимается пропорциональным «Н» - концентрации радионуклидов в рассматриваемом сечении, т.е. $F = \beta \cdot H \cdot v$, где v – ширина потока. Нуклиды занимают незначительную часть пор и капилляр почвы. Имеются закрытые, тупиковые поры и капилляры, куда не проникает вода; поры с нерастворившимися и недесорбированными радионуклидами; капилляры, куда не попала вода из-за неполного насыщения почвы водой; капилляры, насыщенные водой, но не содержащие радионуклиды.

Несмотря на высокую по санитарным нормам концентрацию радионуклидов в почвах загрязненных территорий их весовое содержание ничтожно. Масса ⁹⁰Sr с активностью 1 Ки составляет 7,2 мг, а ¹³⁷Cs – 11,5 мг.

Нуклиды перемещаются не по полным сечениям водных потоков, так же движется продуктивная влага, заполняя лишь отдельные капилляры, поэтому необходимо ввести по аналогии с коэффициентом влагопроводности понятие коэффициента радионуклидопроводности (коэффициент диффузии).

Запишем уравнение изменения потоков радионуклидов между сечениями I-I и II-II при промывных поливах, используя закон Фика.

$$K_c \cdot \ell \cdot \varphi \cdot v \cdot \frac{dC}{dt} = \frac{\beta \cdot H \cdot v \cdot C \cdot K_p}{L}, \quad (3.8.)$$

где: C – концентрация вымытых потоком воды радионуклидов, Бк/м³;

H – оставшаяся концентрация радионуклида в сечении II-II без величины природной концентрации « f » Бк/м³;

H_B – концентрация радионуклидов в почве после аварии на ЧАЭС или других атмосферных выпадений Бк/м³;

ℓ – расстояние от рассматриваемого сечения II-II до поверхности земли, м;

L – расстояние от сечения II-II до гипотетической точки «О» пересечения кривых «1» в разные моменты времени, м;

K_c – слой почвы в «м», расположенный в вертикальной колонне площадью 1м² между сечениями I-I и II-II, занятый радионуклидами, способными вымываться фильтрационным потоком;

K_p – коэффициент диффузии, м²/сут;

β – коэффициент пропорциональности, м/(Бк/м³);

φ – коэффициент, характеризующий принятую прямолинейную форму кривой концентрации на эюре.

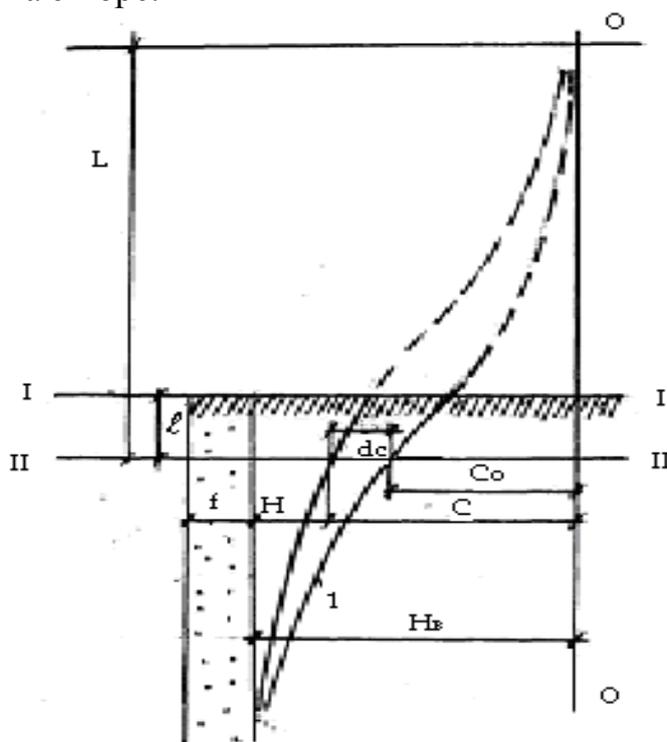


Рис. 3.5. Схематизация вымыва радионуклидов из почвы при орошении.

I – I – поверхность почвы.

II – II – рассматриваемое горизонтальное сечение.

1 – эюра концентраций цезия.

Коэффициент φ находится из пропорции: $\varphi = \frac{2L - \ell}{2L}$

Введем обозначение $\mu_1 = \frac{\beta \cdot K_p}{L \cdot \ell \cdot \varphi \cdot K_c}$ 1/сут(Бк/м³)

Так как $H = H_B - C$, окончательно получим уравнение:

$$\frac{dC}{dt} = \mu_1 (H_B - C) \cdot C \quad (3.9.)$$

Таким образом, уравнение описывает взаимодействие двух компонентов системы «H» и «C» согласно схеме $C+H \rightarrow C+C$

Как показывают ранее проведенные исследования разных природных явлений, сопротивление, торможение процессам оказывают продукты этих процессов, причем скорость торможения процесса прямо пропорциональна квадрату количества продукта. Для процесса переноса радионуклидов торможением является выпадение радионуклидов из потока и переход в неподвижное состояние. С учетом сопротивления:

$$\frac{dC}{dt} = \mu_1(H_B - C) \cdot C - \mu_2 \cdot C^2, \quad (3.10.)$$

где $\mu_2 C^2$ - характеризует скорость выпадения радионуклидов из движущегося потока воды;

Из условия равновесия $\frac{dC}{dt} = 0 = \mu_1(H_B - C_\infty)C_\infty - \mu_2 C_\infty^2$

Откуда $C_\infty = H_B \cdot \frac{\mu_1}{\mu_1 + \mu_2}$

С учетом этого получим уравнение:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\mu_1 H_B}{C_\infty} \cdot (C_\infty - C) \cdot C \quad (3.11.)$$

Интегрируем:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\mu_1 H_B \cdot t}} \quad (3.12.)$$

Уравнение 3.10 описывает взаимодействие оставшейся в почве концентрации радионуклидов «H» и снятой потоком воды «C» по схеме обратимого равновесного механизма процесса $C+H \leftrightarrow 2C$

Заменив временную координату «t» пространственной вдоль фильтрационного потока воды и радионуклидов « ℓ ». Для чего разделим левую и правую части уравнения (3.11) на скорость $V=d\ell/dt$. Комплексный коэффициент $\mu_1 H_B$ при этом изменит размерность с 1/сут на 1/м:

$$\frac{dC}{d\ell} = \frac{\mu_1 H_B}{C_\infty} (C_\infty - C)C \quad (3.13.)$$

После интегрирования:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} \cdot e^{-\mu_1 H_B \cdot \ell}} \quad (3.14.)$$

Для нахождения параметров C_0 , C_∞ , $\mu_1 H_B$ необходимо экспериментальные значения радиации через одинаковые промежутки времени для временной кривой или через равные расстояния для пространственной кривой нанести на гра-

фик соответственно с ординатой $\psi = \frac{C_{t+\Delta t} - C_t}{C_{t+\Delta t}}$ и абсциссой Z_t или с ординатой $\psi = \frac{C_{\ell+\Delta\ell} - C_\ell}{C_{\ell+\Delta\ell}}$ и абсциссой C_ℓ .

Для нахождения C_0 , а значит и положения оси отсчета О-О нужно задаться сначала каким-то минимальным значением « C_0 », а затем постепенно увеличивая его, методом последовательных приближений добиться на графике совершенной линейной зависимости ψ от Z .

После преобразования кривых снижения радиации в прямую линию, продолжают эту линию до пересечения с осью абсцисс и с осью ординат. На оси абсцисс получается отрезок, численно равный C_∞ , а на оси ординат

$\psi_m = 1 - e^{-\mu_1 H_B \Delta t}$ или $\psi_m = 1 - e^{-\mu_1 H_B \Delta\ell}$, откуда зная временной интервал Δt или пространственный $\Delta\ell$, находим:

$$\mu_1 H_B = \frac{-\ln(1 - \psi_m)}{\Delta t} \quad \text{или} \quad \mu_1 H_B = \frac{-\ln(1 - \psi_m)}{\Delta\ell}$$

Разные исследователи могут одинаково убедительно обосновывать выбор той или иной структуры модели, приводя априорные, логичные соображения и ссылки на экспериментальные факты. Существование различных математических моделей, описывающих один и тот же процесс, уже в какой-то степени настораживает. Совершенно очевидно, что прежде, чем рекомендовать модель к использованию, она должна пройти широчайшую экспериментальную проверку, какие бы не возникали трудности в связи с ограничениями во времени и средствах. Многие допущения, лежащие в основе уравнений, описывающих изменения концентраций радионуклидов во времени и по вертикальному профилю почв, не могут быть ни подтверждены, ни опровергнуты только на основании теоретических положений.

По изложенному выше методу построено несколько десятков математических моделей, прошедших проверку на обширном экспериментальном материале. В качестве примера приведены некоторые расчеты по материалам полевых работ [21].

Эти материалы характеризуют миграцию ^{137}Cs в некоторых элементах сельскохозяйственного ландшафта: сад, суходольный луг, луг с временно избыточным увлажнением. Почва на всех угодьях песчаная дерново-подзолистая с близкими агрохимическими свойствами. На рис. 3.6., 3.7., 3.8. выполнено сравнение экспериментальных данных с рассчитанными по уравнению (3.14.) значениями вертикального распределения концентраций цезия-137.

График рис.3.6. рассчитан по формуле с параметрами $C_0=2000$ кБк/м², $C_\infty=3130$ кБк/м², $\mu_1 H_B=0,16$ 1/см:

$$C = \frac{3130}{1 + \frac{3130 - 2000}{2000} \cdot e^{-0,16\ell}},$$

график рис.3.7. – с параметрами $C_0=2500$ кБк/м², $C_\infty=3324$ кБк/м², $\mu_1 H_B=0,322$ 1/см:

$$C = \frac{3324}{1 + \frac{3324 - 2500}{2500} \cdot e^{-0,322\ell}},$$

график рис.3.8. – с параметрами $C_0=2123$ кБк/м², $C_\infty=3330$ кБк/м², $\mu_1 H_B=0,322$ 1/см:

$$C = \frac{3330}{1 + \frac{3330 - 2123}{2123} \cdot e^{-0,322\ell}}$$

Опыты проводились на близко расположенных угодьях и начальные уровни загрязнения цезием оказались вполне сравнимыми.

Для сада и суходольного луга одинаковыми получились и скоростные коэффициенты $\mu_1 H_B=0,322$ 1/см.

Отличительными особенностями предложенных моделей являются:

1. Построению моделей предшествует составление кинетических схем, описывающих взаимодействие компонентов системы (например, $H+C \leftrightarrow 2Z$).

Таковыми же схемами описывается взаимодействие в химических реакциях, в микробиологическом синтезе и др. Таким образом, определяются компоненты системы, характер их изменений и взаимодействий, реализуется системный подход.

2. В моделях, кроме существующей в почве активности радионуклидов, учитывается достигнутое к настоящему моменту снижение концентрации относительно первоначальной после аварии или после изменения равновесного состояния.

3. В моделях весь процесс изменения активности рассматривается, как целое от максимальных значений сразу после аварии вблизи асимптоты до естественной, природной активности вблизи другой асимптоты (рис.3.5.)

Таким образом, вопрос о доказательстве того, что любая бесконечно малая часть системы обладает ее характерными свойствами, снимается.

4. Уравнения содержат минимальное число экспериментально определяемых, без больших погрешностей констант и параметров.

5. В моделях принято, что кривую на эпюре концентраций можно считать прямой линией. Если это не так, то скоростной коэффициент $\mu_1 H_B$ будет изменять свое значение и во времени, и по вертикальному профилю и его всегда можно откорректировать.

Сравнение экспериментальных данных по вертикальному профилю почв, полученных в наших полевых исследованиях в н.п. Колодезский Новозыбковского района, с рассчитанными значениями удельной активности почв приведено на рис. 3.9.

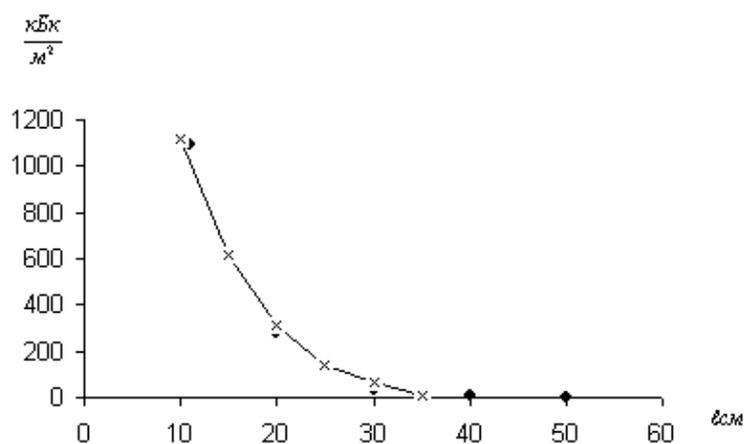


Рис. 3.6. Водная миграция ^{137}Cs по профилю почвы на лугу временно избыточно увлажненном, не распахиваемом за 1986-1995 гг.

• - - экспериментальные точки; x - расчетные точки.

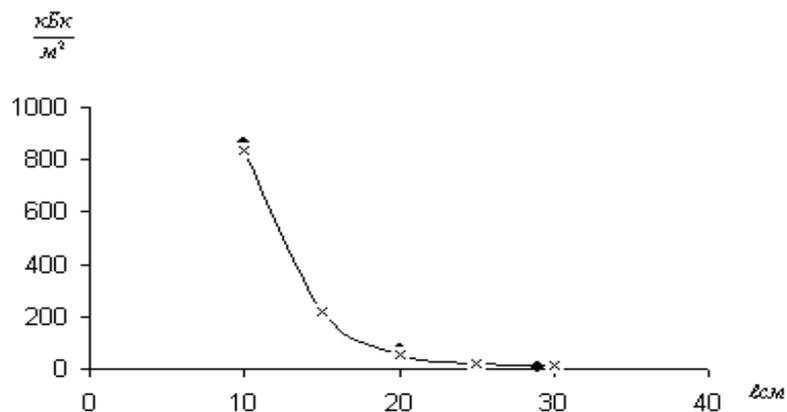


Рис. 3.7. Водная миграция ^{137}Cs по профилю почвы в залуженном саду за 1986-1995 гг.

• - - экспериментальные точки; x - расчетные точки.

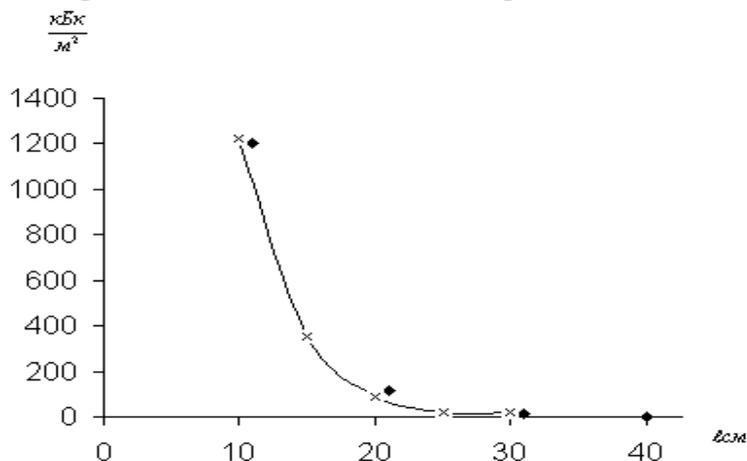


Рис. 3.8. Водная миграция ^{137}Cs по профилю почвы на не распахиваемом суходольном лугу за 1986-1995 гг.

• - - экспериментальные точки; x - расчетные точки.

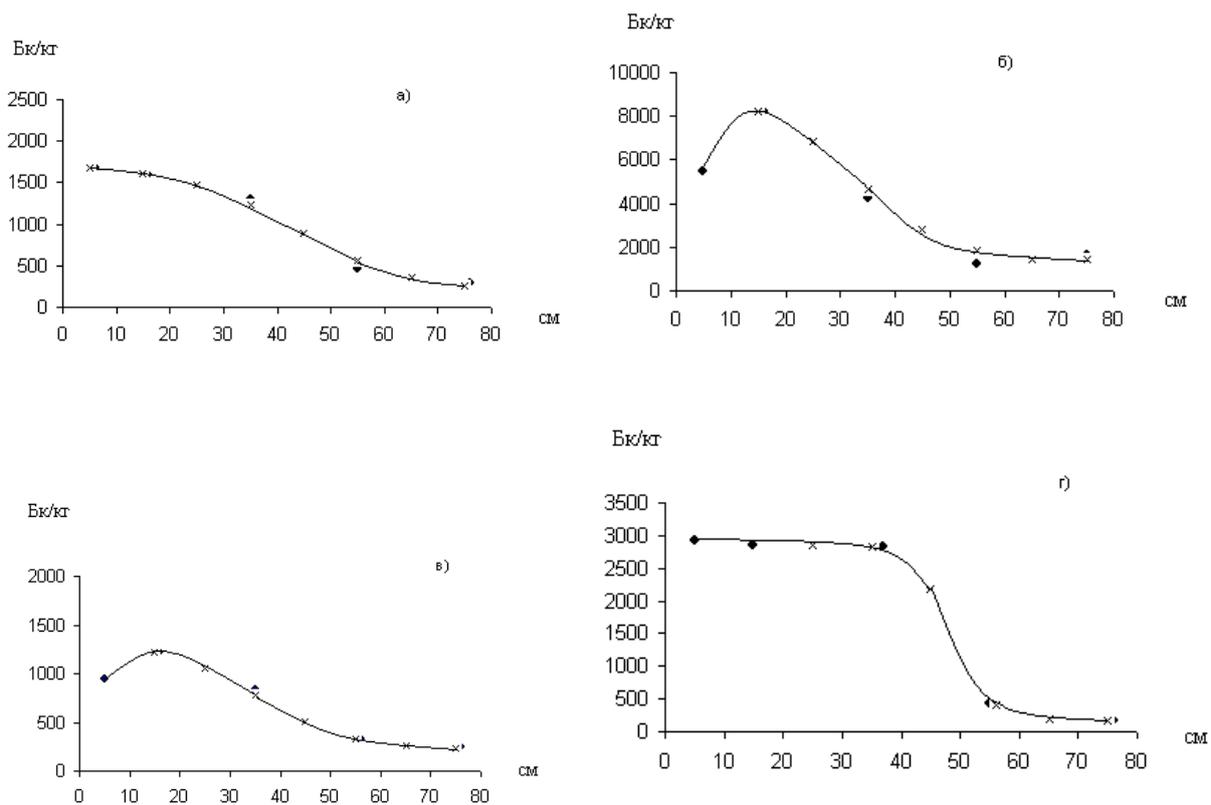


Рис. 3.9. Распределение цезия -137 по вертикальному профилю почвы за 1986 – 2006 год:

- а) осушенная пойма, сенокос;
- б) осушенная пойма, сенокос;
- в) осушенная пойма, сенокос;
- г) вершина склона, пашня, зерновые.

◆ - данные полевых измерений;
 × - рассчитанные точки.

Кривые рассчитаны по уравнениям:

$$а) c = \frac{1550}{1 + \frac{1550 - 50}{50} e^{-0,089z}}$$

$$в) c = \frac{1100}{1 + \frac{1100 - 100}{100} e^{-0,11z}}$$

$$б) c = \frac{7600}{1 + \frac{7600 - 800}{800} e^{-0,1204z}}$$

$$г) c = \frac{2680}{1 + \frac{2680 - 1}{1} e^{-0,34z}}$$

3.3. Выщелачивание цезий – 137 из почвы при разных способах и режимах орошения

3.3.1. Промывка радиоактивного загрязнения затоплением поверхности почвы

Выщелачивание ^{137}Cs можно проводить в условиях лиманного орошения и снегозадержания при весеннем снеготаянии. Имитацию подобных условий легко осуществить на приборе Дарси. Для выявления закономерностей вымыва отбиралась наиболее распространенная почва дерново – подзолистого типа, песчаного или супесчаного механического состава из района радиоактивного загрязнения в верхнем 10 см слое, где сосредоточено наибольшее количество радиоцезия. Прибор заполняется мелким щебнем, сверху засыпается слой промываемой почвы 5-10 см, общая площадь впитывания воды равна поперечному сечению колонны прибора. Подача воды осуществляется при постоянном напоре на поверхности, потери напора определяются по показаниям пьезометров, расход фильтрации объемным способом.

При промывке непрерывными циклами, после каждого цикла необходимо определить радиоактивность грунта. Для этого прекращают подачу воды, и после впитывания слоя воды на поверхности перекрывают фильтрационный сброс. Мокрый верхний слой 1,5-2 см высушивается в термостате, охлаждается, измельчается, просеивается через сито $d = 1$ мм и определяется его активность на радиометре. Затем начинается новый цикл промывки на приборе Дарси. Результаты опытов и расчетов приведены в таблице 3.1 и на рис. 3.10; 3.11; 3.12. Судя по рис.3.10 соблюдается довольно строгая обратно пропорциональная зависимость вымыва ^{137}Cs от продолжительности выщелачивания. С течением времени промывки темп выщелачивания возрастает (рис.3.11.), хотя объем подачи воды уменьшается. Интенсивность подачи снижается во времени за счет автоматического снижения фильтрационного расхода (рис.3.13.), но подачу поливной нормы можно снижать при производственной промывке цезия и специально.

Зависимость вымыва цезия за цикл от количества поданной воды за цикл отсутствует (рис.3.12.). Промывная норма за каждый отдельный цикл составляет $40548 \text{ м}^3/\text{га}$. Удельная активность почвы снижается за счет промывки нормой $932608 \text{ м}^3/\text{га}$ на 700 Бк/кг .

В опыте достигается очень высокая эффективность выщелачивания $30,39\%$, однако расходуется большое количество воды – в пересчете на 1 га – $932608 \text{ м}^3/\text{га}$ (рис.3.14.), что возможно только при промывке «цезиевых пятен» лиманным орошением.

Выщелачивание радионуклидов на приборе Дарси может проводиться в различных по типу и механическому составу почвах, можно создавать разнообразные условия промывки, проверять влияние различных интенсификаторов на темпы вымыва цезия.

При обработке воды ультразвуком, насыщении воздухом с помощью компрессора, внесении калийных удобрений, темпы вымыва ^{137}Cs возрастают несмотря на то, что объем подачи воды по циклам снижается.

Таблица 3.1. - Вымыв цезия созданием слоя воды на поверхности супесчаной почвы

№ цикла	$C_{\text{ц}}$ Бк/кг	t пром., сут	W литр	ΣW нараст. литр	$\Delta C_{\text{ц}}$ Бк/кг	Э вымы- ва %	Интенси- фикато- ры
1	2	3	4	5	6	7	8
Начало	2303						
1	2288	3	324	324	15	0,65	
2	2273	3	224,6	548,6	5	1,0	
3	2206	3	171,9	720,5	67	4,21	
4	2170	3	149,5	870	36	5,78	
5	2167	7	304,2	1174,2	3	5,9	
6	2139	4	165,9	1340,1	28	7,12	
7	2110	3	117,2	1457,3	28	8,38	
8	2063	3	95,4	1552,7	47	10,42	аммиач. сел.
9	2033	3	110,4	1663,1	30	11,72	
10	1969	3	103,4	1766,5	64	14,5	
11	1965	3	95,1	1861,6	4	14,68	
12	1911	4	119,2	1980,8	54	17,02	
13	1867	3	81,1	2061,9	44	18,93	
14	1844	4	66,3	2128,2	23	19,93	аммиач. сел.
15	1804	4	90,9	2219,1	40	21,67	
16	1837	3	57,5	2276,6	33	20,23	
17	1756	4	69,1	2345,7	81	23,75	
18	1748	-					испарен.
19	1689	5	24,2	2369,9	59	26,67	NaCl
20	1654	-					испарен.
21	1703	3	35,0	2404,9	49	26,05	
22	1609	4	37,2	2442,1	94	30,1	замочка
23	1603	4	38,9	2481	6	30,39	
		76					

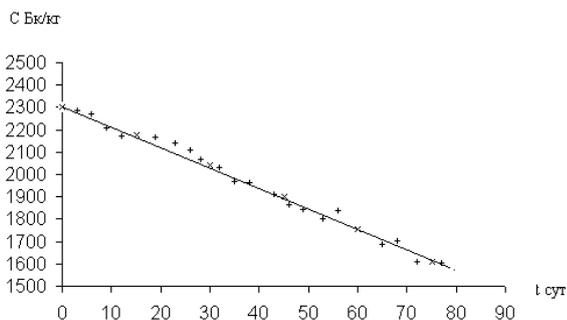


Рис. 3.10. Выщелачивание ^{137}Cs из почвы на приборе Дарси в зависимости от времени.

x – расчетные точки; + - экспериментальные точки.

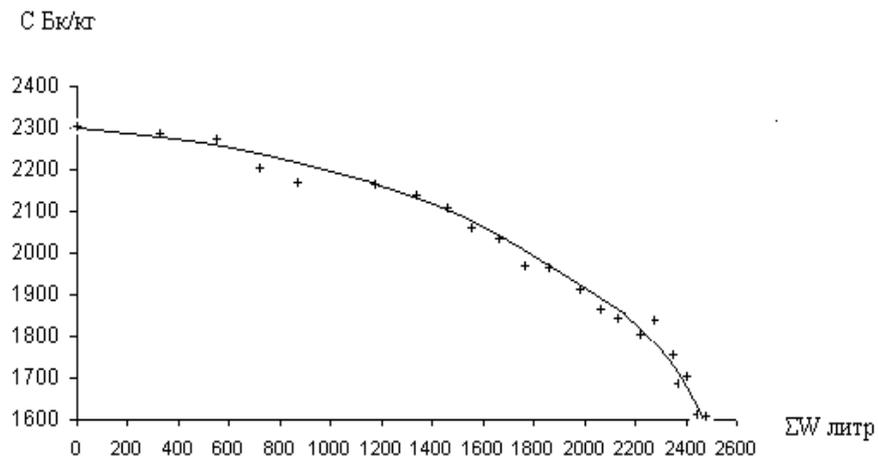


Рис. 3.11. Зависимость вымыва цезия из почвы от объема поданной воды.

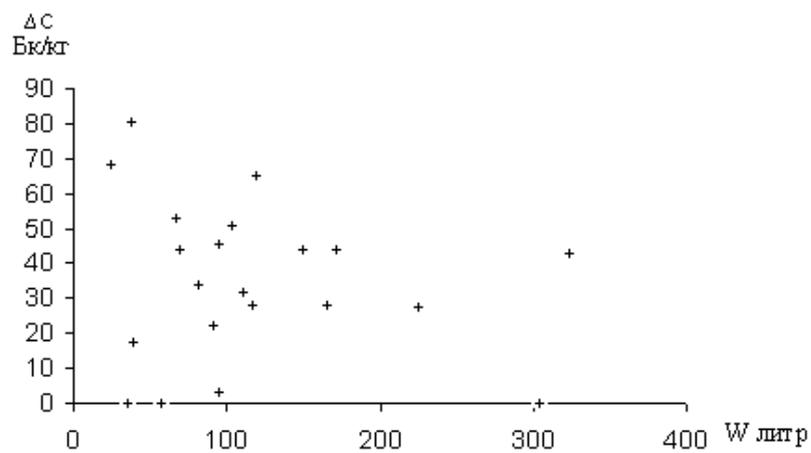


Рис. 3.12. Зависимость вымыва за цикл от нормы полива.

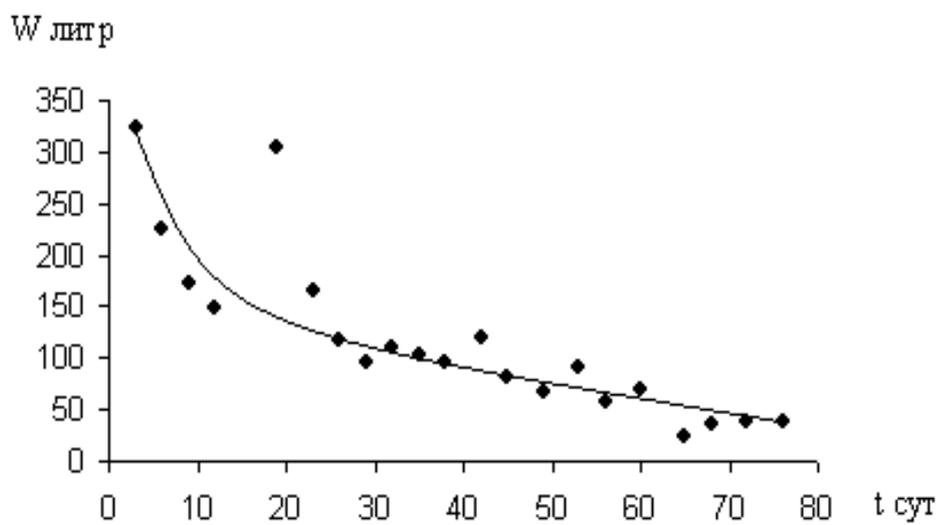


Рис. 3.13. Зависимость количества профильтровавшейся воды от времени.

Эффективность промывки подсчитывается по формуле:

$$\Theta = \frac{C_H - C_t}{C_H} \cdot 100 \%,$$

где C_H – начальная удельная активность почвы перед промывкой, Бк/кг;

C_t – текущая удельная активность почвы после цикла промывки, Бк/кг.

Результаты расчетов в приведенных опытах показаны в таблице 3.2 и на рис. 3.15.; 3.16.; 3.17. Из графика на рис.3.15. видно, что в первых 6 циклах происходит замедление темпа вымыва с течением времени, но после применения интенсификаторов процесс выщелачивания снова активизируется.

На рис. 3.16. темпы вымыва ^{137}Cs возрастают при использовании интенсификаторов, несмотря на то, что объем подачи воды по циклам снижается. Объем подачи воды на рис.3.18 в первых двух циклах занижен, в связи с плохой смачиваемостью пылевой почвы с корневыми остатками, в первые сутки промывки.

На рис.3.15. нанесены экспериментальные и теоретические точки, которые рассчитываются для периода полива обычной водой по уравнению:

$$C = \frac{2400}{1 + \frac{2400 - 1200}{1200} e^{-0,234t}}$$

с параметрами $C_\infty = 2400$ Бк/кг, $C_0 = 1200$ Бк/кг, $\mu_{1\text{H}_\text{B}} = 0,234$ $^1/\text{сут}$ и для периода полива водой, обработанной различными интенсификаторами по уравнению:

$$C = \frac{4300}{1 + \frac{4300 - 600}{600} e^{-0,0497t}}$$

с параметрами $C_\infty = 4300$ Бк/кг, $C_0 = 600$ Бк/кг, $\mu_{1\text{H}_\text{B}} = 0,0497$ $^1/\text{сут}$.

Графики имеют форму в виде прямой линии, вогнутой и выпуклой кривой (рис.3.10. и 3.15.). Описание по модели им соответствует.

Вымыв ^{137}Cs от количества поданной воды за цикл, т.е. от величины поливной нормы, не зависит (рис.3.17.)

По сравнению с первым вариантом затраты воды на снижение удельной активности на 1 Бк/кг составляют примерно в 2 раза меньше, так в первом варианте – 1332 $\text{м}^3/\text{га}$, во втором варианте – 702,8 $\text{м}^3/\text{га}$. Применение интенсификаторов, как видно, позволяет существенно снизить затраты воды.

Эффективность выщелачивания во втором и первом вариантах остается практически неизменной, меняется только продолжительность промывки и количество расходуемой воды на полив.

Таблица 3.2 – Вымыв цезия созданием слоя воды на поверхности песчаной почвы

№ п/п	C _ц Бк/кг	t пром. сут	W литр	Σ W нараст. литр	ΔC Бк/кг	Э вымыва %	Интенсификаторы
Начало	11916						
1	11283	4	202,5	202,5	633	5,3	
2	11181	4	428,5	631,0	102	6,17	
3	11154	3	881,3	1512,5	27	6,4	
4	10799	4	559,9	2072,4	355	9,4	
5	10721	4	223,6	2296	78	10,03	
6	10671	4	380,5	2676,5	50	10,45	
7	10549	4	357,7	3034,2	122	11,5	ультразвук
8	10454	4	319,0	3353,2	95	12,27	ультразвук
9	10363	4	317,9	3671,1	91	13,03	компрессор
10	10162	4	292,4	3963,5	201	14,72	компрессор
11	10027	4	275,8	4239,3	135	15,85	компрессор
12	9855	4	194,6	4433,9	172	17,3	КСІ
13	9650	4	230,9	4664,8	205	19,02	КСІ
14	9443	4	215,6	4880,4	207	20,07	КСІ
15	9166	4	260,9	5141,3	277	23,08	
Σ		59					

Таблица 3.3 – Промывка цезия – 137 на приборе Дарси после замораживания почвы

№ цикла	C _ц Бк/кг	t сут	Q _{ср} см ³ /с	W литр	Σ W литр	Э вымыва %
Начало	9166					
16	8870	4	1,358	469,3	469,3	3,2
17	8638	4	1,322	456,9	926,2	5,8
18	8508	4	1,182	408,5	1334,7	7,2
19	8140	5	1,135	490,3	1825	11,2
20	8123	1	1,089	94,1	1919,1	11,4
21	8069	1	0,980	84,7	2003,8	12,0
22	7926	1	1,0896	94,1	2097,9	13,5
23	7919	0,5	1,247	53,7	2151,6	13,6
24	7803	0,5	0,893	38,6	2190,2	14,9
25	7465	0,5	1,204	52,0	2242,2	18,6

Примечание:

В 22, 23 и 25 циклах – предварительное замачивание.

Опытные данные показывают, что промывная норма за все циклы промывки составила 1932819 м³/га, удельная активность почвы снизилась на 2750 Бк/кг, эффективность выщелачивания равна 23,1 % (рис.3.19.), но и продолжительность промывки 59 суток меньше, чем в первом варианте - 76 суток.

Опытные данные показывают, что промывная норма за все циклы промывки составила $1932819 \text{ м}^3/\text{га}$, удельная активность почвы снизилась на 2750 Бк/кг , эффективность выщелачивания равна $23,1 \%$ (рис.3.19.), но и продолжительность промывки 59 суток меньше, чем в первом варианте - 76 суток.

Промывка в зимний период ведется в условиях замерзшего верхнего слоя почвы.

Особенности выщелачивания ^{137}Cs из замороженного образца почвы были также изучены в приборе Дарси.

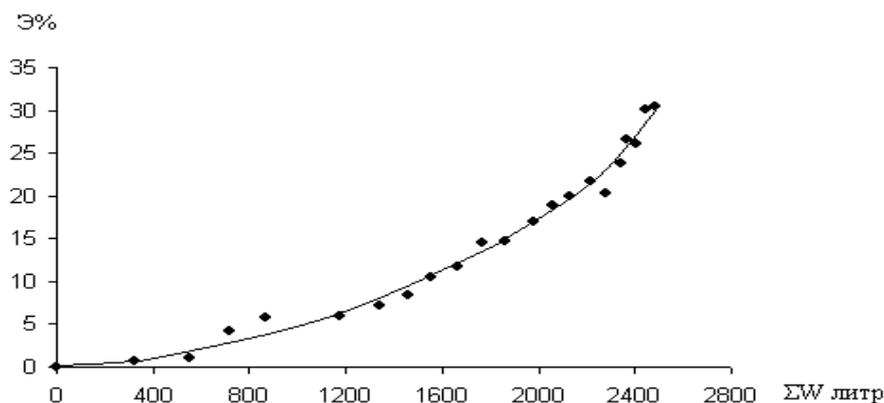


Рис. 3.14. Зависимость эффекта промывки от количества поданной воды.

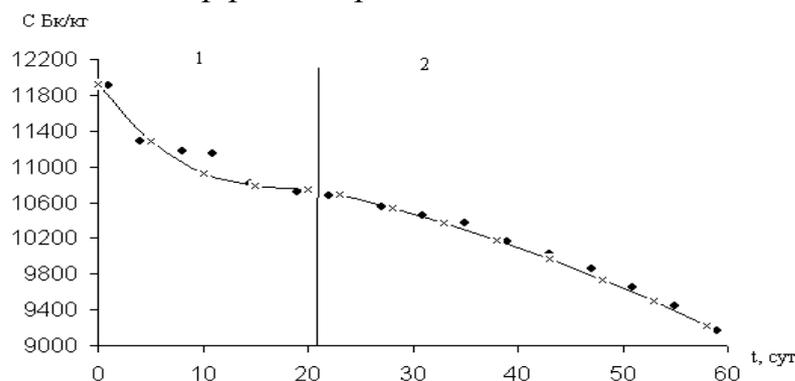


Рис. 3.15. Снижение удельной активности почвы в зависимости от продолжительности выщелачивания на приборе Дарси: 1 - промывка обычной водопроводной водой; 2 - промывка водой с интенсификаторами.

♦ - экспериментальные точки; x - расчетные точки.

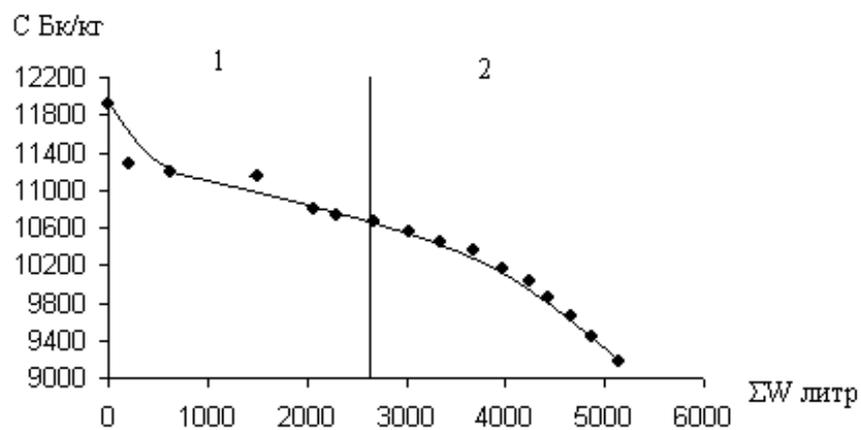


Рис. 3.16. Снижение удельной активности почвы в зависимости от объема поданной воды на приборе Дарси: 1 – промывка почвы водопроводной водой; 2 – промывка водой с интенсификаторами.

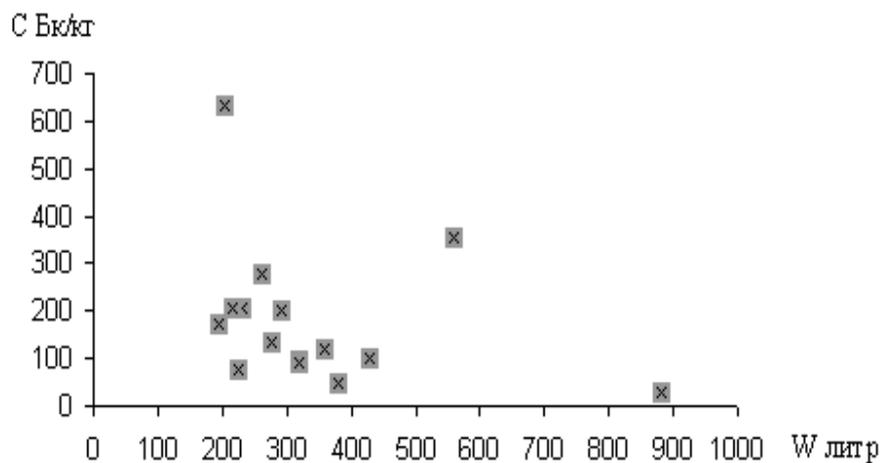


Рис. 3.17. Зависимость вымыва цезия за цикл от нормы полива.

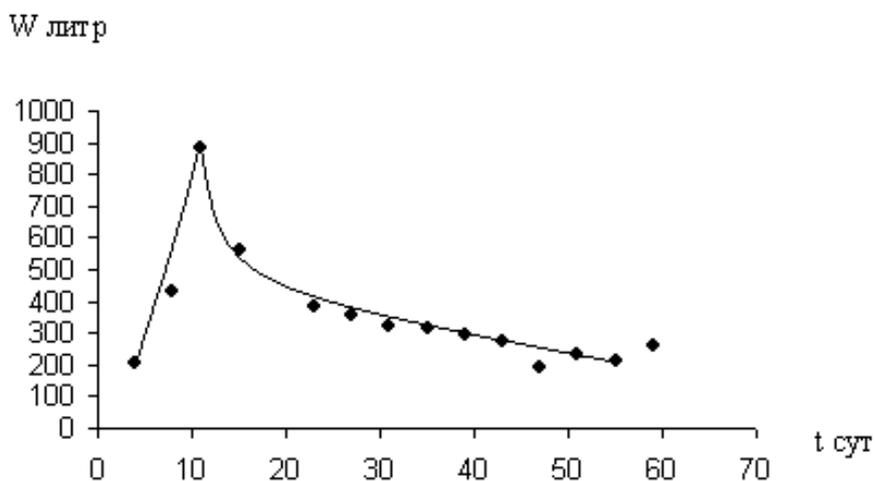


Рис. 3.18. Изменение объема профильтровавшейся воды по циклам от времени.

В периодических циклах были рассмотрены процессы оттаивания, фильтрации, снижения радиоактивности за счет выщелачивания ^{137}Cs в брикете приготовленном из почвы, исследованной на действие интенсификаторов. При этом были созданы условия выщелачивания за 4-х суточные циклы промывки, затем суточные циклы и полусуточные (табл. 3.3). Размеры брикета 14x19x4,5 см в образце для каждого цикла промывки соответствовали размерам фильтрационной колонны прибора.

Полученные данные дают представление об интенсивности выщелачивания в зимний период. В четырехсуточных циклах промывная норма составляет $M = 686017 \text{ м}^3/\text{га}$, средняя поливная норма – $m_{\text{ср}} = 171504 \text{ м}^3/\text{га}$. Удельная активность почвы снижается на 1026 Бк/кг, на 1 Бк/кг требуется $668 \text{ м}^3/\text{га}$ воды.

В суточных циклах промывная норма составляет $M = 156825 \text{ м}^3/\text{га}$, средняя промывная норма за цикл – $26137,5 \text{ м}^3/\text{га}$. В течении установленных циклов удельная активность почвы снижается на 675 Бк/кг, на 1 Бк/кг снижения расходуется $232 \text{ м}^3/\text{га}$. При промывной норме в 4,4 раза большей вымывается в 1,5 раза больше цезия.

В условиях экономии воды более выгодными являются короткие циклы промывки – 0,5 – 1 сутки. Сразу после замораживания в течении 4-х циклов снижение удельной активности цезия в зависимости от количества поданной воды подчиняется обратно пропорциональному закону, но при переходе на укороченные 0,5-1 суточные циклы темп снижения активности сохраняется высоким при меньших затратах воды (рис. 3.20.). Аналогично, на рис.3.21. также прослеживается высокая эффективность использования воды при укороченных циклах выщелачивания. При продолжительности промывки 21,5 суток эффективность составляет 18,6%.

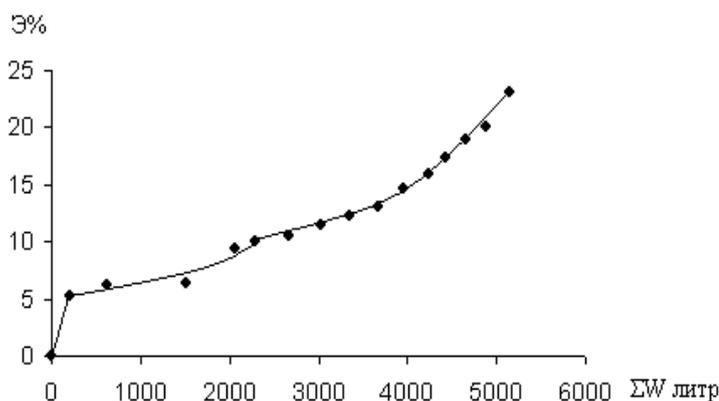


Рис. 3.19. Зависимость эффекта промывки от количества поданной воды.

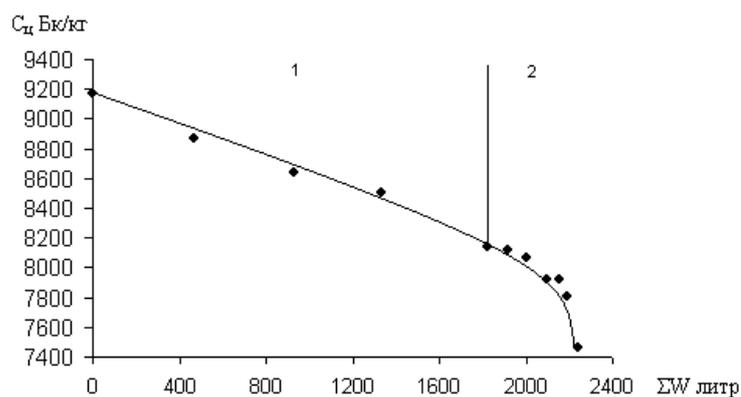


Рис. 3.20. Промывка цезия на приборе Дарси после замораживания: 1- продолжительность цикла 4- 5 суток; 2- продолжительность цикла 0,5-1 суток.

По затратам воды, по продолжительности промывки, по уровню снижения удельной активности почвы вариант с укороченными циклами промывки предпочтительнее.

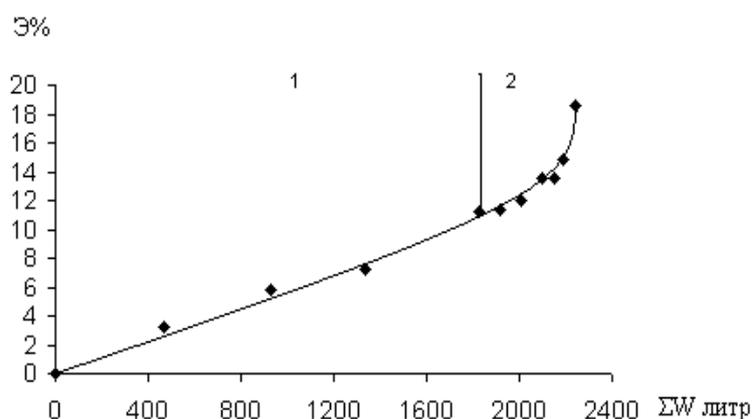


Рис. 3.21. Зависимость эффекта промывки почвы после замораживания от количества поданной воды: 1- продолжительность цикла 4-5 суток; 2 – продолжительность цикла 0,5-1 суток.

Следующий опыт промывки рассмотрен для коротких поливных циклов продолжительностью до 9 часов. Почва, используемая в опыте, дерново-подзолистая, супесчаная, пылеватая с растительными остатками, является трудносмачиваемой. Слой почвы толщиной 5,5 см помещается в прибор Дарси и промывается короткими по 9 часов непрерывными циклами с созданием слоя воды на поверхности 5 см.

Промачивание почвы наблюдается не полным, 9-ти часов не хватало, чтобы смочить всю толщу слоя и даже при дополнительном промачивании небольшими порциями воды обнаруживаются прослойки и линзы абсолютно сухой почвы, что снижает показатели вымыва цезия. Результаты опытов и расчетов приведены в таблице 3.4.

Промывная норма составляет $M = 150811 \text{ м}^3/\text{га}$, поливная норма за цикл - $m_{\text{cp}} = 21544 \text{ м}^3/\text{га}$. Удельная активность почвы снизилась на 1903 Бк/кг. Чтобы снизить активность почвы на 1 Бк/кг требуется воды в среднем $79 \text{ м}^3/\text{га}$. Этот показатель в 2,9 раза меньше, чем при промывках 0,5-1 суточными циклами. Причем, затраты воды в этих двух вариантах выщелачивания одинаковы.

Снижение удельной активности почвы со временем промывки замедляется (рис.3.22.). То же наблюдается и на рис.3.23. в зависимости от количества поданной воды.

Общая эффективность вымыва составила 14%, (рис.3.24.). Из всех 7 -ми рассмотренных вариантов промывка 9-ти часовыми циклами оказывается наиболее экономичной при поливах созданием сплошного слоя затопления почвы.

В последнем варианте опытов используется почва, прошедшая длительный период выщелачивания в условиях воздействия интенсификаторов и периодического замораживания – 25 циклов, с оставшейся удельной активностью 7465 Бк/кг. Данная почва промывается на приборе Дарси с увеличенным до 30 см напором воды на поверхности. В слое почвы 3 см проводятся циклы промывки продолжительностью 0,5 суток и один непрерывный цикл – 23 суток. Фильтрационный расход в полусуточных циклах колеблется в пределах 3-8,7 $\text{см}^3/\text{с}$, для 23-х суточного цикла 2-4,5 $\text{см}^3/\text{с}$. Промывная норма за три полусуточных цикла составляет $218322 \text{ м}^3/\text{га}$, средняя поливная норма за цикл $72774 \text{ м}^3/\text{га}$. Удельная активность почвы снижается на 315 Бк/кг. Результаты опытов и расчетов приведены в таблице 3.5.

Снижение удельной активности почвы на 1 Бк/кг в полусуточных циклах требует воды $693 \text{ м}^3/\text{га}$, в последнем длительном цикле – $4026 \text{ м}^3/\text{га}$.

Таблица 3.4. – Вымыв цезия из почвы на приборе Дарси короткими циклами

№ цикла	$C_{\text{ц}}$ Бк/кг	t час	Q_{cp} $\text{см}^3/\text{с}$	W литр	ΣW литр	Э вымыва %
1	2	3	4	5	6	7
Начало	13565					
1	12940	9	2,726	88,3	88,3	4,6
2	12861	9	1,10	35,6	123,9	5,2
3	12953	9	0,76	24,6	148,5	4,5
4	12226	9	3,07	99,5	248,0	9,9
5	11678	9	2,35	76,1	324,1	13,9
6	11754	9	1,43	46,3	370,4	13,3
7	11662	9	0,95	30,8	401,2	14,0
Σ		63				

Из таблицы видно, что в 29 цикле за 23 суток при затратах воды $1807703 \text{ м}^3/\text{га}$ вымылось 449 Бк/кг цезия, хотя был создан большой напор 30 см и высокая скорость фильтрации, высокий фильтрационный расход – $Q_{\text{cp}} = 2,42 \text{ см}^3/\text{с}$.

Что касается поливов 26-28 с короткими циклами по 0,5 суток, то при больших затратах воды ($218322 > 156825 \text{ м}^3/\text{га}$) по сравнению с циклами 20-25

(табл.3.3) вымылось меньше ($315 < 675$) радионуклида цезия, т.е. высокий напор и расход фильтрации здесь оказались не самыми важными факторами вымыва.

Таблица 3.5. – Промывка цезия – 137 из почвы с увеличенным до 30 см напором воды на поверхности почвы

№ цикла	$C_{ц}^B$ Бк/кг	t сут	$Q_{ср}$ $см^3/с$	W литр	ΣW литр	Э вымыва %
Начало	7465					
26	7386	0,5	5,422	234,2	234,2	1,0
27	7294	0,5	3,865	167,0	401,2	2,3
28	7150	0,5	4,158	179,6	580,8	4,2
29	6701	23	2,42	4809		

Примечание:

В 29 цикле $Q^{1-й\ день}_{max} = 4,444\ см^3/с$; $Q^{последний\ день}_{max} = 2,0\ см^3/с$.

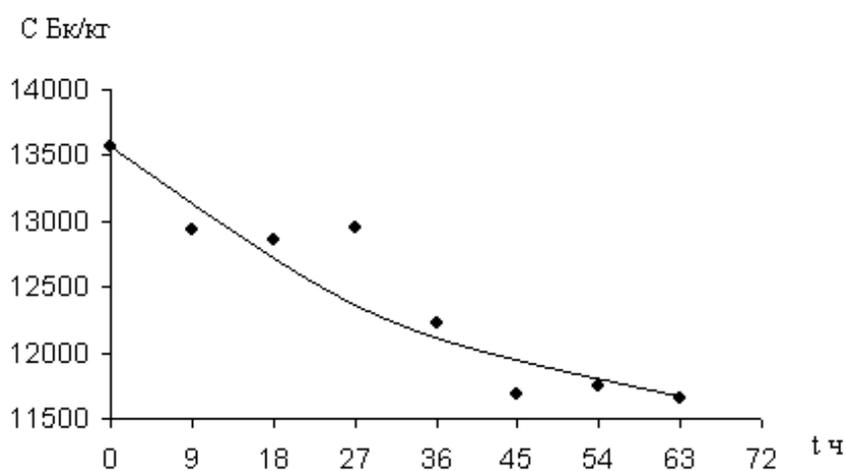


Рис. 3.22. Зависимость вымыва цезия из почвы на приборе Дарси от продолжительности в часах.

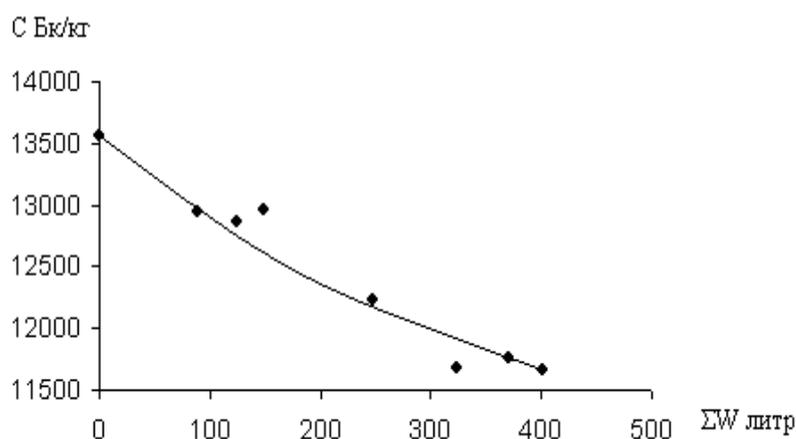


Рис. 3.23. Зависимость вымыва цезия на приборе Дарси от количества поданной воды.

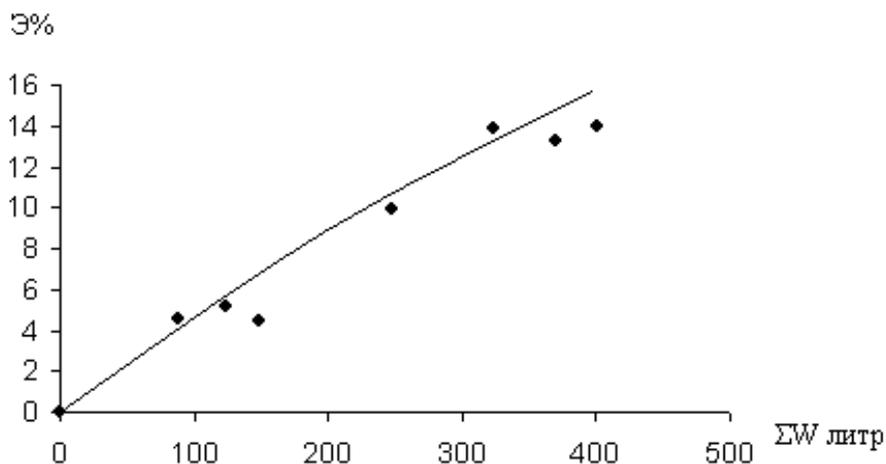


Рис. 3.24. Зависимость эффективности вымыва цезия от количества поданной воды.

Влияние предварительного замачивания почвы.

В первом цикле (табл.3.1.) при фильтрационном расходе $Q_{\phi} = 1,22 \text{ см}^3/\text{с}$ вымылось 15 Бк/кг, а в 17 – м цикле при $Q_{\phi} = 0,184 \text{ см}^3/\text{с}$ – 81 Бк/кг. Скорость фильтрации последовательно уменьшается от цикла к циклу, а темп вымыва цезия, в среднем, остается постоянным (рис. 3.10). Так как продолжительность циклов тоже постоянна, то напрашивается вывод, что продолжительность контакта цезия в почве с водой должна играть роль. Перед 22-м циклом почву замачивали дождевой водой на 7 суток и затем снова промывали водопроводной водой на приборе Дарси. Вымыв цезия в 22 – м цикле оказался самым высоким за все 23 цикла выщелачивания – 94 Бк/кг (табл.3.1.). Однако, предварительно увлажнять почву на 7 суток оказалось не обязательным. Замачивание на 1-2 суток также дает превосходные результаты.

В цикле 26 без замачивания (табл.3.5.) удельная активность цезия в почве снизилась за 0,5 суток промывки на 79 Бк/кг, в цикле 27 с предварительной суточной замочкой почвы – на 92 Бк/кг, в цикле 28 с двухсуточной замочкой – на 144 Бк/кг.

В другом варианте промывки с такой же продолжительностью цикла – 0,5 суток без предварительного замачивания почвы, вымыв в цикле 24 (табл.3.3.) составил 116 Бк/кг, с предварительным суточным замачиванием удельная активность цезия снизилась на 338 Бк/кг. Увеличение продолжительности вымыва этой же почвы до 1 суток эффекта не принесло. Без предварительного увлажнения почвы снижение удельной активности составило в цикле 21 (табл.3.3) 54 Бк/кг, а с суточным предварительным увлажнением (22 цикл) – 143 Бк/кг. Эти результаты свидетельствуют в пользу коротких и частых поливов.

Концентрация цезия в промывной воде настолько мала, что чувствительность радиометра не позволяет ее зафиксировать при прямых измерениях.

По расчетам получена следующая объемная активность промывной воды:

$$1) C_{об} = \frac{784}{5141,3} = 0,15 \text{ Бк/л}$$

$$2) C_{об} = \frac{542,83}{401,2} = 1,35 \text{ Бк/л}$$

Эти значения ниже ПДК для питьевой воды в несколько раз.

Ни длительные поливные циклы, ни увеличение напора воды на поверхности почвы не создают условия для ускоренной промывки цезия, хотя в рассмотренном варианте увеличение подачи воды интенсифицирует вымыв цезия (рис.3.25.) и увеличивают эффективность промывки (рис.3.26.).

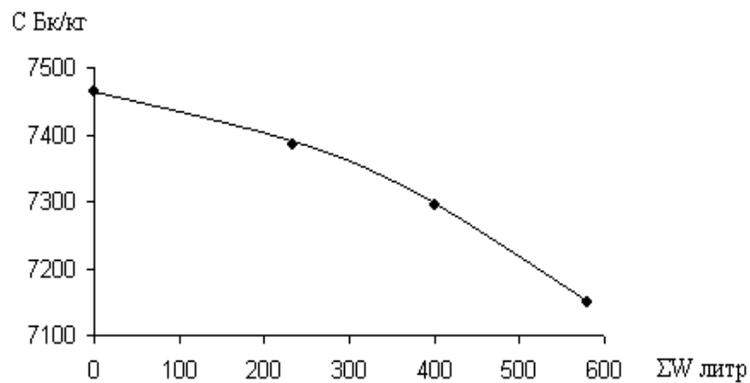


Рис. 3.25. Вымыв цезия -137 на приборе Дарси с высоким напором воды -30 см.

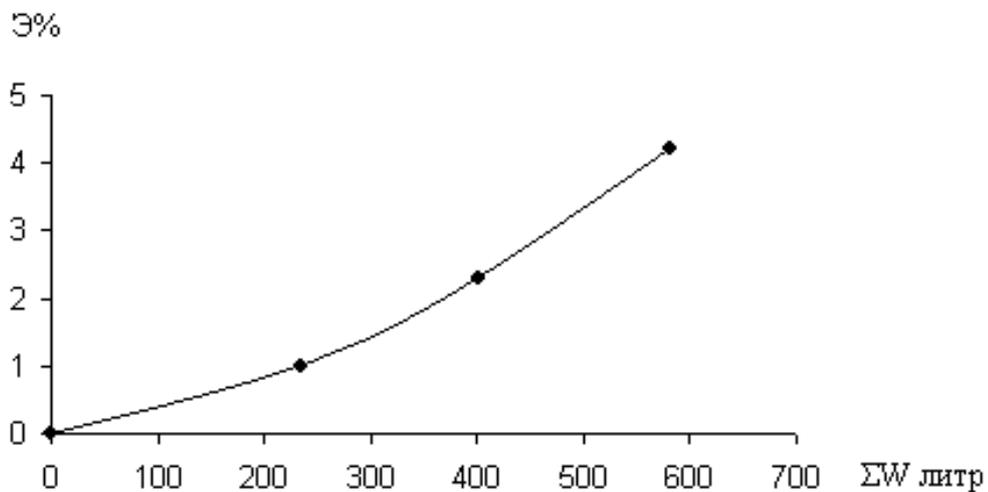


Рис. 3.26. Эффективность вымыва цезия на приборе Дарси при напоре воды 30 см на поверхности почвы.

3.3.2 Вымыв цезия – 137 из почвы периодическими поливами

Исследовалась дерново-подзолистая, легкосуглинистая почва, характеризующая зараженный слой в зоне отселения, п. Колодезский Новозыбковского района. Верхний слой промывной колонны толщиной 6 см сформирован из 2 равных слоев почвы с удельной активностью $C'_{ц} = 4158$ Бк/кг и $C''_{ц} = 4177$ Бк/кг, 3-ий слой толщиной 2,5 см – цеолит из Хотынецкого месторождения цеолитосодержащих трепелов – $C_{ц} = 120$ Бк/кг, 4-ый, 5-ый, 6-ой слои толщиной 2,5; 2,5; 4 см- карьерный песок с низкой удельной активностью 30,9 Бк/кг. Промывная колонна представляет собой сосуд диаметром $d = 10$ см, высотой 25 см. В дне сосуда находятся отверстия $d = 2$ мм для оттока и сбора дренажной воды. Для соблюдения условий смачивающего эффекта радиоактивный грунт и песок высушен, просеян через сито с диаметром отверстий 1 мм. Цеолит берется высушенный и гранулированный до $d = 1,2$ мм. Цеолит улавливает вымытые из двух верхних слоев почвы радионуклиды, а в песке задерживаются сорбированные радиоактивные частицы, прошедшие через слой цеолита 2,5 см. Все слои разделены стеклохолстом.

Промывка цезия ведется периодическими циклами. Один поливной цикл состоит из 5-ти поливов. В сутки делается один полив определенной поливной нормы, дренажный сток также измеряется. По окончании поливного цикла каждый слой высушивается в термостате, охлаждается, измельчается, просеивается через сито, определяется удельная активность на радиометре. Затем повторяется поливной цикл.

Результаты измерений и расчетов приведены в таблице 3.6.

В первых 6-ти циклах поливы осуществляются дождевой водой, затем в 5-ти циклах снеговой водой и на графиках рис. 3.27., 3.28. эти периоды четко выделяются. Далее вместе с водой в некоторых циклах вносится аммиачная селитра и процесс вымыва, который становится затухающим вновь активизируется.

На рис.3.27. нанесены теоретические точки, рассчитанные для периода полива дождевой водой по уравнению:

$$C = \frac{565}{1 + \frac{565 - 300}{300} e^{-0,1575t}}$$

с параметрами $C_{\infty} = 565$ Бк/кг, $C_0 = 300$ Бк/кг, $\mu_1 N_B = 0,1575$ 1/сут и для периода полива талой снеговой водой по уравнению:

$$C = \frac{640}{1 + \frac{640 - 300}{300} e^{-0,0877t}}$$

с параметрами $C_{\infty} = 640$ Бк/кг, $C_0 = 300$ Бк/кг, $\mu_1 N_B = 0,0877$ 1/сут. На графике экспериментальные и теоретические точки хорошо согласуются.

Зависимость величины снижения удельной активности за цикл от количества поданной на промывку воды за цикл отсутствует (рис.3.29.). За все циклы промывки из верхнего слоя почвы вымылось 1512 Бк/кг, из второго слоя – 1227 Бк/кг. Эффективность промывки для верхнего слоя составляет 36,4 % (рис.3.30.). Скачек на графике (рис.3.30.) соответствует внесению селитры в 12 цикле промывки. Общая промывная норма за все циклы составляет $M = 39555 \text{ м}^3/\text{га}$, средняя поливная норма за цикл – $m_{\text{cp}} = 2326,7 \text{ м}^3/\text{га}$. Снижение удельной активности верхнего слоя почвы на 1 Бк/кг требует внесения 26,2 $\text{м}^3/\text{га}$ воды. Такая высокая эффективность периодических поливов объясняется тем, что наряду с вымывом цезия из почвы происходит его испарение в межполивной период. В опыте предусматривается в каждом цикле - 5 поливов и 5 межполивных периодов. Вымывание из верхних двух слоев почвы цезия приводит к частичному его отложению в третьем слое из цеолита и частично в нижнем слое песка (рис.3.31.). Внесение селитры прерывает процесс наращивания удельной активности песка и сорбция сменяется десорбцией.

В следующем варианте промывных поливов используется та же почва, только в насыпной колонне слой цеолита заменен слоем песка 2,5 см.

Промывка радионуклида цезия – 137 ведется периодически, в каждом цикле 5 поливов и 5 межполивных периодов. Основные условия проведения промывок, результаты радиометрических измерений по слоям и расчетов приведены в таблице 3.7.

За все циклы промывок из верхнего слоя почвы вымылось 1221 Бк/кг, из второго слоя 1356 Бк/кг, т.е. при наличии цеолита вымыв цезия из верхних слоев не снижается (см. табл.3.6.), однако, сорбция цезия в нижележащих слоях песка без слоя цеолита происходит интенсивнее (рис.3.32.).

На графиках рис. 3.33, 3.34. четко выделяются периоды полива дождевой и снеговой водой и периоды интенсификации вымыва с внесением хлористого калия и аммиачной селитры.

Зависимость на рис. 3.35. также показывает, что на снижение радиоактивности не влияет количество поданной воды за цикл. Эффективность промывки для верхнего слоя составляет 28,8% (рис.3.36). Снижение удельной активности верхнего слоя почвы на 1 Бк/кг обеспечивается подачей 29,4 $\text{м}^3/\text{га}$ воды.

В подобном варианте условий промывки получаются почти сходные с предыдущим вариантом показатели по эффективности вымыва цезия и по расходованию поливной воды. Общая норма составила $M = 35924 \text{ м}^3/\text{га}$, средняя промывная норма за цикл - $m_{\text{cp}} = 2245,2 \text{ м}^3/\text{га}$.

Выше рассматривались условия промывки легко-суглинистой дерново-подзолистой почвы. На загрязненной радиацией территории после Чернобыльской аварии в Брянской области преобладают песчаные и супесчаные дерново-подзолистые почвы. Имитируя данные условия, в следующем опыте промывается супесчаная, пылеватая, темно-серая, дерново-подзолистая с корневыми остатками почва целинного луга в зоне отселения. В цилиндрический пластмассовый сосуд $d = 10 \text{ см}$ насыпается 6 слоев радиоактивной измельченной до фракции менее 1 мм почвы высотой 19,6 см.

Таблица 3.6. – Вымыв цезия периодическими поливами из легко суглинистой почвы.

№ цикла	C _ц первый слой Бк/кг	t сут	W литр	Σ W нарастающий литр	C _ц второй слой Бк/кг	Δ C _ц Бк/кг	C _ц 4-ый слой Бк/кг	C _ц 5-ый слой Бк/кг	C _ц 6-ой слой Бк/кг	Э вымыва %	Качество воды
Начало	4159				4177		30,9	30,9	30,9		
1	4063	5	1,6	1,6	3947	121	49,2	40,9	44,2	2,3	дистил.
2	4026	5	1,1	2,7	3858	37	44,3	39,9	49,3	3,2	дожд.
3	3944	6	1,05	3,75	3814	82	44,9	-	44,3	5,15	дожд.
4	3900	6	1,6	5,35	3805	44	42,6	41,1	49,3	6,2	дожд.
5	3891	6	1,5	6,85	3794	9	50	42,5	44,5	6,4	дожд.
6	3857	6	1,6	8,45	3809	34	41,4	35,6	43,0	7,2	снеговая
7	3783	5	2,0	10,45	3684	74	43,4	36,1	44,1	9,0	снеговая
8	3700	8	2,0	12,45	3657	83	51,9	41,0	42,4	11,0	снеговая
9	3671	7	2,0	14,45	3612	29	46,9	46,1	54,3	11,7	снеговая
10	3591	6	2,0	16,45	3561	80	41,5	48,8	46	13,6	дожд.
11	3548	8	2,0	18,45	3578	43	50,4	42,8	53,3	14,7	дист.
12	3152	6	2,0	20,45	3341	396	53,7	40,6	24,6	24,2	селитра
13	3103	7	2,0	22,45	3319	52	45,2	42,6	34,4	25,4	дистил.
14	3027	9	2,0	24,45	3284	76	56,5	44,9	37,1	27,2	дистил.
15	2857	7	2,2	26,65	3092	170	45,3	46	36,7	31,3	селитра, водопр.
16	2800	6	2,4	29,05	3055	57	53,7	34,8	36,5	32,6	водо-провод.
17	2646	8	2,0	31,05	2950	154	47,8	27,9	30,6	36,4	навозные стоки
Σ		111									

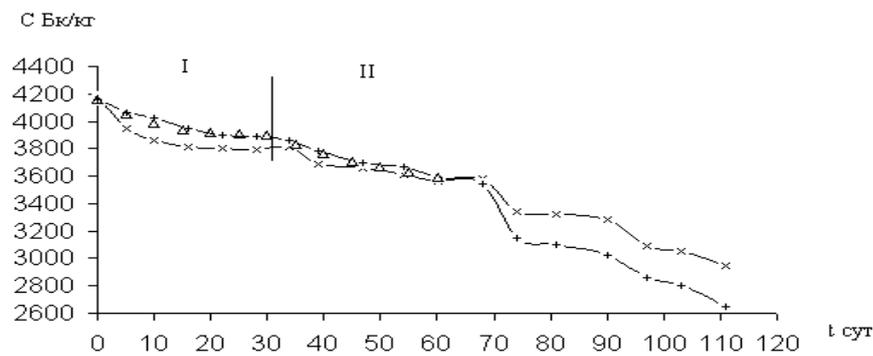


Рис. 3.27. Зависимость снижения удельной активности 1 слоя почвы и 2 слоя почвы от продолжительности выщелачивания.

Δ – теоретические точки; + - слой 1; x - слой 2 – экспериментальные точки.

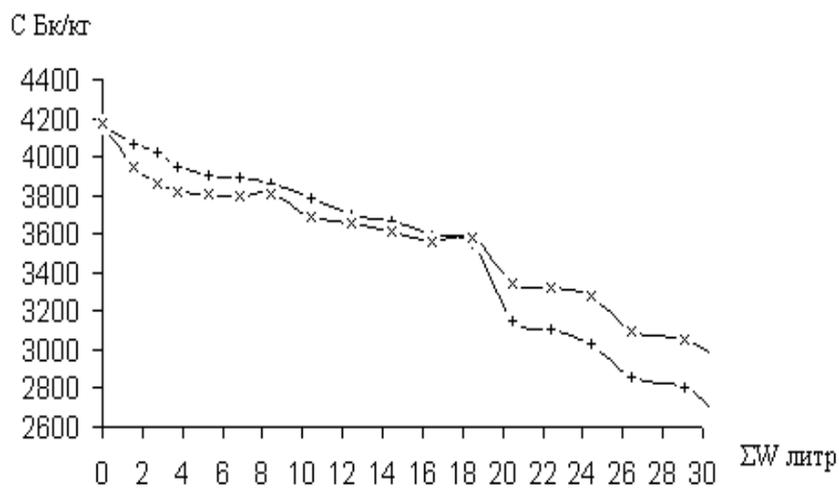


Рис. 3.28. Зависимость снижения удельной активности 1 слоя почвы (+) и 2 слоя почвы (x) от количества поданной воды.

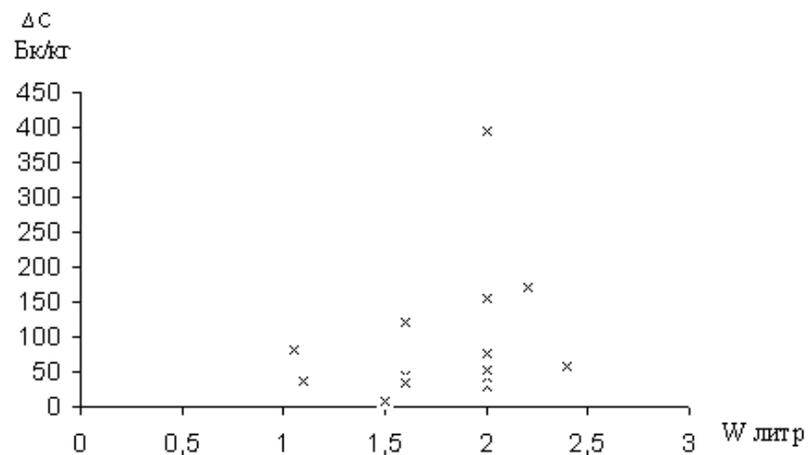


Рис. 3.29. Зависимость вымыва за цикл от нормы полива при периодических поливах для верхнего слоя почвы.

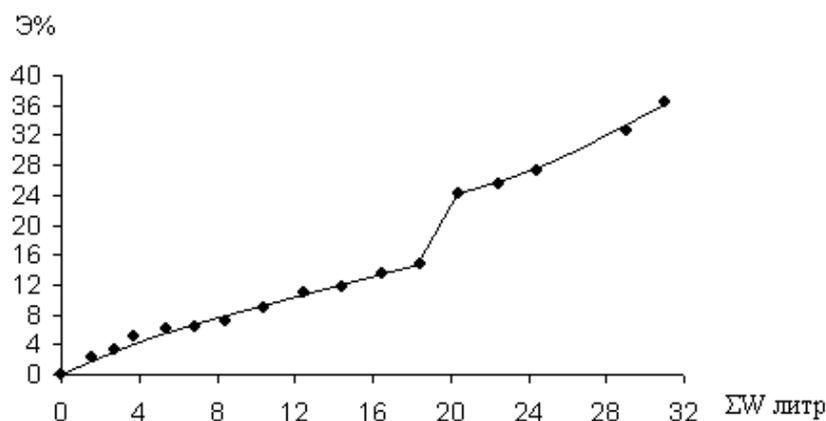


Рис.3.30. Эффективность выщелачивания цезия из легкосуглинистой почвы, подстилаемой слоем цеолита, при периодических поливах.

Для отвода излишней после поливов воды в днище сосуда располагаются отверстия $d = 2$ мм. Слои почвы отделяются пластмассовой сеткой с ячейками 2×2 мм. Каждый поливной цикл состоит, как и ранее, из 5 поливов и 5 межполивных периодов. Для равномерного смачивания почвы поливная вода выдается за несколько приемов. После первого полива производится замораживание образца почвы в поле, в течении 10-55 суток или в морозильной камере. Далее сосуд с замерзшей почвой оттаивает в течение суток и производится еще 4 полива через сутки. Почва после этого высушивается, ее измельчают по стандартной методике и определяют активность по слоям. Основные условия проведения промывок цезия – 137 с предварительным замораживаем, результаты расчетов и измерений удельной активности приведены в таблице 3.8. на графиках рис.3.37. для 2, 3, 4 слоев почвы просматривается усиление вымыва цезия в 8, 9, 10 циклах. Это объясняется тем, что указанные слои предварительно подогреваются перед поливом на электрокалорифере. В слоях 5, 6 почву не подогревали, а высокий вымыв там объясняется подпором от стекающей сверху фильтрационной воды. Установленный факт усиления вымыва из подогретой почвы позволяет рекомендовать активизацию поливов в середине дня, когда почва прогрета на солнце.

Из верхнего слоя за все циклы промывок выщелачивается 1261 Бк/кг, из 3-го слоя – 2904 Бк/кг. Для снижения удельной активности на 1 Бк/кг в верхнем слое требуется $26,7 \text{ м}^3/\text{га}$ воды, а в 3-м слое $11,6 \text{ м}^3/\text{га}$. Заниженный вымыв цезия из верхнего слоя объясняется подтягиванием из нижних слоев воды, а вместе с ней и цезия при замерзании поверхности почвы.

За все циклы в этом варианте промывная норма составляет $M = 33631 \text{ м}^3/\text{га}$, средняя поливная норма за цикл - $m_{\text{cp}} = 2802 \text{ м}^3/\text{га}$. Эффективность вымыва цезия из верхнего слоя оказалась не высокой – 11,2 %, но из 3-го слоя – 25,4% (рис.3.38.).

В следующем варианте промывки почвы периодическими поливами в отличие от первого варианта используется другая почва - дерново-подзолистая, супесчаная, пылеватая с корневыми остатками, с высокой начальной удельной

активностью – 11664 Бк/кг. Засыпка слоев в сосуд проводится по той же схеме (почва, цеолит, песок), поливаются слои также 5 раз через сутки. Перед поливным циклом почва во влажном состоянии замораживается в зимний период в поле, в теплый период в морозильной камере. Изучаются: 1) различие в вымыве цезия в легкосуглинистой и супесчаной почвах с подстилающим слоем цеолита, с замораживанием и без, 2) различие в вымыве цезия из двух супесчаных почв, предварительно замораживаемых, из которых одна подстилается цеолитом.

Основные условия проведения опыта, результаты радиометрических измерений и расчетов приведены в табл. 3.9. На графиках рис. 3.39., 3.40. хорошо прослеживается интенсификация вымыва после замораживания и в последних трех циклах, когда поливы осуществляются водой из магистрального канала осушительной системы в зоне отселения, где отбирается радиоактивная почва для анализа.

За все циклы промывки величина промывной нормы составляет $M = 30000 \text{ м}^3/\text{га}$, средняя поливная норма за цикл – $m_{\text{ср}} = 2500 \text{ м}^3/\text{га}$. Для снижения удельной активности в верхнем слое почвы на 1 Бк/кг требуется в среднем $10 \text{ м}^3/\text{га}$ и это самый низкий показатель для всех промывок периодическими поливами. Тот же показатель второго слоя почвы несколько выше – $13,5 \text{ м}^3/\text{га}$. Эффективность вымыва из первого слоя после 12 циклов составляет 25,8 %, для второго – 19,1 % (рис.3.40.).

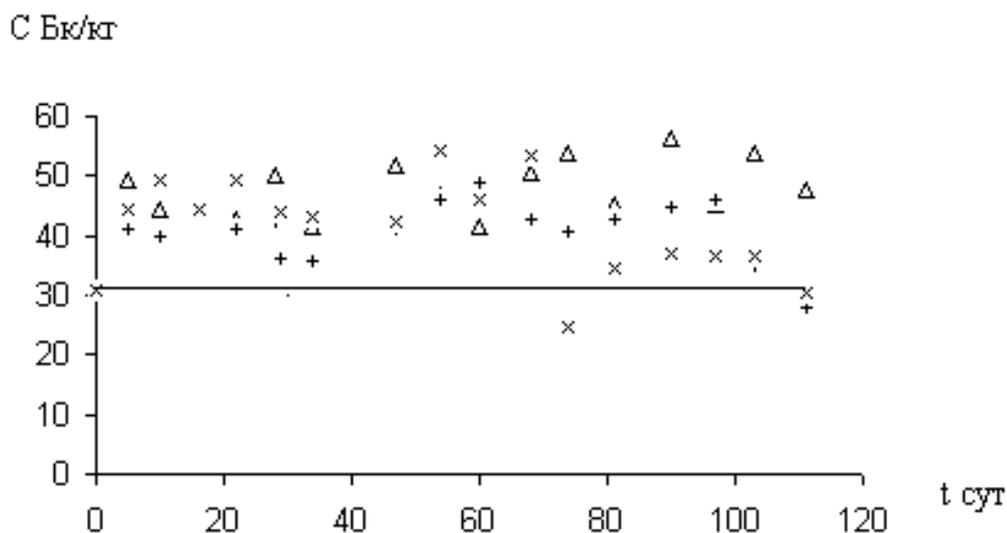


Рис. 3.31. Изменение удельной активности песка в результате сорбции и десорбции: Δ - 4 слой; + - 5 слой; x - 6 слой.

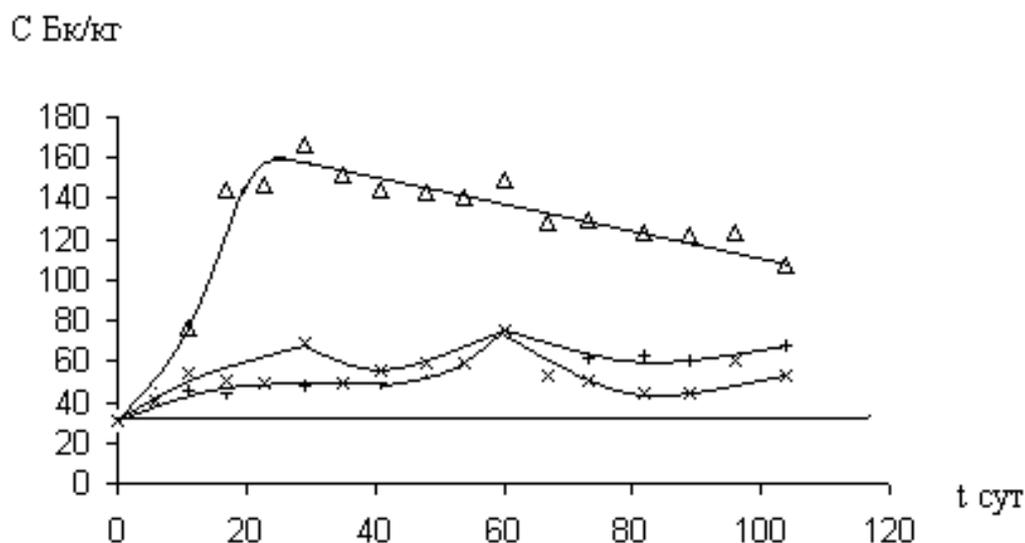


Рис. 3.32. Изменение удельной активности песка в результате сорбции и десорбции поступающего с водой цезия без слоя цеолита: Δ - 3 слой; + - 4 слой; x - 5 слой.

Сравнивая полученные результаты с первым вариантом промывки периодическими поливами видно, что из более легкой по механическому составу почвы при периодическом замораживании вымывается из верхнего слоя почвы в 2 раза больше цезия при меньших затратах воды. Необходимо отметить, что исходная радиоактивность у супесчаной почвы в 2 раза больше, чем у легкосуглинистой.

При сравнении двух супесчаных почв с одинаковой начальной радиоактивностью по итогам промывок с периодическим замораживанием, все равно, наблюдается более высокий вымыв цезия из двух слоев почвы в последнем варианте при меньших затратах поливной воды и на общую поливную норму, и на среднюю поливную норму за цикл. Объяснить этот факт можно только наличием в последнем варианте подстилающего слоя цеолита.

Все рассмотренные в данном параграфе схемы поливов предусматривали короткие, исчисляемые минутами, поливные периоды и длительные, исчисляемые часами, межполивные периоды, в течении которых влага, а вместе с ней радионуклид цезия свободно испарялись.

При исключении влияния испарения в периодических поливах, такую схему промывки можно сравнить с непрерывным затоплением поверхности почвы слоем воды. Используется легко – суглинистая, дерново – подзолистая пылеватая почва с исходной удельной активностью 2576 Бк/кг, помещенная в цилиндрический сосуд $d = 11$ см, слоем 3,5 см. почва промывается разными поливными нормами (200-400 см³) и водой разного качества.

После полного дренирования каждой поливной нормы до полной водоотдачи почвы сосуд закрывается, чтобы исключить испарение.

Таблица 3.7. – Вымыв цезия из легкосуглинистой почвы периодическими поливами.

№ цикла	$C_{ц}^I$ первый слой Бк/кг	t сут	W литр	ΣW нарастающий литр	$C_{ц}^{II}$ второй слой Бк/кг	$\Delta C_{ц}$ Бк/кг	$C_{ц}^{III}$ //песок 3-ый слой Бк/кг	$C_{ц}^{IV}$ 4-ый слой Бк/кг	$C_{ц}^V$ 5-ой слой Бк/кг	Э вымыва %	Качество воды
Начало	4234				4240		30,9	30,9	30,9		
1	4090	6	1,6	1,6	4130	144	41,1	44,6	40,8	3,4	дожд.
2	4050	5	1,3	2,9	4028	40	76,4	45,9	54	4,3	дожд.
3	4051	6	1,1	4,0	4029	+1	143,8	44,1	50,1	4,3	дожд.
4	4005	6	1,6	5,6	4015	46	146,1	48,7	49,5	5,4	дожд.
5	4006	6	1,6	7,2	4012	+1	165,9	48,3	69,3	5,4	дожд.
6	3943	6	1,8	9,0	3892	63	152	48,3	48,7	6,9	снеговая
7	3844	6	1,8	10,8	3874	103	144,8	49,3	55,8	9,2	снеговая
8	3819	7	2,0	12,8	3874	25	142,8	55,8	59	9,8	снеговая
9	3778	6	1,8	14,6	3882	41	140,2	61,4	59,1	10,8	снеговая
10	3595	6	1,8	16,4	3804	183	149	73,4	75,1	15,1	дист. КСІ.
11	3436	7	1,8	18,2	3656	159	128	50,2	53,2	18,8	селитра
12	3444	6	1,8	20,0	3213	+8	129,4	61,8	50,2	18,6	селитра
13	3413	9	2,0	22,0	3157	31	122,8	62,4	44,9	19,4	дистил.
14	3295	7	2,0	24,0	3090	118	121,6	60,8	43,85	22,2	вода МК
15	3181	7	2,0	26,0	2997	114	122,9	62	60,6	24,9	вода дист.
16	3013	8	2,2	28,2	2884	168	106,9	68,1	53,3	28,8	селитра
Σ		104									

Примечание:

В 10-м цикле один полив из 5-ти был теплой дистиллированной водой.

Таблица 3.8. – Вымыв цезия из супесчаной почвы периодическими поливами с периодическим замораживанием.

№ цикла	Периоды вымыва t сут	W литр	1	2	3	4	5	6	Σ W литр	Э ₁ %	Э ₃ %	Качество воды	Продолжит. замораж. сут
			3 см	4,6 см									
	Начало		11258	11337	11442	11483	11521	11423					
1	1	0,5	11197	11384	11177	11387	11453	11384	0,5	0,5	2,3	дожд.	55
2	5	1,8	10900	10952	10840	11010	10865	10986	2,3	3,2	5,2	дожд.	30
3	5	1,55	10704	10764	10714	10983	10871	10900	3,85	4,9	6,4	снеговая	11
4	5	2	10375	10560	10522	10728	10523	10647	5,85	7,8	8,0	снеговая	-
5	5	2	10281	10545	10530	10590	10435	10375	7,85	8,7	8,0	снеговая	-
6	5	2	10285	10793	10449	10460	10325	10337	9,85	8,64	8,7	снеговая	10
7	6	2,15	10255	10805	10450	10500	10020	10195	12	8,9	8,7	дист.	-
8	7	2,6	10195	10550	9711	9758	9803	9803	14,6	9,4	15,1	дист.	-
9	6	2,6	10205	9953	9354	9245	9438	9525	17,2	9,3	18,2	дист.	-
10	7	2,8	10183	9915	9255	9335	9305	9285	20	9,5	19,1	дист.	-
11	7	3,0	10350	9065	8975	9120	9043	9050	23	8,1	21,6	дист.	14
12	4	3,4	9997	8861	8538	8760	8755	8779	26,4	11,2	25,4	дист. + навоз. стоки	-
Σ	63												

Примечание:

В 8, 9, 10-м цикле почву 1, 2, 3, 4 слоев подогревали перед поливом и это усилило вымыв. В слоях 5, 6 почву не подогревали, а большой вымыв там объясняется тем, что эти слои находились в подпоре от стекающей дренажной воды.

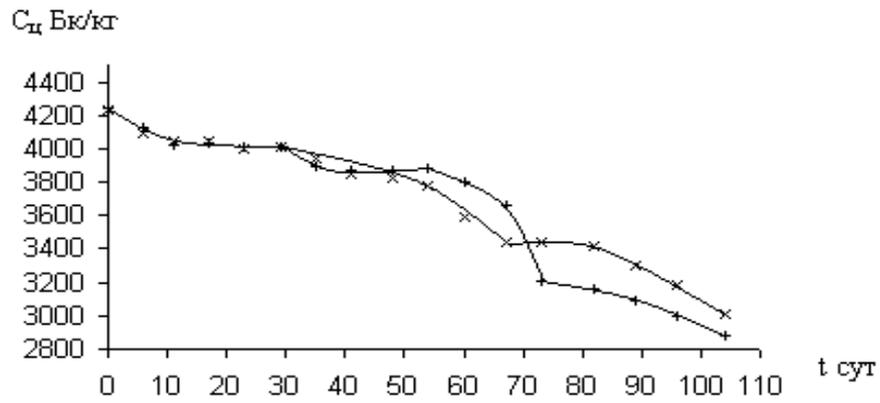


Рис. 3.33. Зависимость снижения удельной радиоактивности 1-ого и 2-ого слоев почвы от продолжительности выщелачивания: x – 1 слой; + -2 слой

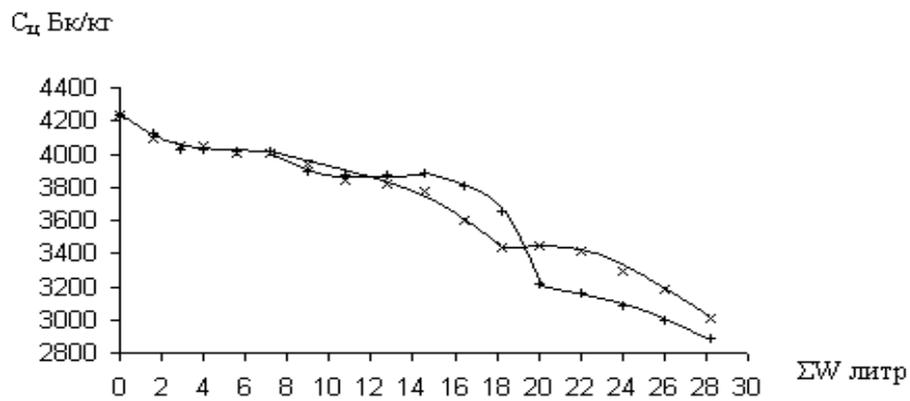


Рис. 3.34. Зависимость снижения удельной активности почвы от количества поданной воды

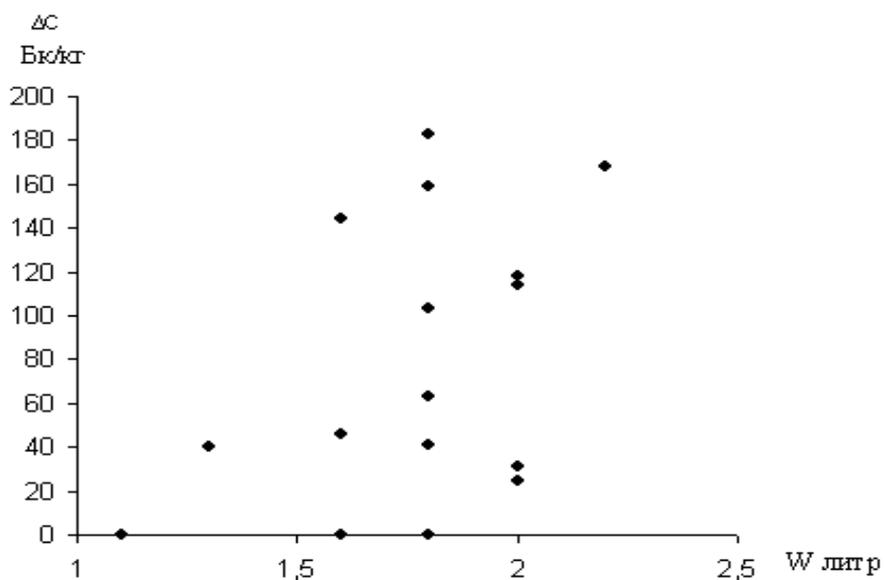


Рис. 3.35. Зависимость вымыва за цикл из верхнего слоя от нормы полива.

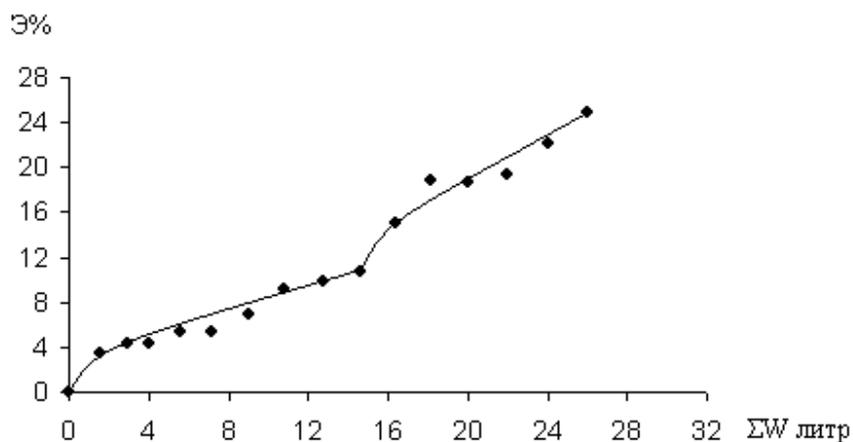


Рис. 3.36. Эффективность выщелачивания цезия из легкосуглинистой почвы (слой 0-3 см), подстилаемой песком, при периодических поливах.

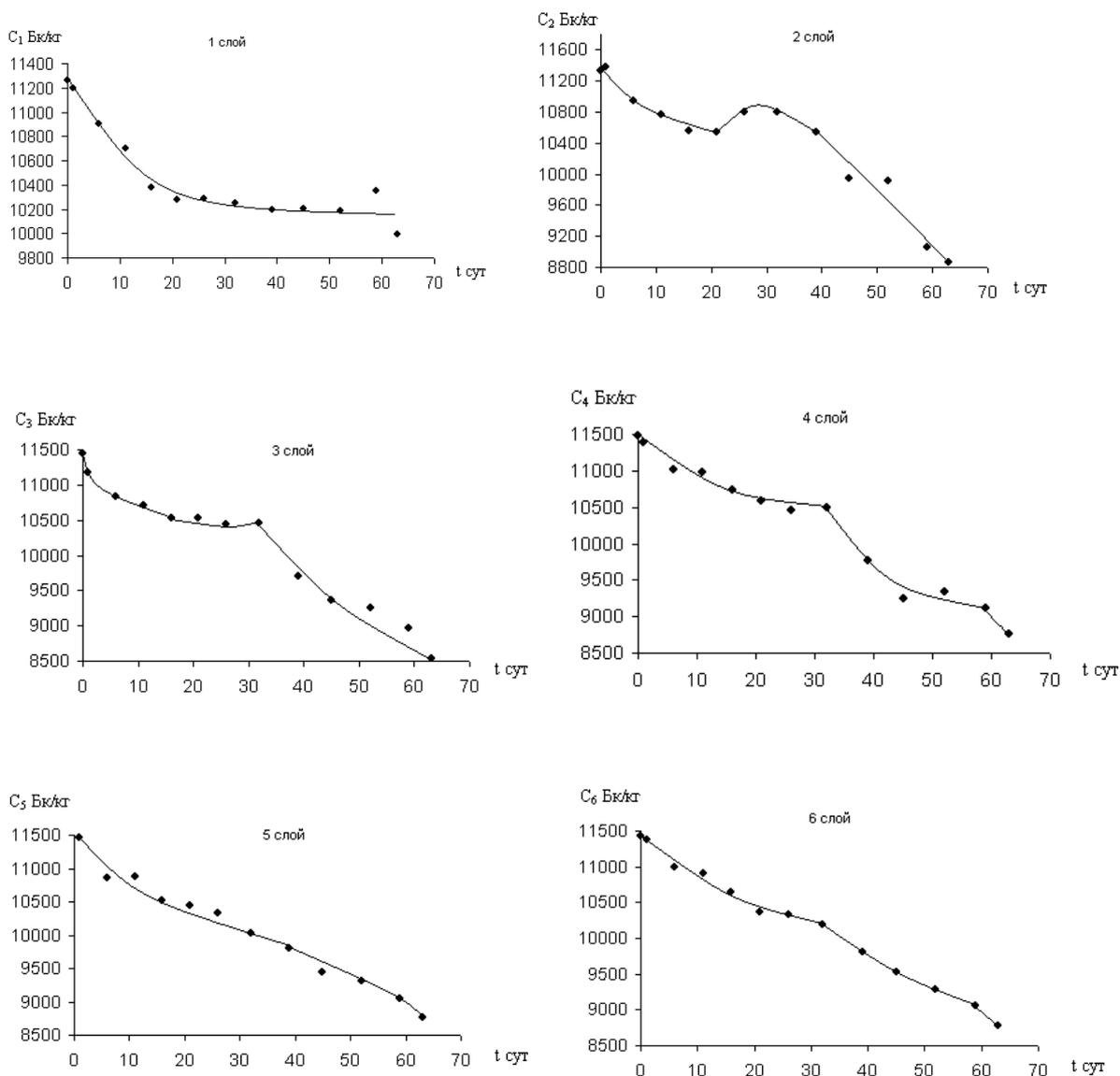


Рис. 3.37. Вымыв цезия -137 по слоям супесчаной почвы периодическими поливами с предварительным замораживанием.

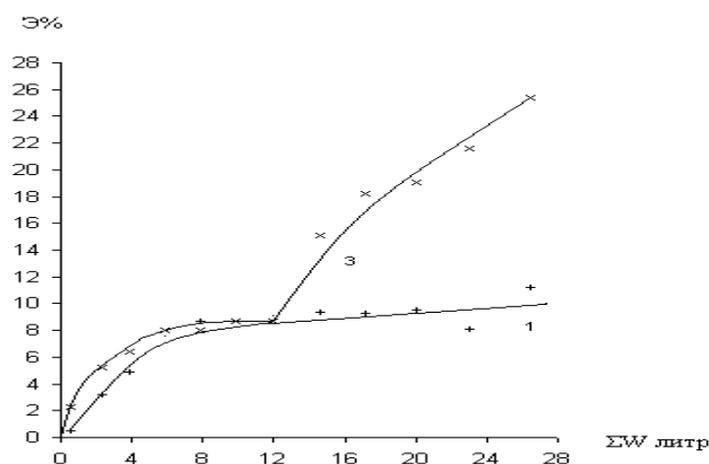


Рис. 3.38. Зависимость эффективности вымыва цезия от количества поданной воды для верхнего (1) и 3-его предварительно подогретого слоя в 8-10 циклах:
+— 1 слой; x - 3 слой

Таблица 3.9. – Промывка цезия – 137 из супесчаной почвы периодическими поливами с предварительным замораживанием и без него.

№ цикла	$C_{ц}^1$, Бк/кг	$C_{ц}^2$, Бк/кг	t вым. сут	W литр	Θ_1 %	Θ_2 %	t замораж. сут.	Качество воды	ΣW литр
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Начало	11664	11664							
1	11399	11389	5	1,9	2,3	2,3	7	дожд.	1,9
2	11237	11289	5	1,65	3,7	3,2	10	снег	3,55
3	11119	11111	5	1,6	4,7	4,7		снег	5,15
4	10620	10879	5	1,8	8,9	6,7	8	снег	6,95
5	10560	10880	6	2	9,5	6,7		дожд.	8,95
6	10364	10780	5	2	11,1	7,6		дист.	10,95
7	9814	10374	5	2,2	15,9	11,1	18	дист.	13,15
8	9479	10237	5	2,2	18,7	12,2		дист.	15,35
9	9339	10274	5	2,2	19,9	11,9		дист.	17,55
10	9344	9876	5	2	19,9	15,3		МК	19,55
11	8899	9674	5	2	23,7	17,1		МК	21,55
12	8659	9434	5	2	25,8	19,1		МК	23,55
Σ			61						

Проводится 50 поливов в течение 83 суток. Вода подается порциями в зависимости от продолжительности впитывания, которая с течением времени увеличивается.

Почва из сосуда за все дни не вынимается и ее плотность увеличивается, а водоудерживающая способность уменьшается. Величина промывной нормы составляет 16736,8 м³/га, средней поливной нормы за один полив - $m_{cp} = 334,7$ м³/га.

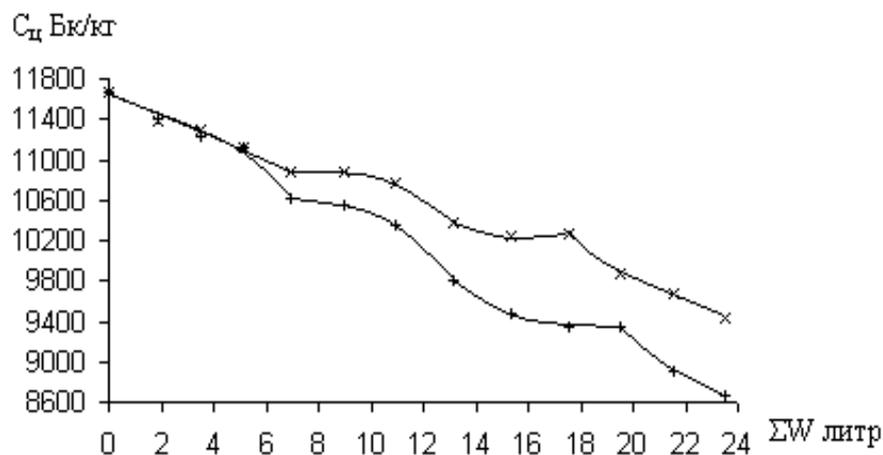


Рис. 3.39. Изменение удельной активности супесчаной почвы при периодических поливах и замораживании в зависимости от количества поданной на промывку воды: + 1 слой; x – 2 слой.

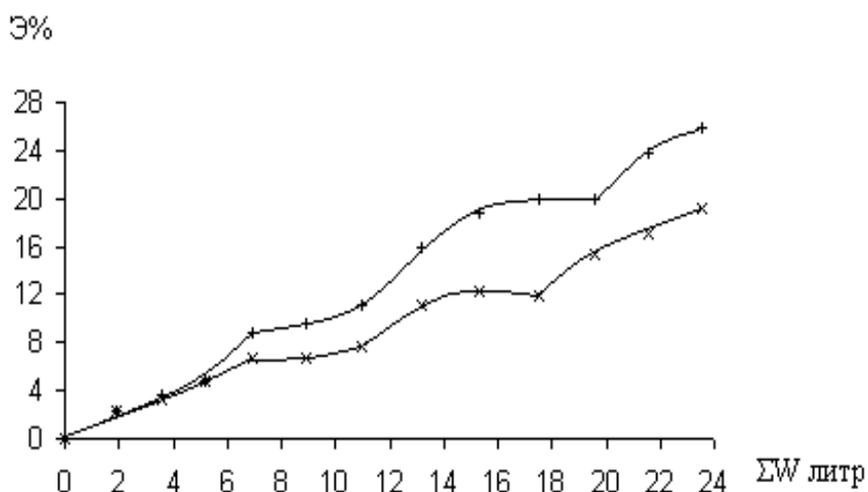


Рис. 3.40. Эффективность выщелачивания цезия -137 из супесчаной почвы при периодических поливах и замораживании: + 1 слой; x – 2 слой.

Вымыв цезия равняется $\Delta C = 2576 - 2329 = 247$ Бк/кг. Непрерывная промывка на приборе Дарси созданием слоя затопления в течении 23 суток песчаной почвы позволяет снизить удельную активность на 316 Бк/кг, а при периодических поливах немного меньше – 247 Бк/кг, но расходы воды на 1 Бк/кг не идут ни в какое сравнение: затоплением - $693 \text{ м}^3/\text{га}$, периодическим поливом - $68 \text{ м}^3/\text{га}$. Отметим, что из легкосуглинистой почвы цезий вымывается труднее или медленнее, чем из песчаной, несмотря на более сильную смачиваемость по сравнению с песчаной почвой.

Выше изложенную схему промывок осуществляют для сравнения на супесчаной почве с исходной удельной активностью 7779 Бк/кг. Проводится 19 поливов в течение 45 суток поливными нормами 200-600 см³. Общее количество израсходованной воды составляет промывную норму $M = 9936,5 \text{ м}^3/\text{га}$, величина средней поливной нормы за один полив $m_{\text{ср}} = 0,497 \text{ м}^3/\text{га}$. Удельная активность снижается на $\Delta C = 360 \text{ Бк/кг}$. Затраты воды для уменьшения удельной активности почвы на 1 Бк/кг составляют 27,6 м³/га.

Таким образом, на супесчаной почве эффект промывки – интенсивность вымыва, показатели по затратам воды – благоприятнее, чем на легко суглинистой почве.

По данным литературных источников органическое удобрение может снижать поступление цезия – 137 в урожай сельскохозяйственных культур. Для проверки этого радиоактивную легкосуглинистую почву смешивают с сухим измельченным навозом из расчета 10% навоза от массы почвы. Используется нерадиоактивный навоз с фермы КРС учебно-опытного хозяйства вне зоны радиоактивного загрязнения. Проводится 13 промывок водой разного качества в течение 25 суток поливными нормами 200-600 см³. Поскольку почва с навозом приобретает пластелинообразное состояние, перед поливом приходится рыхлить поверхность, фильтрация воды при этом ускоряется на 1-1,5 часа.

За 14 поливов в почву вносится 4,9 литра воды, что в пересчете на 1 га составляет промывную норму $M = 5142 \text{ м}^3/\text{га}$, среднюю поливную норму за полив - $m_{\text{ср}} = 367,3 \text{ м}^3/\text{га}$. Удельная активность удобренной навозом почвы снижается на $\Delta C = 136 \text{ Бк/кг}$. Для снижения удельной активности почвы на 1 Бк/кг требуется 37,8 м³/га.

По сравнению с супесчаной почвой вымыв оказывается ниже в 2,65 раза, и удельные затраты воды на 1 Бк/кг выше в 1,4 раза. Исходная удельная активность тоже ниже в 3,7 раза по сравнению с промывкой супесчаной почвы.

В опыте с суглинистой почвой без навоза исходная удельная активность 2576 Бк/кг - немного выше, а вымыв цезия там оказывается 247 Бк/кг, т.е. в 1,8 раза выше при затратах воды 16736,8 м³/га, что в 3,2 раза больше, чем при промывке почвы с навозом.

Таким образом, навоз снижает эффективность вымыва цезия. Однако удельные затраты воды на 1 Бк/кг в количестве 37,8 м³/га явно меньше, что делает промывку целесообразной. Известно, что на приусадебных и дачных участках население удобряет почву чаще навозом, но это не может препятствовать реабилитации радиоактивно загрязненных территорий, участков, в результате широкого внедрения промывных поливов.

В опытах по промывке периодическими поливами зафиксированы следующие концентрации цезия в промывной воде:

$$1) C_{\text{об}} = \frac{302,6}{31} = 9,76 \text{ Бк/л}$$

$$2) C_{\text{об}} = \frac{602}{23,55} = 25 \text{ Бк/л}$$

$$3) C_{\text{об}} = \frac{1385}{26,4} = 52,4 \text{ Бк/л}$$

$$4) C_{об} = \frac{239,5}{28,2} = 8,49 \text{ Бк/л}$$

Во 2-ом и 3-ем случае объемная активность воды по расчетам оказалась выше ПДК для питьевой воды. Однако, при поливах периодическими поливами, существенная доля цезия выносится с испаряющейся влагой, часть радионуклидов сорбируется нижележащими слоями почвенного профиля. Оставшийся цезий разбавляется грунтовым потоком и водой водоприемников. Кроме того, в открытых водоемах протекают процессы самоочищения воды.

На конец 1989 года в Брянской области насчитывалось 23169 га орошаемых земель. Из 27 районов только 6 районов не имели земель с плотностью загрязнения более 1 Ки/км², на которых нельзя вести сельское хозяйство без специальных мероприятий по снижению уровня радиоактивного загрязнения сельхозпродукции. Количество орошаемых земель в 7 наиболее загрязненных радиацией районах, имеющих земли с плотностью загрязнения свыше 5 Ки/км², следующее:

1. Гордеевский – 497 га;
2. Злынковский - 1002га;
3. Климовский – 1223 га;
4. Клинцовский – 401 га;
5. Красногорский – 915 га;
6. Новозыбковский – 1340 га;
7. Стародубский – 1701 га.

В настоящее время оросительные системы повсеместно нуждаются в реконструкции.

3.3.3. Промывка загрязненных цезием – 137 почв с помощью капельного орошения

Серьезной проблемой при организации орошения приусадебных и дачных участков является отсутствие надежных, обильных водисточников. Если село не обеспечено системой централизованного водоснабжения, на радиоактивно загрязненных территориях почти повсеместно можно строить водоемы-копани, мелкотрубочатые и шахтные колодцы.

Капельное орошение, позволяющее эффективно использовать воду, осуществлять поливы с небольшими напорами в сети, является наиболее приемлемым способом орошения дачных и приусадебных участков.

За счет снижения напора в сети сокращаются эксплуатационные затраты. Зона увлажнения имеет эллипсоидную форму, вытянутую на почвах тяжелого механического состава в горизонтальном направлении, на легких почвах по вертикале. В глубину зона увлажнения распространяется до 1,2м, в ширину – до 2,5м. Объем зоны увлажнения в легких почвах достигает 1м³, в тяжелых – 2 м³. Для увлажнения таких объемов почвы необходимы поливные нормы 70-200л. На суглинистых почвах площадь полива одной капельницей не превышает 2-3,5 м² поливной нормой 700-1000м³/га. На супесчаных и песчаных почвах

при площади полива одной капельницей 1-1,5 м² поливная норма уменьшается в два раза [52].

Таким образом, выигрыша в экономии воды не получается по сравнению с дождеванием. Однако, если расчет вести на площадь, занимаемую одним растением, например деревом, то поливная норма получается в 10 раз меньше. В оросительных мелиорациях рассчитывается расход воды на прирост урожая и при капельном орошении повсеместно отмечается очень эффективное использование поливной воды.

Вопрос возможности использования капельного орошения для выщелачивания цезия – 137 исследовался на наиболее распространенных в загрязненных районах супесчаных, дерново-подзолистых почвах с исходной удельной активностью 12381 Бк/кг. Промывка почвы проводилась на приборе Дарси водопроводной водой с помощью капельного устройства, установленного над поверхностью почвы.

Пылеватая сухая почва в измельченном состоянии отличается плохой смачиваемостью (промокание слоя почвы 5,5 см длится 1,5-3 часа).

Почва разделялась на 2 слоя: верхний 1,5 см, нижний 4 см, активность которых определялась отдельно. Подача воды регулировалась зажимом на капельнице. В водопроводной воде содержится много железа и расход капельницы приходится ежедневно выравнивать. Один раз в сутки измерялась объемным способом подача воды и фильтрационный расход. Проводилось 10 циклов непрерывной в течение каждого 5-ти суточного цикла промывки и один цикл непрерывной промывки в течение 30-ти суток.

Условия выщелачивания, результаты радиометрических измерений и расчетов приведены в таблице 3.10, на рис. 3.41; 3.42; 3.43.

Как видно из таблицы и рисунков, интенсивность вымыва цезия снижается с течением времени несмотря на нарастание общего количества подаваемой воды.

Промывная норма за 10 циклов составила $M = 287140,5 \text{ м}^3/\text{га}$, средняя поливная норма за цикл – $m_{\text{ср}} = 28714 \text{ м}^3/\text{га}$, что обеспечивало вымыв 117,1 Бк/кг. В длительном 11-ом цикле поливная норма $m = 410106,9 \text{ м}^3/\text{га}$, а вымыв – 388 Бк/кг. Несмотря на то, что вода поступала отдельными каплями, удельные затраты воды на вымыв цезия в единицах удельной активности оказались высокими.

Объемная активность промывной воды в среднем за 10 циклов составляет $278/763, 87 = 0,36 \text{ Бк/л}$, а в 11 – ом цикле и того меньше – $74/1091 = 0,067 \text{ Бк/л}$.

В следующем опыте изучался вымыв цезия из легко суглинистой почвы с более низкой исходной удельной активностью – 4682 Бк/кг. Почва отличается хорошей смачиваемостью. Капли не скапливаются на поверхности и сразу же впитываются вглубь почвы. Исследуемая почва отбиралась из верхнего 10-ти см слоя из разных точек на бывшем орошаемом овощном участке СХПК «Решительный», п. Новые Брбовичи, Новозыбковского р-на. Образец почвы слоем 7,5 см помещался в прибор Дарси с площадью орошения 266 см².

Таблица 3.10 – Выщелачивание цезия – 137 при капельном орошении из супесчаных почв

№ цикла	$C_{ц}^{верх}$ Бк/кг	$t_{сут}$ ВЫМЫВА	$Q_{ср}$, см ³ /с	$C_{ц}^{ниж}$ Бк/кг	W, литр	ΣW , литр	$C_{ср}$ Бк/кг взв. по слоям	Э%
Начало	11854			12693			12464	
1.	11854	5	0,044	12324	15,3	15,3	12196	2,1
2.	11926	4	0,163	12241	56,20	71,55	12155	2,5
3.	11809	5	0,155	12193	66,9	138,45	12088	3,0
4.	11541	5	0,206	11977	89,02	227,47	11852	4,9
5.	11548	5	0,093	11967	40,4	267,9	11853	4,9
6.	11588	5	0,116	11982	50,3	318,2	11874	4,7
7.	11325	5	0,305	11809	132,15	450,9	11677	6,3
8.	10948	4	0,276	11465	95,70	546,6	11324	9,1
9.	11025	5	0,287	11575	124,0	670,57	11425	8,3
10.	10882	5	0,216	11447	93,3	763,87	11293	9,4
11.	10621	30	0,561	11012	1091	-	10905,4	-

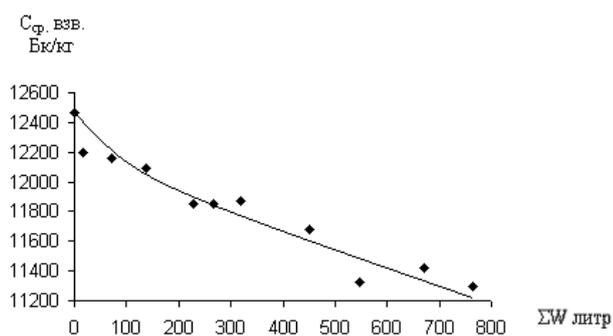


Рис. 3.41. Снижение удельной активности супесчаной почвы в зависимости от количества поданной воды при капельном орошении.

Полив осуществлялся из водопровода через капельное устройство, расход воды регулировался зажимом. В данном опыте, в отличие от предыдущего, создавался минимально возможный расход воды капельницей.

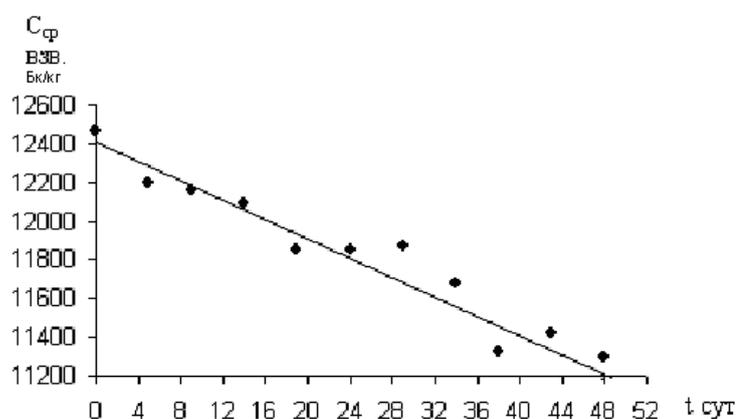


Рис. 3.42. Обратная пропорциональная зависимость вымыва цезия от времени промывки при капельном орошении.

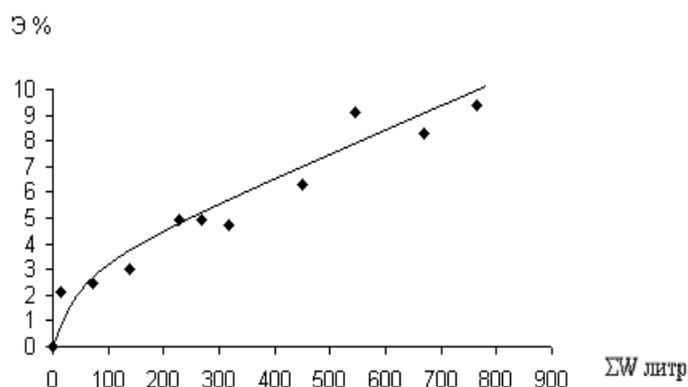


Рис. 3.43. Зависимость эффективности промывки от количества поданной воды при капельном орошении.

Общий слой почвы 7,5 см разделялся на три слоя: верхний 2 см, средний 2 см, нижний 3,5 см. Слои подготавливались и засыпались в прибор Дарси раздельно. Подача воды осуществлялась непрерывно по циклам, продолжительностью 1-3 суток каждый. Расход воды в начале цикла устанавливался из расчета одна капля за 3-4 секунды.

Первые три цикла промывки проводились после предварительного замачивания почвы. В цикле 1 и 2 почву замачивали 900 г водопроводной воды. Созданный слой воды на поверхности 1 см профильтровался в течение 15 мин. В цикле 3 внесли 400 г воды. Образовавшийся слой воды 3 мм профильтровался в течение 10 мин.

Во всех остальных циклах замачивание не проводилось, но почва становилась влажной по всей глубине обычно уже через 12 часов промывки. Иногда влага, поднимаясь снизу, затапливала поверхность.

После каждого цикла верхний и средний слой раздельно извлекался из прибора, высушивался, измельчался. Определялась удельная активность слоев. Нижний слой из прибора не изымался, постепенно уплотнялся, становился подобным подпахотному слою – плужной подошве. На нем, как на водоупоре, скапливалась промывная вода, выходящая иногда на поверхность (аналогия с внутрипочвенным стоком).

Основные условия проведения опыта, расходы подачи воды, результаты измерения удельной активности исследуемой почвы после каждого цикла промывки приведены в таблице 3.11 и на рис. 3.44.

За первые 7 циклов средняя удельная активность 2-х слоев почвы снизилась на 99 Бк/кг. Затраты воды составили 28,53 л или в пересчете на 1 га – 10724,4 м³/га. Поливная норма за цикл – 1532,1 м³/га, что соответствует промывным нормам при дождевании. На вымыв 1 Бк/кг нужно затратить 108,3 м³/га воды.

Внесение в 8 – ом цикле негашеной извести сразу обеспечило вымыв 105 Бк/кг, т.е. почти столько же, сколько за 7 предыдущих циклов, хотя воды было израсходовано 4,5 л. Норма внесения извести 16,6 г на 1 кг сухой почвы.

Таблица 3.11 – Вымыв цезия при капельном орошении легкосуглинистой почвы

№ цикла	$C_{ц}^{верх}$ Бк/кг	$t_{сут}$	Q , $см^3/с$	$C_{ц}^{ниж}$ Бк/кг	W , литр	$\Xi\%$	$C_{ср}$ Бк/кг взв. по слоям	Качество воды
Начало	4682							
1.	4677	3,0	0,020	4671	5,312	0,17	4674	Водоп.
2.	4665	1,91	0,0349	4668	5,76	0,33	4666,5	Водоп.
3.	4638	1,04	0,0293	4696	2,64	0,33	4667	Водоп.
4.	4614	1,97	0,0145	4643	2,467	1,14	4628,5	Водоп.
5.	4672	-	0,0186	4688	3,124	-	4680	Водоп.
6.	4595	1,22	0,0511	4667	5,364	1,1	4631	Водоп.
7.	4547	1,20	0,0372	4619	3,865	2,11	4583	Водоп.
8.	4452	1,12	0,0465	4505	4,502	4,35	4478,5	Известь
9.	4420	2,03	0,0282	4487	4,945	4,9	4453,5	Водоп.
10.	4318	2,05	0,0233	4410	4,117	6,8	4364	Известь
11.	4188	1,98	0,0240	4269	4,11	9,7	4228,5	Водоп.
12.	4182	2,7	0,0225	4273	5,27	9,7	4227,5	Водоп.
13.	4126	1,72	0,0282	4209	4,2	11,0	4167,5	Известь
14.	4090	1,99	0,0206	4168	3,46	11,6	4131,0	Водоп.
15.	3995	2,07	0,0129	4043	2,345	14,0	4019,0	Извест. молоко

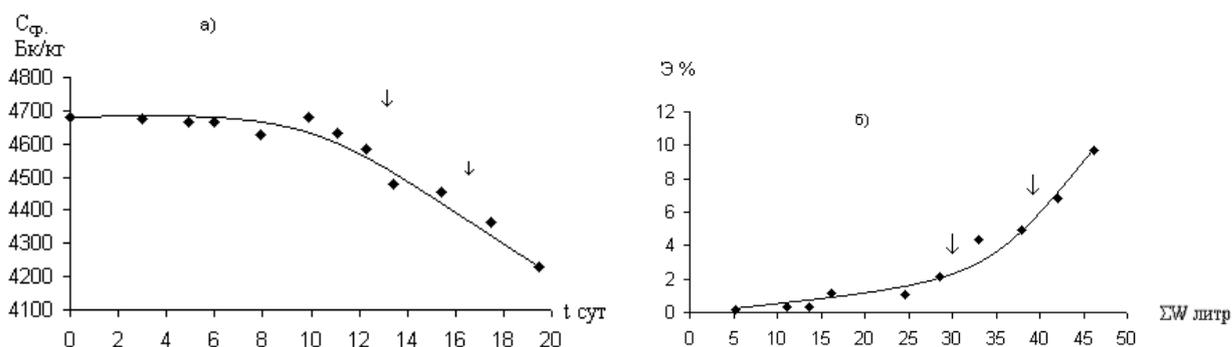


Рис. 3.44. Вымыв цезия из легко суглинистой почвы при капельном орошении:

а) зависимость вымыва от продолжительности поливов;

б) эффективность вымыва в зависимости от количества подаваемой воды;

↓ - внесение негашеной извести.

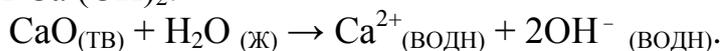
В 10-м цикле норму внесения извести снизили в два раза – 8,31 г на 1 кг сухой почвы. Вымыв цезия по сравнению с 8-м циклом снизился незначительно – 90 Бк/кг.

В 9-м и 11-м циклах также зафиксирован высокий вымыв (табл. 3.11), хотя известь не вносилась. Очевидно, сказывается последствие внесения извести.

В 12-м цикле вымыв оказался минимальным и в 13-м цикле снова внесли негашеную известь из расчета 8,31 г на 1 кг сухой почвы. Вымыв снова увеличился – 60 Бк/кг. В 15-м цикле известь вносилась в виде известкового молока, полученного при разбавлении гашеной извести дистиллированной водой в соотношении 1:10. Все слои почвы замачивались известковым молоком до полно-

го насыщения, потом включалась капельница. Вымыв составил в верхнем слое 99 Бк/кг, во втором – 125 Бк/кг. Таким образом, известковое молоко также способствует вымыву цезия, как и негашеная известь.

Оксид кальция CaO (негашеная известь) при взаимодействии с водой образует $\text{Ca}(\text{OH})_2$:



$\text{Ca}(\text{OH})_2$ – это сильное основание. Из каждого моля $\text{Ca}(\text{OH})_2$ образуется два моля ионов OH^{-} .

pH раствора 0,01 м $\text{Ca}(\text{OH})_2$ равно 12,3.

$\text{Ca}(\text{OH})_2$ при $t = 25^{\circ}\text{C}$ имеет растворимость в воде 0,95 г/л.

Внесение извести существенно сказывается на плотности почвы. За 14 циклов полива насыпная плотность измельченной, просеянной через сито с диаметром отверстия 1 мм почвы равномерно увеличивалась в верхнем слое с $0,941\text{г/см}^3$ до $1,189\text{г/см}^3$.

За один цикл поливов водопроводной водой без извести плотность увеличивалась на десятые доли г/см^3 . В циклах с предварительным внесением негашеной извести насыпная плотность возрастала только на тысячные доли г/см^3 .

В 15-м цикле, когда было внесено известковое молоко, насыпная плотность в верхнем слое даже снизилась по сравнению с 14-м циклом – $1,118 < 1,198\text{г/см}^3$. Внесение извести способствует дезагрегации, распылению почвы и, как следствие, десорбции цезия.

Последний 3-й слой впервые был извлечен только после 15 циклов промывки. За это время 3-й слой сильно уплотнился, о чем свидетельствует содержание воды при полном насыщении почвы – 31,4% к весу сухой почвы. Плотность насыпной почвы изменилась не значительно - в начале $0,94\text{г/см}^3$, в конце $1,04\text{г/см}^3$.

Как и следовало ожидать, величина вымыва для плотно уложенной почвы $\Delta\text{C} = 113\text{Бк/кг}$ – оказалась сравнительно не высокой.

Таким образом, такое сравнительно не дорогое мероприятие как известкование почв, является важным средством интенсификации очищения почв от цезия при орошении.

Промывная норма за 15 циклов составила $M = 23110,3\text{ м}^3/\text{га}$, средняя поливная норма за цикл – $1540\text{ м}^3/\text{га}$, что обеспечило общий вымыв с применением извести 663 Бк/кг. Активность первого сверху слоя снизилась на 195,5 Бк, второго слоя – на 182 Бк.

Объемная активность промывной воды в среднем за 15 циклов составляет из расчета очищения двух верхних слоев почвы – 6,14 Бк/л, что ниже нормативов для питьевой воды.

При капельном орошении испарение воды из почвы уменьшается. Как установлено, испарение с водой цезия является важным фактором снижения загрязнения почвы. Необходимо установку капельниц сделать более частой, а чтобы это не сказывалось на стоимости и без того дорогих систем капельного орошения, создавать их передвижными.

3.3.4. Влияние качества поливной воды на интенсивность выщелачивания цезия – 137 из почвы

В качестве источников орошения используются природные воды:

- а) поверхностные (реки, ручьи, озера, пруды, водоемы – копани, лиманы, каналы);
- б) подземные (артезианские, подрусловые, грунтовые верхнего ненапорного горизонта).

По данным НКДАР ООН даже питьевая вода не вносит преобладающего вклада в суммарную дозу облучения населения, а влияние природных радионуклидов калия – 40, трития, углерода – 14 и искусственных цезия – 137, стронция – 90 пренебрежимо мало.

Содержание природных радионуклидов в воде источников орошения при сбросах производственными предприятиями загрязняющих веществ повышается, а искусственные радионуклиды могут накапливаться в воде из-за аварий, сбросов и выбросов предприятий атомной промышленности и ядерной энергетики.

Многочисленные измерения удельной активности воды в различных источниках орошения (озера, пруды, водоемы - копани, ручьи, реки, шахтные колодцы, проводящие осушительные каналы), находящихся в зоне радиоактивного загрязнения Брянской области за малым исключением свидетельствует о незначительном содержании радионуклидов в воде или их полном отсутствии.

Радиоактивные вещества могут находиться в воде в ионной, молекулярной форме или во взвешенном состоянии. Выбор метода очистки воды зависит от ее загрязненности, состава радионуклидов и их формы.

Наиболее простые и экономичные методы – прямое осаждение, соосаждение или адсорбция на осадки.

При изменении рН в сторону нейтрализации (кислых вод известью, щелочных вод кислотами) концентрация примесей обычно уменьшается в сотни и тысячи раз.

При коагуляции коллоидов образующиеся хлопья адсорбируют на своей поверхности различные примеси и увлекают их на дно. Коагуляция эффективна в щелочной среде. Хорошими коагулянтами являются гидроокись алюминия, железо, фосфаты с известью и др. Установлено, что 70% находящегося в воде цезия – 137 содержится на взвешенных частицах, стронция – 90 – 5%.

Перспективен метод ионного обмена, позволяющий извлекать из растворов радиоактивные нуклиды. В качестве ионитов рекомендуется использовать цеолиты близрасположенных от радиоактивно загрязненных территорий месторождений цеолитсодержащих трепелов Фокинского в Брянской области, Хатынецкого в Орловской области.

Несмотря на малое, как правило, содержание цезия в воде источников орошения при организации поливов необходимо учитывать, что в открытых водоемах возможно повторное загрязнение воды при ветровом взмучивании донных отложений или возрастании скоростей течения воды при половодьях и паводках.

По расчетам С. В. Казакова, если использовать водоем комплексно, включая и орошение, критической удельной активностью воды становится уровень 0,015 Бк/л [68].

Водопроводная вода

Нормы водопотребления, по которым рассчитываются водопроводные сети населенных пунктов, учитывают расход воды на полив приусадебных участков. За годы после аварии на ЧАЭС численность жителей в сельской местности уменьшилась, опустели животноводческие фермы, снизилось водопотребление, и, соответственно, возросли напоры в трубопроводах, что сопровождается частыми авариями.

Использование водопроводной воды для промывных поливов на загрязненных радионуклидами землях только улучшит условие эксплуатации водопроводов.

В лабораторных опытах при поливах способом затопления поверхности достигалось снижение удельной активности почвы за сутки на 158 Бк/кг.

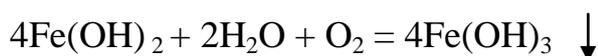
При промывке пахотных почв, отобранных на поливавшихся после Чернобыльской аварии землях с начальной удельной активностью 2303 Бк/кг, вымыв цезия с течением времени не замедлялся, хотя поливные нормы со временем уменьшались (Рис.3.10.; и 3.11.). Вымыв цезия из почв, отобранных на неполивном целинном лугу с начальной удельной активностью 11920 Бк/кг с течением времени замедляется. Снижение темпов вымыва цезия во времени более характерно и для непрерывного, и для периодического орошения по циклам.

При промывках на приборе Дарси водопроводной водой от цикла к циклу автоматически уменьшается скорость фильтрации, увеличивается плотность почвы в конце цикла.

В водопроводной воде железо содержится в виде двууглекислого железа $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$. В результате аэрации воды происходит распад:



с образованием гидрата закиси железа и углекислоты. Удаляя углекислоту, можно довести гидролиз до полного распада $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$. Соединяясь с кислородом воздуха гидрат закиси железа переходит в коллоидный гидрат окиси железа.



Вода, содержащая двухвалентное железо и кислород, при фильтрации образует на поверхности зерен почвы пленку из сложного комплекса ионов и окислов железа. Такая пленка рыжего цвета обнаруживалась всегда в конце цикла промывки на поверхности почвы. Можно железо, содержащееся в поглощающем комплексе почвы, заменить натрием, введя в воду соль NaCl . Ре-

акция обмена между Fe почвы и Na раствора идет очень быстро. Получается натриевый солончак. При поступлении воды продукт обменной реакции хлористое железо быстро выносится из почвы. Натрий придает почве высокую плотность в сухом состоянии, а во влажном состоянии – почва сильно набухает, и ее фильтрационная способность резко снижается. В 19 цикле (см. табл.3.1) на поверхность почвы внесена соль NaCl в сухом виде из расчета 66 мг/см^2 . По сравнению с предыдущим циклом фильтрационный расход уменьшился с $0,184 \text{ см}^3/\text{с}$ до $0,0573 \text{ см}^3/\text{с}$, но, вымыв цезия снизился не существенно: с 81 Бк/кг до 54 Бк/кг . На протяжении первых 4-х суток пятисуточного цикла промывки фильтрационная вода содержала много железа (была окрашена в рыжий цвет).

Уплотнение почвы связано не только с отложением в порах и капиллярах железа. Тонкие пылеватые и глинистые частицы отрываются при высоких скоростях фильтрации от стенок пор и капилляров, переносятся вниз, откладываются и снижают пористость почвы. При высушивании содержащиеся в поливной воде соли остаются в почве. Грунтовые воды Брянской области приурочены к меловым отложениям и отличаются высокой жесткостью. Кроме того, изначально сухая, рыхлая, почва уплотняется под воздействием воды, разбухания коллоидов, закрытия пор и капилляров при распаде почвенных агрегатов.

Ряд исследователей отмечает влияние растворенного в жидкости воздуха на затухание фильтрационного потока. При фильтрации в пористой среде падение давления вдоль потока воды должно в соответствии с законом Генри пропорционально уменьшать равновесную концентрацию растворенного в воде газа. Выделение газа может частично или полностью закупорить почвенные поры и снизить водопроницаемость. Это эффект особенно усиливается в пылеватых почвах при малых скоростях фильтрации. Фильтрационные расходы существенно снижаются не только от цикла к циклу, но и в пределах поливных циклов.

При высоких скоростях фильтрации, какие устанавливались в коротких 9-ти часовых циклах поливов затоплением поверхности, снижение фильтрационных расходов не наблюдалось (см. табл.3.4.). При капельном орошении фильтрационные расходы даже возрастали от цикла к циклу: В 1-ом цикле $Q_{\text{ср}} = 0,0472 \text{ см}^3/\text{с}$, в последнем 10-ом – $Q_{\text{ср}} = 0,2879 \text{ см}^3/\text{с}$ (см. табл. 3.10.). И в первом, и во втором вариантах промывки фильтрационный поток содержал большое количество воздуха, вода из сливной трубки выходила не сплошной струей, а прерывистыми порциями.

В циклах 8 и 14 (см. табл.3.1., рис 3.11.), в цикле 21(см. табл.3.3., рис.3.20.) перед началом полива на поверхность почвы вносилась аммиачная селитра из расчета 66 мг/см^2 , что способствовало увеличению вымыва цезия.

Еще более существенный эффект дает внесение хлористого калия KCl . Внесение $104 \text{ мг/см}^2 \text{ KCl}$ снизило удельную активность почвы в 12 цикле на 172 Бк/кг , в 13 цикле на 205 Бк/кг , внесение $52 \text{ мг/см}^2 \text{ KCl}$ в 14 цикле – на 207 Бк/кг (см. табл.3.2., рис.3.15., 3.16.).

При капельном орошении внесение негашеной извести из расчета $16,6 \text{ г}$ на 1 кг сухой почвы в 8-м цикле (табл.3.11) обеспечило такое же снижение удельной активности почвы, как за все 7 предыдущих циклов – 100 Бк/кг .

Внесение уменьшенной в два раза нормы негашеной извести – 8,3 г/кг в 10-м цикле обеспечило вымыв 89 Бк/кг, в 13-м цикле – 60 Бк/кг.

Эффективным средством является и известковое молоко. Приготовленное в соотношении 1:10 известковое молоко в 15-м цикле, внесенное в почву перед капельным орошением, способствовало вымыву 112 Бк/кг.

Из рис. 3.15., 3.16. видим, что к 6-ому циклу процесс вымыва цезия начал затухать. Чтобы активизировать процесс поливная вода обрабатывалась ультразвуком с помощью бытового прибора «Ретона».

Ультразвуковая вибрация применяется для дезагрегации, дезинтеграции почв и плотных пород [60]. В результате ультразвуковой обработки разрушается кристаллическая структура минералов. Емкость поглощения дерново-подзолистой почвы через три часа ультразвуковой вибрации возросла на 130% по отношению к исходной. Воздействие ультразвука, кроме того, выражается в обезвоживании глинистых минералов, содержащих воду в кристаллических структурах, после 2-ух часовой и более обработки ультразвуком.

Под действием ультразвуковой вибрации в 7-ом цикле удельная активность снизилась на 122 Бк/кг, в 8-ом – на 95 Бк/кг.

В 9, 10, 11-ом циклах (Рис. 3.15., 3.16.) воду насыщали воздухом с помощью компрессора. Интенсивность вымыва цезия в среднем продолжала возрастать:

9-ый цикл – 91 Бк/кг, 10-ый – 201 Бк/кг, 11-ый – 135 Бк/кг. Насыщенная воздухом вода проносила воздух через всю насыпную колонну прибора Дарси и, бурля, выходила в фильтрационный сброс.

Снеговая вода

При промывках цезия использовалась талая вода двух видов: 1) вода, образовавшаяся в полевых, естественных условиях в период зимних оттепелей и весной, ею в свежерастаявшем состоянии промывались образцы почвы, установленные в поле в сосудах; 2) вода, образовавшаяся от растаявшего на открытом воздухе во время оттепелей снега, но занесенная в помещение, нагретая до комнатной температуры, и в таком состоянии применявшаяся для периодических промывных поливов дождеванием.

Влияние замораживания и оттаивания воды на ее свойства исследовалось рядом ученых. Некоторые результаты изложены, например, в работе [24]. Авторы отмечают увеличение вязкости при низких температурах и для талой, и для водопроводной воды. Образовавшаяся во время оттепелей вода почти не фильтруется через слой песка толщиной 0,1 м с диаметром зерен $(1-2) \cdot 10^{-4}$ м. Повышенная вязкость воды исчезает через 3-6 суток при комнатной температуре.

Промывка радиоактивной почвы в зимне – весенний период в полевых условиях во время оттепелей свежерастаявшей водой составила за время с 4.11.07 по 13.05.07 снижение средней удельной активности для верхнего 10 см слоя 1276 Бк/кг. За весь период выпало 246 мм осадков или 2460 м³/га. Поливы снеговой водой комнатной температуры почти такой же поливной нормой за

цикл позволяли снижать в верхнем (3см) слое удельную активность на 256 Бк/кг, во втором слое (3см) – на 170 Бк/кг (см. табл. 3.9.).

Таким образом, вязкость воды явно не сказывается на интенсивности выщелачивания цезия.

Поливы снеговой водой после предшествующих поливов дождевой водой снова активизировали начавший было затухать процесс вымыва цезия (Рис. 3.26., 3.32.).

При промывке замороженной почвы иногда наблюдается слабое снижение удельной активности верхних слоев по сравнению с нижними. Объяснить это может факт подтягивания воды вместе с радионуклидами вверх к замерзающей поверхности почвы. Кроме того, обнаружено, что в верхней части образцов льда образуется большое количество газовых включений и повышается рН [24]. В нижней части эти показатели заметно снижаются. Промывные поливы талой водой можно осуществлять, проводя мероприятия по организации весеннего поверхностного стока, создавая микролиманы на полях, проводя снегозадержание и др.

На дачных и приусадебных участках население с давних времен проводит снегозадержание, собирает снег в емкости лопатами, организует сбор талой воды, стекающей с крыш домов и хозяйственных построек, строит водоемы – копани и пруды, накапливая сбегаящие с водосборных площадей талые воды. В дальнейшем эту воду можно экономно, рационально способом дождевания или капельного орошения использовать одновременно и для вымыва цезия из почв, и для орошения овощей.

Дождевые воды

Дождевые воды так же, как и снеговые, слабоминерализованы. Однако, большая поверхность снежинки по сравнению с дождевой каплей, меньшая скорость падения обуславливает высокую сорбционную способность снежинок и интенсивный захват из воздуха различных атмосферных загрязнений при выпадении снега. Различается и химический состав снеговых и дождевых вод. Например, концентрация «Са» в зимних осадках меньше, а «К» больше, чем в летних дождях. Среднее значение рН для дождя 4,5, для снега 4,4, то есть почти одинаково [109].

В почвах с большим содержанием кальция и калия подвижность цезия – 137 более высокая, чем в почвах с низкой концентрацией этих элементов [130].

Поливы дождевой водой в 5-ти суточных циклах без предварительного замораживания почвы обеспечивали снижение удельной активности цезия в верхнем слое (0-3см) почвы в среднем за 11 циклов на 47,2 Бк/кг, с предварительным замораживанием почвы в 2-ух циклах среднее снижение содержания цезия составило 179 Бк/кг.

При поливах талой снеговой водой без предварительного замораживания почвы среднее за 11 циклов снижение удельной активности также в слое 0-3см достигало 90,3 Бк/кг, с предварительным замораживанием почвы среднее за

4 цикла снижения составило 214 Бк/кг. В указанных вариантах начальная удельная активность почв, поливаемых дождевой и снеговой водой, почти не отличалась. Таким образом, поливы талой снеговой водой вызывают более существенное снижение содержания цезия в почве по сравнению с дождевой водой.

Дистиллированная вода

В дистиллированной воде, как известно, почти отсутствуют растворенные газы, температура выше, если не понижать специально, растворенных веществ меньше, чем в талой и дождевой воде. Поэтому, интересно знать, какие максимальные значения вымыва цезия могут быть достигнуты при предельных изменениях указанных параметров внешней среды.

В работе [24] утверждается, что решающим фактором, определяющим существенное уменьшение фильтрационного потока во времени, является выделение на стенках пор растворенного в воде газа.

Так как в полевых условиях температура, давление и концентрация почвенного раствора постоянно меняются, то выделение – растворение воздуха в соответствии с законом Генри происходит непрерывно и, следовательно, скорость фильтрации также меняется непрерывно.

Дистиллированной водой в лабораторных опытах почва промывалась в 14-ти пятисуточных циклах с периодическим орошением. На супесчаных почвах с исходной удельной активностью 11200 – 11600 Бк/кг максимальный вымыв после 14-ти суточного предварительного замораживания почвы достигал 833 Бк/кг, без замораживания – 335 Бк/кг.

Максимальный вымыв цезия из легкосуглинистой почвы с исходной удельной активностью 4200 Бк/кг с периодическими поливами без замораживания достигал 144 Бк/кг.

Среднее снижение удельной активности почвы за один цикл промывки без замораживания составляет 101,6 Бк/кг, с замораживанием – 584 Бк/кг. Как видим, эффективность промывки дистиллированной водой, выше чем снеговой, особенно при выщелачивании предварительно замороженной почвы.

Воды открытых водоемов и сточные воды

В связи с созданием большого числа прудов (в Брянской области на наиболее радиоактивно загрязненной территории шести западных районов насчитывается 154 пруда); водоемов – копаней в населенных пунктах, на дачных и приусадебных участках; осушительных каналов; наличие большого количества озер, рек, ручьев; очистных станций в западных районах области, представляет интерес выявления особенностей промывки почв при орошении водами открытых водоемов и сточными водами.

В открытые водоемы поступают слабоминерализованные поверхностные воды (особенно в период паводка) и более минерализованные подземные воды (особенно в конце зимнего сезона). На загрязненной радионуклидами террито-

рии в открытые водоемы поступают вместе с поверхностными и подземными водами радионуклиды (наиболее сильно в результате водной эрозии водосборных бассейнов). Однако, многочисленные измерения активности воды, выполненные после чернобыльской аварии разными исследователями, свидетельствуют, что содержание радионуклидов не настолько велико, чтобы угнетающе действовать на микроорганизмы и фитопланктон, населяющие водоемы. Поступая с поливной водой эти мельчайшие гидробионты, могут снижать скорости фильтрации при промывке почв [24].

Обычно воды открытых водоемов в летний период перенасыщены растворенным кислородом, что объясняется фотосинтезом водных растений и растворением атмосферного воздуха, поэтому и концентрация микроорганизмов велика.

Цезий – 137 обладает высокой адсорбционной способностью. Установлено, что 70% находящегося в воде цезия, содержится на взвешенных твердых частицах, концентрация которых в воде составляет лишь $2,7 \cdot 10^{-3} \%$ [101].

Перед поливами вода взбалтывалась, чтобы осевшие взвешенные вещества и гидробионты снова рассеивались в воде.

Воды поверхностных водоемов часто имеют нейтральную или слабощелочную реакцию, за исключением водоемов, построенных в болотистой местности, где рН воды низок. Кислая реакция воды, прежде всего, объясняется растворенной углекислотой и различными органическими кислотами. Такие воды болотного происхождения с рН <6 должны более эффективно выщелачивать цезий – 137 из почвы.

Для исследования промывающей способности воды открытых водоемов в летний период была отобрана вода из магистрального канала осушительной системы близ п. Колодезский Новозыбковского района Брянской области. Канал проходит частично по заторфованным низинным участкам. В момент отбора вода не содержала цезий – 137.

Максимальное снижение удельной активности супесчаной почвы с исходной удельной активностью 11664 Бк/кг при поливах водой магистрального канала достигнута в 11-ом цикле – 324 Бк/кг (табл. 3.9.), минимальное (10-ый цикл) – 196 Бк/кг, на легкосуглинистой почве с начальной удельной активностью 4234 Бк/кг – 118 Бк/кг (14-ый цикл, табл. 3.7.).

Поливы дистиллированной водой с настоем коровяка с фермы КРС Брянской ГСХА, дали следующие результаты снижения удельной активности (см. табл.3.8., 12-ый цикл):

Слой почвы, см	Удельная активность, Бк/кг
0-3	353
3-6	208
6-9	437
9-1	360
12-15	288
15-19,6	271
	Средняя 318,8

Использование нерадиоактивных сточных вод Новозыбковской очистной станции для выщелачивания из почвы цезия снизило удельную активность за цикл на 154 Бк/кг (табл. 3.6., 17-ый цикл).

Таким образом, использование для промывных поливов воды открытых водоемов, бытовых сточных вод очистных станций городов и сельских населенных пунктов, животноводческих стоков ферм КРС является эффективным приемом очистки почв от радионуклидов.

Влияние радиолиза на качество поливной воды

Под действием ионизирующих излучений высоких энергий (более 50 эВ) происходят химические превращения веществ, разложение, распад. К числу излучений, вызывающих химические реакции, относятся все виды радиоактивных лучей, нейтроны, а так же электроны, положительно и отрицательно заряженные ионы и лучи с высокой энергией (рентгеновские и γ – лучи). Такие реакции, протекающие под действием излучений большой энергии, получили название радиолиза.

На территории, загрязненной чернобыльскими выбросами, преобладает γ – излучение. Проходя через вещество, γ –квант выбивает электроны из молекул, т.е., вызывают их ионизацию. В возбужденном состоянии молекулы находятся короткое время и или взаимодействуют с окружающими молекулами, или распадаются. В результате образуются ионы, атомы и радикалы.

Под действием излучений на воду протекают две реакции [133]:

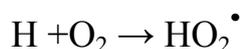


Перекись водорода образуется в значительном количестве только тогда, когда в воде растворено много кислорода. Много кислорода содержится в поверхностных источниках - реках, прудах, каналах. Перекись водорода даже несколько лучше воды растворяет многие соли. Считается, что вода, не содержащая растворенного кислорода, практически не разлагается под действием рентгеновских, γ – и β –излучений.

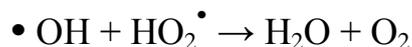
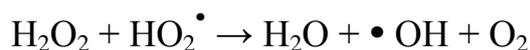
Смесь растворов H_2O_2 и соли Fe, известная как реактив Фентона, широко используется для окисления различных органических веществ.

Использование для поливов воды прудов, каналов, а также насыщенной воздухом с помощью компрессора в реальных условиях всегда интенсифицирует вымыв цезия.

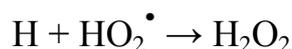
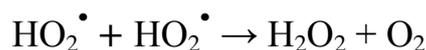
Присутствие в растворе кислорода O_2 приводит к образованию свободных радикалов HO_2^\bullet по реакции



Эти радикалы реагируют с перекисью водорода

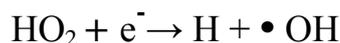


С другой стороны, участие радикалов HO_2^\bullet в реакции может приводить к образованию перекиси водорода:



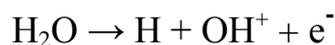
Эти реакции способствуют образованию перекиси водорода под действием γ – излучений в воде, содержащей растворенный кислород.

При радиолизе воды могут происходить и другие элементарные реакции. Ионизация воды приводит к появлению вторичных электронов, которые, взаимодействуя с ионом H_2O^+ , образуют радикалы:



Электроны могут вступать в реакции или гидратироваться .

При радиолизе воды может возникать процесс



а перекись водорода диссоциировать



Образованием радикалов H , $\bullet\text{OH}$, и HO_2^\bullet объясняются окислительно-восстановительные реакции, происходящие в водных растворах многих веществ под действием излучений. Окислителем является и образующаяся перекись водорода.

Радиационно-химические реакции протекают очень быстро даже при низких температурах (ниже -200°C).

Все типы излучения производят ионизацию, возбуждение и в твердых телах, сопровождаемые возникновением различных дефектов.

В кристаллах, а значит, и в почвенных частицах появляются микроповреждения структуры. Кристаллическая решетка разрушается вследствие смещения атомов из равновесных положений.

Радиоактивные дефекты изменяют физические свойства кристаллов: ионную проводимость, плотность, твердость, что способствует выщелачиванию цезия промывной водой.

Для изучения влияния ионизации на реакцию почвенного раствора были поставлены специальные опыты с разными по типу, мехсоставу, исходной удельной активности почвами. Водная вытяжка готовилась: а) в соответствии с ГОСТ 26423-85, т.е. изменялась масса почвы и воды с сохранением соотношения 1:5; б) изменялась масса воды, но сохранялась постоянная масса почвы.

Использовались навески почвы 50, 100, 110, 150 г и объемы воды 100, 150, 200, 250, 300, 350, 500, 750 мл. Удельная активность почвы – 21, 240, 309, 1635, 4534, 5597, 7070, 13790 Бк/кг. Показатель рН определялся через 2-4 суток в течении месяца микропроцессорным прибором И-500.

Исходными предпосылками опытов являлись:

- 1) Изменение реакции почвенного раствора с течением времени происходит под влиянием растворения в воде атмосферного углекислого газа. Для выявления роли этого фактора часть сосудов оставалась с открытой водной поверхностью, другая часть закрывалась.
- 2) После контакта с водой в почве происходят химические превращения с образованием ионов H^+ и OH^- . Например, оксиды металлов, растворяющиеся в воде, могут образовывать ион OH^- . При взаимодействии каждого моля ионов O^{2-} с водой образуется 2 моля ионов OH^- , так что в растворе практически не остается O^{2-} .



Чтобы повлиять на скорость растворения химических соединений, почва и вода в некоторых сосудах в начале опыта интенсивно перемешивалась. В других сосудах для исключения влияния перемешивания вода вносилась малыми порциями по стенке сосуда. При перемешивании, очевидно, и углекислый газ растворяется интенсивнее.

- 3) Ионизация воды изменяет рН воды, находящейся в контакте с радиоактивной почвой. Роль радиолиза выявлялась в сосудах с разным количеством радиоактивной почвы, залитой одинаковым объемом воды, при одинаковой удельной активности почвы. Поставлен опыт, в котором все условия сохранялись неизменными и даже почва в поле отобрана в точках, отстоящих друг от друга на 10 м, но удельная активность проб почвы отличалась в 2 раза.

Результаты опытов позволяют сделать следующие выводы:

- 1) Под влиянием ионизации воды от действия гамма-излучения со стороны радиоактивной почвы наблюдается сдвиг показателя рН в сторону увеличения щелочности.
- 2) рН воды в течение месяца может возрасти на песчаных и супесчаных почвах на 1 ед., на торфах и легком суглинке рост рН происходит на доли единицы.

- 3) В первой половине месяца изменение рН отмечается с большей интенсивностью, во второй половине – изменения затухают.
- 4) Чем больше залито воды на одно и то же количество почвы при одинаковой удельной активности почвы, тем больше рН воды. В первые 10 суток отстаивания без первоначального перемешивания в открытом слое воды 0,6 см рН = 6,44, в слое 3,8 см – рН = 8,14. При последующих проверках после отстаивания в открытых сосудах рН верхнего слоя воды снижался более интенсивно в сосудах с большей глубиной воды.
- 5) Через 5 суток после перемешивания воды и почвы и закрытия всех сосудов в воде, насыщенной CO₂, рН резко снизился – на 1-1,5 ед, но за последующие 12 суток рН восстановился до начального значения и в дальнейшем росло равномерно с малой интенсивностью.

Время сут.	0	2	1	6	2	2	4	2	4	2	6	2	4	4	5
рН воды 250г; почвы 50г	5,84	4,72	4,93	5,65	5,7	5,55	5,56	5,6	5,71	5,69	5,85	5,8	5,86	5,86	5,99
рН воды 250г; почвы 100г	5,84	4,32	4,47	5,34	5,36	5,49	5,79	5,88	5,88	5,94	6,09	5,99	5,97	6,0	6,11
рН воды 750г; почвы 150г	5,84	4,8	5,03	5,34	5,29	5,52	5,85	6,14	6,22	6,22	6,47	6,48	6,55	6,56	6,69
рН воды 750г; почвы 100г	5,84	5,18	5,5	5,64	5,81	5,83	6,07	6,13	6,2	6,18	6,33	6,36	6,31	6,34	6,34

По мнению многих исследователей, процесс растворения химических соединений в почве является быстрой стадией. Можно считать, что за 12 суток рН восстанавливается до первоначального значения, в основном, в результате химических превращений, а дальнейший рост рН объясняется ионизацией воды со стороны почвы, имеющей удельную активность 13790 Бк/кг. Этот рост составил за 30 суток для навесок почвы 50 г – 0,4 ед. рН, для 150г – 0,8 ед. рН.

б) Сравнивая однотипные образцы почвы одинаковой массы отобранные в поле из верхнего 10-ти см слоя почвы на расстоянии 10м друг от друга, разбавленные 500 г дистиллированной воды, но имеющие разную удельную активность, получили следующие результаты:

Время сут.	0	2	1	6	2	2	4	2	4	2	6	2	4	4	5
рН, воды 500г; почва 100г; 13790 Бк/кг при начальном перемешивании	5,84	4,72	4,87	5,41	5,72	5,87	5,99	6,03	6,08	6,05	6,2	6,21	6,19	6,17	6,29

Время сут.	0	1	4	2	4	2	6	2	4	4	5
рН, вода 500г; почва 100г; 5597 Бк/кг без начального перемешивания	5,7	6,93	7,39	7,48	7,68	7,73	7,88	7,73	7,62	7,56	7,8

Как свидетельствуют приведенные данные, после стабилизации к 12 суткам процесса наращивания рН за счет химических превращений в растворе, дальнейший плавный рост рН в воде, разбавляющей почву с удельной активностью 13790 Бк/кг составляет за 23 суток 0,3 ед. рН, а почву с удельной активностью 5597 Бк/кг за тоже время – 0,1 ед. рН. Этот прирост следует отнести на счет радиолиза воды.

7) Таким образом, можно сделать общий вывод, что все изменения, происходящие в воде и почвенном растворе под влиянием ионизирующего излучения только способствуют дальнейшему самоочищению почвы за счет водной миграции радионуклидов.

8) Сразу же следует оговориться, что приведенные выше результаты опытов носят предварительный характер, для точной оценки необходимы более длительные исследования.

3.4. Вымыв цезия из почвы при орошении овощей на радиоактивно загрязненных землях

После Чернобыльской аварии на орошаемых землях, загрязненных радионуклидами, продолжалось выращивание овощей с обычными вегетационными поливами. Кафедра природообустройства и водопользования БГСХА выполнила полевые работы для изучения роли производственных поливов при вымыве цезия из почв в нескольких хозяйствах загрязненных территорий.

В опытном хозяйстве «Волна революции» Новозыбковского района овощи после аварии поливались в 1986-2001 годах. Площадь орошения 20 га, ис-

точник орошения - пруд, насосная станция – передвижная, оросительная сеть на полях – разборный трубопровод РТ – 180, дождевальное устройство – ПЗТ – 67.

Орошаемый участок расположен на водораздельной площади, понижающейся к двум ручьям, спрямленным и отрегулированным осушительными каналами, впадающими в пруд.

После прекращения поливов в 2001 году на бывшей орошаемой площади высевались зерновые культуры. На поливных землях под овощные культуры вносились аммиачные и калийные удобрения. Почвы на орошаемых землях дерново-подзолистые, песчаные.

Полевые обследования проводились осенью 2007 года.

Гамма излучение определялось по створам в каждой намеченной точке с помощью дозиметра СРП – 68 – 01 (рис. 3.45).

На орошаемой и неорошаемой территории отбирались пробы почвы и в последующем, в лаборатории БГСХА на радиометре РУБ-01-П6 определялась удельная активность этих образцов почвы. Почва отбиралась с поверхности на глубину 10 см.

В створах, расположенных на самых высоких отметках, почвы характеризуются высокой удельной активностью: 1937, 2004, 1850 Бк/кг. В целом створ, расположенный на неполивных землях, отличается и самым высоким γ - фоном, и высокой удельной радиоактивностью. В среднем удельная активность по неполиваемому створу равна 1976 Бк/кг, а на поливаемых землях – 1743 Бк/кг, т.е. разница составляет 233 Бк/кг.

Анализируя пробы почвы, взятые в 8м от дороги со стороны орошаемого поля, можно отметить их низкую удельную активность: 1550, 1396, 1565 Бк/кг и низкий γ - фон: 78, 66, 68 МкР/ч. Объяснение заключается, по – видимому, в следующем: насыпь дороги высотой 1м, и кустарник вдоль дороги способствуют задержанию снега, а на открытых пространствах снег почти не задерживается. За 21 год, прошедший после Чернобыльской аварии, таяние ежегодных скоплений снега вдоль дороги усилило вымыв цезия. То же самое можно сказать и о сниженном γ - фоне на другой стороне дороги, где земли не поливались. Различие в удельной радиоактивности на поливных и неполивных землях 233 Бк/кг не велико. Однако, следует учесть, что овощи поливались в течение 5 лет не промывными, а оросительными нормами, которые только предполагают смачивание корнеобитаемого слоя до наименьшей влагоемкости без фильтрации в нижние слои. Кроме того, ежегодное распахивание возвращает вымытый из 5-10 см слоя при поливе цезий снова в верхний слой. Величина 233 Бк/кг характеризует цезий, вымытый за пределы распахиваемого слоя, куда он при правильно назначенных вегетационных поливах не должен вымываться. На практике трудно определить величину поливных норм, полностью задерживающихся в корнеобитаемом или пахотном слое, поэтому и произошел вымыв 233 Бк/кг цезия.

Для усиления вымыва цезия в ОХ «Волна революции» рекомендуется применять промывные нормы 1500 -2000 м³/га, чередуя поливы в течение всего

лета с периодами высушивания почвы и рыхления, что способствует выносу цезия из корнеобитаемого слоя.

Целесообразно так же ежегодно организовывать задержание снега на полях щитами или пленочными экранами для усиления вымыва цезия талой водой, предварительно выявив пятна с высоким γ - фоном и высокой удельной активностью почвы.

В СХП «Решительный» (центральная усадьба в с. Новые Бобовичи) Новозыбковского района Брянской области поливы овощей проводились в течение 15 летних сезонов до 1995 г. Таким образом, после Чернобыльской аварии поливы осуществлялись 10 лет. Вода для орошения забиралась из р. Ипуть передвижной насосной станцией СНП - 50/80 и подавалась в напорный, существующий в настоящее время бассейн, расположенный на западной окраине с. Новые Бобовичи, по стационарному трубопроводу. Из бассейна передвижной насосной станцией второго подъема вода по разборным трубопроводам направлялась к дождевальным устройствам ДДН-70 и ПЗТ-67.

Орошаемый участок расположен на водораздельной площади, понижающейся к ложбине на окраине с. Новые Бобовичи и с южной стороны – к пойме р. Ипуть. Участок граничит с садом и лесом.

Полевые обследования проводились весной 2008 года.

На момент обследования бывшая поливаемая площадь была занята частично озимыми, частично стерней и зябью, т.е. вся площадь распахивается. Поливы проводились регулярно, обильно, вносились калийные и аммиачные удобрения, получали высокие урожаи овощей и картофеля. Сад, примыкающий к поливным землям, не поливался.

Почвы орошаемых земель - дерново-подзолистые, легко суглинистые.

Измерения гамма-излучения и отбор проб для определения удельной активности осуществлялся на ранее поливаемых распаханых землях и на неполиваемых в саду (рис. 3.46).

Радиационный фон измерялся дозиметром ДКГ -03 Д в 38 точках через 20 м. Пробы почвы отобраны в 39 точках через 20 м и в последующем в лаборатории БГСХА определялась удельная активность этих образцов.

В створе V, расположенном на самых высоких отметках орошаемой площади, почвы характеризуются более высокой активностью для поливных земель: 2459 Бк/кг, 2465 Бк/кг, 2490 Бк/кг.

Створ на неполиваемых и нераспахиваемых с момента Чернобыльской аварии землях характеризуется максимальной удельной активностью: 6410, 6645, 6835 Бк/кг.

Створ в междурядье сада, где не производились поливы, но выполнялось рыхление, почвы имеют радиоактивность ниже, чем на нераспахиваемых, но выше, чем на поливавшихся почвах: 5070, 5215, 5315, 6356 Бк/кг.

На распаханых, поливавшихся, расположенных на крутых уклонах участках, подверженных водной эрозии, наблюдалась самая низкая удельная активность: 628, 1381, 1164, 1619, 1427, 1679 Бк/кг и γ -фон: 26, 28, 36 мкР/ч.

Средняя удельная активность по всем пробам почвы на орошаемых землях составила 1990 Бк/кг и на нераспахиваемых – 5966 Бк/кг, на не орошаемых, рыхлившихся междурядьях сада – 4949 Бк/кг.

Различие в удельной активности на поливных и неполивных землях 2959 Бк/кг существенно, несмотря на то, что овощи поливались в течение 10 лет после аварии не промывными, а оросительными нормами. Ежегодное распахивание, кроме того, возвращало вымытый при поливе из 5-10 см верхнего слоя цезий снова в верхний слой.

На землях дачного садоводческого товарищества ГТП на окраине г. Новозыбков поливы организованы с 1964 г и осуществляются до настоящего времени. Сразу после аварии, в мае 1986г, на территории г. Новозыбков (число жителей 46 тыс. человек) была зафиксирована мощность дозы гамма излучения 5000 мкР/час. Наиболее детально измерения радиоактивного загрязнения почвы выполнены в 1992 г специалистами института Атомной энергии им. Курчатова. Определено, что максимальное радиоактивное загрязнение цезием – 137 равно 44,2 Ки/км².

Общая площадь дачного садоводческого товарищества ГТП, на которой расположено 359 отдельных дачных участков, составляет 23,8га,

Вода для полива подается стационарной электрифицированной насосной станцией на р. Корна по стационарному стальному трубопроводу 3 раза в неделю в течение 2-х часов. Проверка речной воды на радиоактивность дала отрицательный результат.

Полив осуществляется, по мере необходимости и возможности самого владельца дачным участком, с помощью шлангов и различных дождевальных насадок.

В качестве удобрения используется, в основном, навоз от КРС местных ферм и единоличных хозяйств, т.е. радиоактивный навоз.

Пробы почв на проверку радиоактивности отбирались на поливаемых дачах и не поливаемых (не используемых в течение 10-20 лет), рис. 3.47.

Для сравнения с радиоактивностью почвы на землях никогда не поливаемых и не распахиваемых после аварии на ЧАЭС производился отбор проб на полевых дорогах между дачами (ширина дорог 4-6 м).

В намеченных на местности точках отбора проб почвы замерялся γ - фон на уровне поверхности земли дозиметрами ДКГ – 03Д – «Грач» и КГСБ-164, и на уровне 30 см над поверхностью радиометрическим прибором СРП – 68-01. Пробы почвы отбирались из верхнего 10 см слоя. Почвы на землях садового товарищества – дерново-подзолистые, супесчаные, легко - и среднесуглинистые. Результаты полевых работ оказались следующими:

1. Удельная активность цезия в почве распахиваемого дачного участка, расположенного на берегу р. Корна и подпитываемого грунтовыми водами, - 837 Бк/кг – это самый низкий показатель по всем измерениям. На дороге возле дачи удельная активность выше на 1164 Бк/кг.

2. Удельная активность в почве распахиваемого, поливаемого участка в 100 метрах далее от реки – 1261 Бк/кг, и это на 405 Бк/кг больше, чем на соседнем, не используемом в последние 15 лет участке.

На соседней с дачей дороге (непаханая, не поливаемая земля) удельная активность на 1960 Бк/кг выше, чем на дачном участке.

3. На распаханых землях участков, регулярно поливаемых, по словам владельцев, удельная активность цезия – 137 в почве на 1600 Бк/кг меньше, чем на дорогах между дачами.

4. Сравнение удельной активности распаханых земель, но поливаемых и не поливаемых, показывает снижение удельной активности в результате поливов на 1300-1500 Бк/кг.

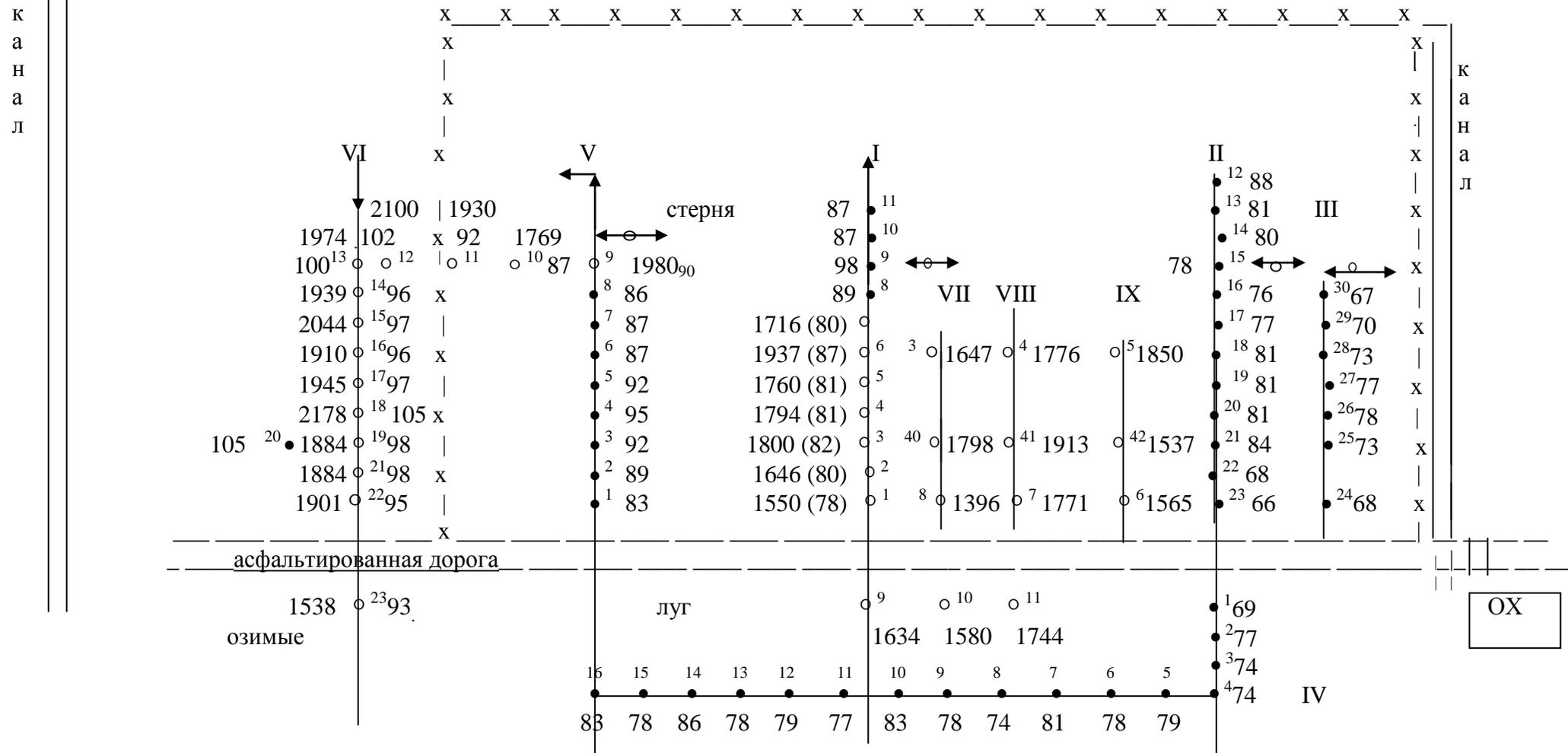
Наивысшая удельная активность, зафиксированная по измерениям на дорогах - 4340 Бк/кг, на целинном лугу – 5770 Бк/кг, на не поливаемой пашне – 2385 Бк/кг, на поливаемой и обильно удобряемой радиоактивным навозом – 2227 Бк/кг, на поливаемой и редко удобряемой навозом пашне – 1706 Бк/кг. Наивысшая удельная активность получена возле стен дома, расположенного ниже по уклону дачного участка – 8670 Бк/кг.

Наименьшая удельная активность, кроме указанной в пункте 1 дачи на берегу реки, отмечена и в центре, вдали от реки – 922 Бк/кг – распаханый, регулярно поливаемый участок.

Таким образом, обследованные поливные участки в опытном хозяйстве «Волна революции», СХП «Решительный» и дачном садовом товариществе с числом поливных сезонов после аварии 5, 10, 20 лет отличаются разницей в уровнях удельной активности на поливных и не поливных распаханых землях: 233, 2959, 1300-1500 Бк/кг соответственно.

На дачных участках, не смотря на длительный срок орошения после аварии, разница в удельной активности сравнительно не велика. Необходимо учитывать, что сельхозпредприятия поливы осуществляли механизировано, а владельцы дач – вручную из шлангов. Обычно промачивался только верхний слой почвы, необходимая по водопотреблению культур оросительная норма не выдавалась. Люди до настоящего времени не знают, что вместе с поливной водой из почвы выносятся радионуклиды.

Рис. 3.45 Схема точек отбора проб почвы и определения удельной радиоактивности и радиационного фона на поливных и неполивных землях ОХ «Волна революции». 3 октября 2007 года.



- x — граница орошения 20 га,
до 1991 г - овощи с поливом,
после 1991 г - зерновые без полива
- ¹²87 – номер точки и величина γ - фона в мкР/ час
- 2044 ○¹⁵97 – номер точки, γ - фон и удельная активность в Бк/кг
- IV – номер створа измерений



Рис. 3.47 Схема дачных орошаемых участков садового товарищества ГТТ г. Новозыбков

+84 – номер дачных участков, на которых отбирались пробы почвы для анализа удельной активности цезия и определялся γ – фон.

+ точки взятия проб на дорогах.

3.5. Система капельного орошения дачных и приусадебных участков

Система включает водоисточник, подводящий шланг, распределительные и поливные шланги, капельницы, электродвигатель, сообщающий вращение барабану – катушке с резиновым поливным шлангом $d = 0,7$ см. В качестве водоисточника лучше использовать уличную водопроводную разводящую сеть сельских населенных пунктов или строить не дорогие мелкотрубчатые колодцы. В Брянской области их глубина 10-30м, дебит в среднем 0,5 л/с. Для удешевления системы орошения ее рекомендуется делать переносной и передвижной. Подвеска с 5 капельницами $Q = 1$ см³/с, соединена с питающим резиновым шлангом, который скользя по тросу наматывается на катушку. Скорость вращения катушки ≈ 1 об/час. Такую частоту вращения можно обеспечить если использовать электродвигатель РД-09-Т или РД-09-ТА при передаточном отношении 1:670, оборотах вала редуктора 1,65 об/мин и зубчатой передачи на колесо $d = 60-70$ см, жестко соединенное с катушкой. Двигатель работает при напряжении в сети 220в.

Использование реле времени на наш взгляд усложнит конструкцию.

Принцип работы установки аналогичен шланговым дождевателям ПЗТ-75.

Подвеска с капельницами проходит за сутки 24м и, упираясь в конце пути, должна отключать электродвигатель. Установка передвигается на новую поливную полосу, поливной шланг с капельницами разматывается с катушки, устанавливается на новую позицию с помощью вешек и включается электродвигатель. При каждом переносе капельниц их расход можно заново отрегулировать до 1 м³/с и нет необходимости конструктивно предусматривать очистку капельниц от засорения.

Примеры расчетов:

Расход одной капельницы

$$Q_{\text{кап}} = 0,1 \frac{\text{см}^3}{\text{сек}}$$

Пусть на одной подвеске будет 5 капельниц. Длина подвески 1м, расстояние между капельницами 25см.

Если за 1 час двигатель будет делать 1 оборот, а подвеска с капельницами проходить 1м, то за 1 сутки будет полито 24 м² нормой 0,5 см³/сек х 86400 сек = 43,2л. А 7 соток, т.е. 24м · 30 м = 720 м² можно полить за 30 суток, поливной нормой

$$43,2\text{л} \cdot 30 = 1296,0\text{л} = 1,296 \text{ м}^3 \approx 1,3\text{ м}^3 \text{ или } m = \frac{1,3 \cdot 10000}{720} = 18,05 \text{ м}^3/\text{га}$$

Мелкотрубчатые колодцы в среднем имеют удельный дебит 0,5 л/с. За сутки можно получить 0,5 · 86400 = 43200 л = 43,2 м³, а за месяц: 43,2 м³ · 30 = 1293 м³, т.е. можно полить 10 дачных участков по 7 соток.

Скорость течения в подающем воду шланге если $Q = 0,5$ см³/сек; $d = 7$ мм;

Подача воды в шланг на катушке

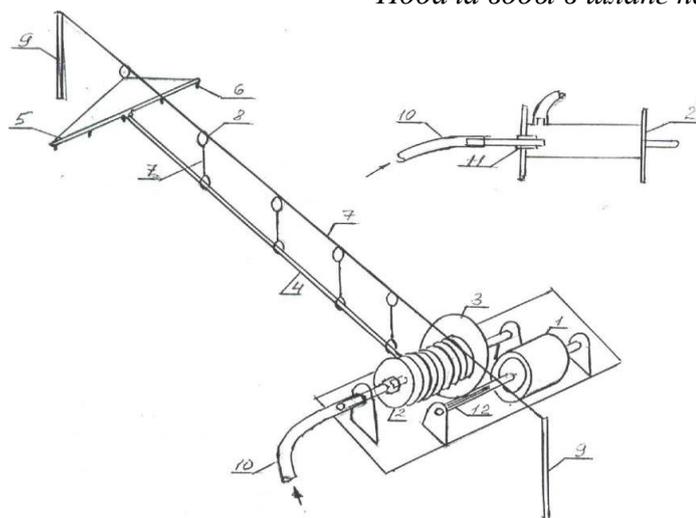


Рис. 3.48. Схема переносной установки капельного орошения для полива дачных и приусадебных участков

1. электродвигатель РД-09-Т
2. катушка с поливным шлангом
3. зубчатое колесо $d = 50-60$ см
4. поливной шланг $d = 0,7$ см, $\ell = 25$ м
5. подвеска с капельницами $\ell = 1$ м
6. капельница $Q = 1$ см³/с
7. стальной трос
8. кольца скольжения по тросу
9. вешки для натяжения троса
10. подающий воду шланг
11. сальник
12. шестерня

$$F = 3,14 \cdot 0,35^2 = 0,38 \text{ см}^2$$

$$V = \frac{Q}{F} = \frac{0,5}{0,38} = 1,315 \text{ см/с}$$

Потери напора в шланге длиной 25 м

$$h_w = \frac{1}{50} \cdot \frac{0,01315^2}{2 \cdot 10} \cdot \frac{25}{0,07} = \frac{0,000173}{1000} \cdot \frac{25}{0,007} = 0,0006 \text{ м}$$

Потери напора не значительны, поэтому регулируемую емкость можно даже не поднимать высоко и устанавливать прямо на землю, т.к. в короткой разводящей сети $d = 1,5 - 2$ см потери будут еще меньше.

Применение переносной системы капельного орошения обеспечивает:

- 1) организацию орошения дачных и приусадебных участков;
- 2) промывку радиоактивно загрязненных земель, на которых выращиваются продукты для личного пользования;
- 3) снижение энергозатрат и расхода воды, т.к. используется маломощное энергетическое оборудование и водосберегающая система дождевания;
- 4) возможность обойтись без очистки воды и капельниц;

5) возможность осуществить поливы участков своими силами с минимальным расходом денежных средств.

3.6. Вынос цезия - ^{137}Cs эвапотранспирационным потоком влаги

Процесс выхода мигрирующих химических элементов из системы «почва-растения – атмосфера», несмотря на свою значимость, изучен слабо.

Имеющиеся данные из научной литературы свидетельствуют, что незначительные количества химических элементов в летучих формах способны испаряться вместе с водой [108].

В настоящее время считается, что один из самых эффективных методов очистки жидких радиоактивных отходов является метод дистилляции. Дистилляция осуществляется в выпарных аппаратах, которые даже если оборудованы фильтром, не обеспечивают получение совершенно нерадиоактивного дистиллята.

В требованиях к качеству дистиллированной воды по ГОСТу допускаются примеси: сухой остаток 5 мг/л, сульфаты 0,5 мг/л, кальций 1 мг/л и др.

Наиболее распространенный радионуклид на загрязненных после Чернобыльской аварии территориях ^{137}Cs может существовать в почвенных растворах в летучих и не летучих формах. Весовое содержание радионуклидов в почвах ничтожно мало. Масса ^{137}Cs , соответствующая скорости распада в 1 Ки, равна 11,5 мг. Вынос мизерного количества радионуклида по массе в процессе испарения может существенно отразиться на общем уровне концентрации радиоактивных веществ в почве. Основные концентрации ^{137}Cs сосредоточены в верхнем 0-10 см слое почвы, если почва не распаивалась. Влага этого слоя наиболее подвержена испарению в летний период.

Погодные условия по данным метеостанции при Новозыбковской опытной станции ВНИИА за 80 лет следующие. Осадков за год в среднем выпадает 582,6 мм, за период вегетации (май – сентябрь) – 316,4 мм. Среднемноголетние значения гидротермического коэффициента в мае $1,1 \div 1,3$, июне – $1,3 \div 1,4$, июле $1,2 \div 1,5$, августе $1,2 \div 1,3$, сентябре $1,4 \div 1,5$. Среднемноголетние температуры воздуха в апреле $6,9^{\circ}\text{C}$, в мае $14,5^{\circ}\text{C}$, в июне $18,1^{\circ}\text{C}$, в июле $19,6^{\circ}\text{C}$, в августе $18,3^{\circ}\text{C}$, в сентябре $12,9^{\circ}\text{C}$. Абсолютный максимум температуры поверхности почвы за 80 лет зафиксирован в июле 2001-2002 - 60°C . В настоящее время дозы внутреннего облучения населения на дерново-подзолистых песчаных, супесчаных почвах составляют 60-80% от общей дозы облучения, а на дерново – подзолистых почвах суглинистого гранулометрического состава 10-15%, поэтому опыты проводились с почвами легкого мехсостава.

Целью лабораторных экспериментов являлась количественная оценка выноса цезия с влагой, испарившейся с поверхности почвы и транспировавшей через устьица растений. Радиоактивная почва для опыта взята в зоне отселения Новозыбковского района Брянской области с целинного луга из верхнего 10 см слоя. Высушенную, измельченную, просеянную через сито 1 мм почву вместе с растительными корневыми остатками проверили на удельную активность (14698 Бк/кг) на радиометре РУБ - 01П6 и поместили в пластмассовый

ящик площадью 1504 см² с бортами высотой 6,5 см. Масса сухой почвы - 3736 г, толщина слоя - 3 см. Посеяли 36,8 г смеси семян тимopheевки и ежи сборной. Почву и растения периодически поливали дистиллированной и дождевой водой. Для сбора конденсата от транспирации растений и испарения с поверхности почвы над растениями устанавливали полиэтиленовый пленочный шатер в форме четырехугольной пирамиды. По наклонным граням пирамиды конденсат сбегал в лоток, устроенный по периметру ящика и далее в водосборный сосуд. Оставшиеся на стенках пирамиды капли конденсата собирались стерильным марлевым тампоном и отжимались в сосуд. Мокрые марлевые тампоны высушивали при температуре 50⁰С, помещали в сосуд Маринелли, определяли их удельную активность и активность конденсатов.

Такой метод обусловлен незначительной концентрацией цезия в конденсатах.

Результаты измерений и расчетов приведены в таблице 3.12.

Таблица 3.12. Вынос цезия эвапотранспирационным потоком.

№ сбора конденсата	Полив, г.	Вес конденсата, г.	T ⁰ , воз-духа	Продолжительность отрастания травы, сут.	Продолжительность сбора конденсата, дни	Активность конденсата, Бк	Активность конденсата нарастающим итогом в Бк
I							
1	1500	6,9	23-25	4	0	0,85	0,85
2	-	10,5	25	6	5	0,81	1,66
3,4, 5	1500	81	25	14	6	1,86	3,52
II							
6	-	21,3	33-37	16	1	0,99	4,51
7	-	63,3	33-35	18	1	0,62	5,13
8	1500	85,1	32	21	2	1,39	6,52
9	Дожди	72,8	20-28	24	1	1,09	7,61
10	-	70	20-23	29	1	2,31	9,92
11	-	161,7	18-25	31	1	5,82	15,74
12	-	126	17-25	32	2	8,01	23,75
13	-	129	17-25	33	1	2,0	25,75
14	-	139,6	26	34	1	0,99	26,74
15	1500	76,9	26,5	46	2	1,52	28,26

Примечания:

- 1) После 5 сбора мини парник вынесли в поле.
- 2) После 14 сбора траву срезали, оставив отаву высотой 2 см.
- 3) Лишняя вода после поливов и дождей стекала через отверстия в днище.

Сбор конденсата начали, когда трава выросла до 12 см. Максимальная высота травостоя 21см. Срезанная после 14 сбора конденсата трава весила в сырой массе 36 г, что составляет урожайность 23,9 ц/га.

Как видно из таблицы, за период сбора конденсата 24 дня с участка луга площадью 1504 см² транспирировало и испарилось с водой 28,26 Бк цезия или с площади 1 м² – 187,8 Бк.

Радиоактивность срезанной травы составила 20,1 Бк.

Удельная активность почвы до опыта - 14098 Бк/кг, активность всей массы почвы - 54482 Бк, после опыта удельная активность составила 13648 Бк/кг, активность - 50998 Бк. Разница 3493 Бк обусловлена прежде всего интенсивными поливами и выносом цезия с дренажной водой. Небольшой вклад внесла эвапотранспирация за 24 дня, когда собирался и учитывался конденсат и за 22 дня, когда учет не производился. Совсем небольшой вынос 20,1 Бк получился с урожаем травы.

Транспирация растений как физический процесс подчиняется закономерностям испарения воды с влажных поверхностей. Вода испаряется со всех наружных и всех внутренних поверхностей растений, соприкасающихся с воздухом. Внутри органов растений воду испаряет поверхность клеток, граничащих с межклетниками. Там вода сначала переходит в парообразную, а затем водяной пар улетучивается через устьица. С наружной поверхности водяной пар диффундирует в прилегающий слой воздуха и в свободное воздушное пространство.

В научной литературе процесс переноса влаги в системе «почва-растения-атмосфера» рекомендуется рассматривать на той же основе, что и перенос влаги в почве [92]. С единых позиций будем подходить и к построению кинетической модели переноса цезия в процессе эвапотранспирации.

Модель составляется в виде уравнения баланса влаги в дифференциальной форме для сечения вертикальной колонны почвы, совпадающего с поверхностью земли, и выражает закон сохранения вещества [34].

Напишем уравнение, используя закон Дарси, приняв постоянными коэффициенты влагопроводности и содержания влаги в почве при наименьшей влагоемкости, а всасывающее давление менисков пропорциональным количеству испарившейся влаги Z :

$$\frac{dZ}{dt} = \eta_1 \cdot (H_e - Z) \cdot Z - \eta_2 \cdot Z^2, \quad (3.15)$$

где Z - количество влаги, ушедшей из почвенной толщи на испарение с поверхности почвы и транспирацию растениями;

H_e – запасы влаги в почве при наименьшей влагоемкости;

η_1 – комплексный параметр, характеризующий скорость капиллярного подъема влаги при испарении;

η_2 – константа замедления скорости капиллярного подъема под влиянием ограниченного доступа воздуха в почвенную толщу.

Примем, что содержание цезия в конденсате «С» пропорционально произведению удельной активности на количество конденсата.

$$\frac{dC}{dt} = \mu_1 \cdot (W_e - C) \cdot C - \mu_2 \cdot C^2, \quad (3.16)$$

где W_e - максимально возможный вынос цезия с конденсатом.

Введя понятие равновесного содержания цезия в конденсате C_∞ при $\frac{dC}{dt} = 0$, получим:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\mu_1 W_g}{C_\infty} (C_\infty - C) \cdot C \quad (3.17)$$

После интегрирования:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\mu_1 W_g t}}, \quad (3.18)$$

где C_0 – радиоактивность конденсата в начальный момент процесса эвапотранспирационного переноса при $t = 0$.

Результаты расчета по формуле (3.18) приведены на графике рис.3.49. Весь период сбора конденсата 25 сут разбит на две части – I, II. Первая, продолжительностью 12 суток соответствует комнатным условиям выращивания растений и рассчитана с параметрами $C_0 = 0,85$ Бк, $C_\infty = 14$ Бк, $\mu_1 W_g = 0,149$ 1/сут.

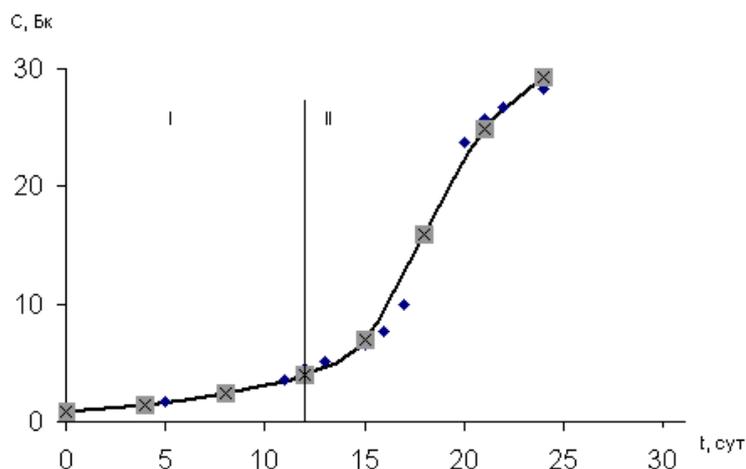


Рис.3.49. Кинетическая кривая выноса цезия - 137 с эвапотранспирационным потоком влаги; x - расчетные значения, ♦ - экспериментальные данные.

I комнатные и *II* полевые периоды выращивания растений.

Далее растения выращивались в полевых условиях, конденсат собирался также 12 суток, расчетные параметры $C_0 = 1$ Бк, $C_\infty = 28$ Бк, $\mu_1 W_g = 0,505$ 1/сут. Как видно на рис.3.49, в полевых условиях эвапотранспирация и вынос цезия протекают существенно интенсивнее. Скоростные коэффициенты 0,149 1/сут и 0,505 1/сут различаются более чем в 3 раза. Кинетическая кривая выноса цезия имеет S-образную форму. По такой же S-образной зависимости происходит нарастание биомассы во времени при выращивании растений.

Образцы почв для лабораторных исследований выноса цезия испарением с поверхности почвы отбирались на целинных дерново-подзолистых пылеватых песчаных почвах из верхнего 10 см слоя на территории населенного пункта Колодезский Новозыбковского района, попавшего в зону отселения после аварии на ЧАЭС. Исходная удельная активность 12135-13663 Бк/кг (сухой почвы).

Территория западных районов Брянской области, загрязненных радио-

нуклидами, частично заболочена или переувлажнена. На ней в 60-80 годы построено множество осушительных и оросительных систем. На некоторых из них осушительная сеть сочетается с оросительной.

Поливные нормы в опытах для приближения к реальному увлажнению несколько превышали влажность образцов при НВ. Радиоактивная почва насыпалась в размельченном состоянии в цилиндрические сосуды с площадью испарения $109,3 \text{ см}^2$. В первом опыте испарение осуществлялось без подогрева при комнатной температуре ($12^{\circ} - 19^{\circ}\text{C}$). Было произведено 5 поливов: 480, 480, 480, 450, 450 г. дождевой водой. Межполивные периоды (периоды испарения) длились 7-9 суток. После каждого цикла испарения почва вынималась из сосуда и определялась на радиометре ее удельная активность по слоям и активность нарастающим итогом от нижнего слоя к верхнему.

Во втором опыте испарение также проходило при комнатной температуре ($12-19^{\circ}\text{C}$), внесено 5 поливных норм размером 450, 320, 320, 200, 200 г. В третьем опыте почва подогревалась снизу на электрокалорифере. Температура на поверхности почвы была $30-34^{\circ}\text{C}$, проведено 5 поливов нормами 480, 480, 480, 450, 450 г дождевой воды. В четвертом опыте почва также подогревалась снизу на электрокалорифере после внесения 5 поливных норм по 430, 320, 320, 400, 400 г. В пятом опыте почва помещалась под калорифер и ее подогрев осуществлялся сверху (температура поверхности почвы $30-37^{\circ}\text{C}$). В днище сосуда были просверлены дырочки для стока излишней после полива воды. Внесены поливные нормы 400, 336, 330, 380, 380 грамм.

После каждого цикла испарения почва досушивалась до исходного состояния, при котором определялась начальная удельная активность почвы. Перед засыпкой в сосуд Маринелли почва доводилась до сыпучего состояния и одинаковой плотности.

Все сосуды изначально засыпались почти одинаковыми по показателю радиоактивности почвами, но к концу 5 цикла испарения кривые распределения цезия по высоте сосуда становились слегка вогнутыми, т.е. ближе к поверхности испарения вынос цезия увеличивался (рис. 3.50. а, б, в, г, д). Отмечается прямая зависимость испарения цезия с водой от количества внесенной воды и температуры испарения. В пятом опыте нагрев осуществлялся с поверхности почвы и после двух суток испарения в каждом цикле на поверхности почвы образовывалась твердая сухая корочка толщиной 3 мм, препятствующая испарению. В четвертом и пятом циклах эта корочка разрыхлялась на глубину 0,3-0,5 см. Рыхление резко усилило испарение цезия. В первых трех циклах было вынесено 440,9 Бк, в двух циклах после рыхления – 641 Бк.

По результатам опытов построены графики на рис.3.50.

В опытах по испарению из сосудов влаги исключалась инфильтрация воды за пределы сосудов, поэтому изменения радиоактивности почвы во времени равны выносу цезия с испаряющейся водой за тот же промежуток времени. Для расчетов изменения радиоактивности почвы можно использовать модель (3.17.).

Таблица 3.13. Вынос цезия – 137 из почвы испарением воды с поверхности почвы.

№ опыта	Условия опыта	T ⁰ на поверхности грунта	Исходная активность в Бк	Продолжит. испарения сутки	Внесено воды в г	Слой испарения воды за 5 циклов мм	Слой испарения воды за 1 сутки мм	Вынос цезия -137, всего Бк	Плотность испарения Цезия - 137, кБк/м ²
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Без подогрева	12-19 ⁰ С	11508,7	53	2340	21,4	4	663,2	60
2	Без подогрева	12-19 ⁰ С	11246,4	56	1490	13,6	2,4	491,4	45
3	Подогрев Снизу	30-34 ⁰ С	11451,3	53	2340	21,4	4	764,8	70
4	Подогрев снизу	30-35 ⁰ С	11343,0	43	1870	17,1	4	387,0	35
5	Подогрев сверху с рыхлением почвы	30-37 ⁰ С	10597,6	46	1826	16,7	3,6	1082	99

Расчеты выполнены для опыта №5 (подогрев почвы сверху) с дополнительным 6-ым циклом испарения по формуле:

$$C = \frac{2030}{1 + \frac{2030 - 120}{120} e^{-0,0776t}}$$

Результаты расчетов и экспериментальные данные приведены на графике рис.3.51. Графики рис.3.49. и рис.3.51. отличаются по форме, но и первый, и второй – это S-образные кинетические кривые, только график рис. 3.51. не отражает процесс транспирации растений, и при выносе цезия испарением воды с поверхности почвы, 40 суток – лишь начальный период S-образной кривой.

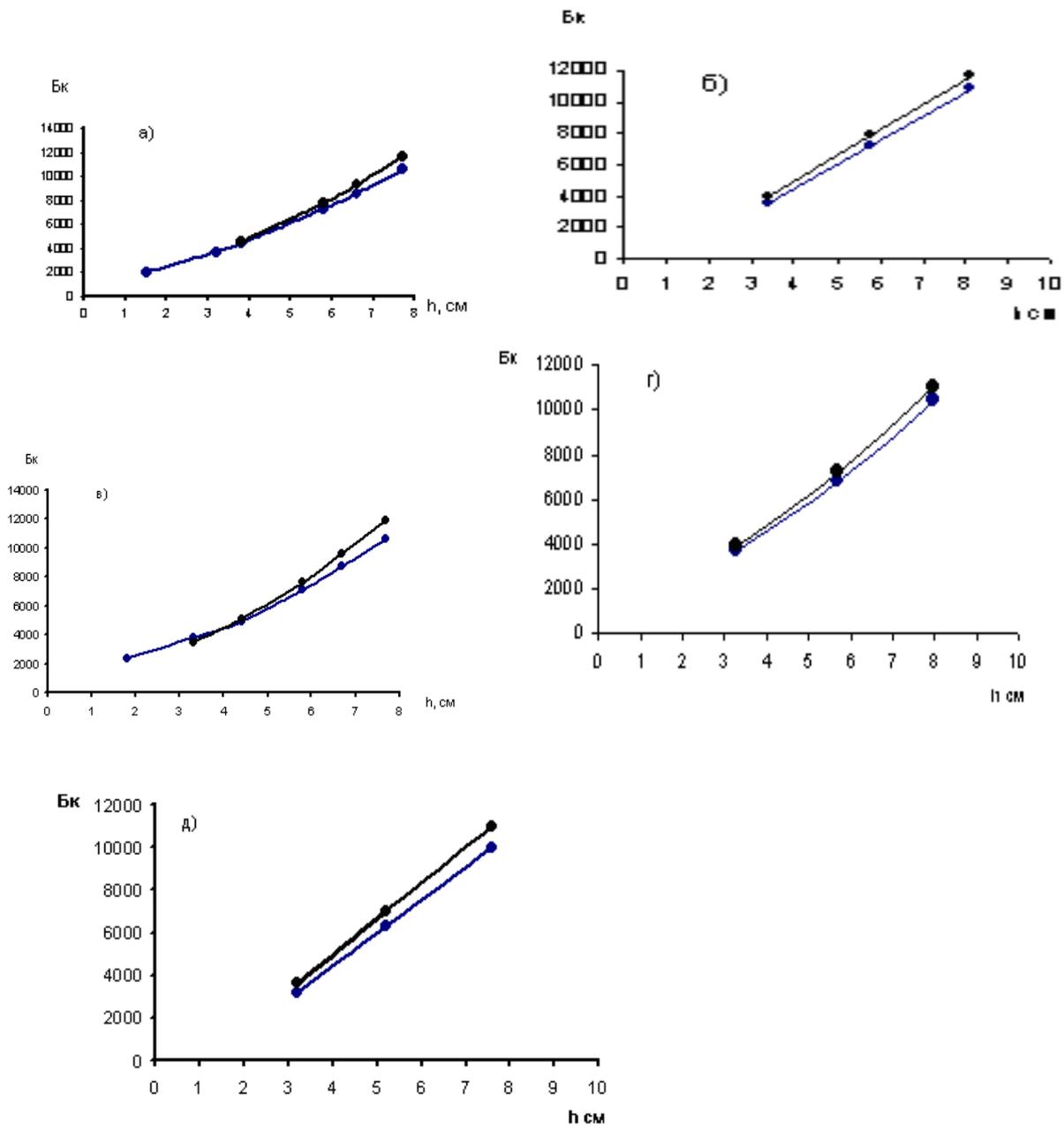


Рис.3.50. Нарастание выноса цезия с испарением влаги с поверхности почвы в насыпных колоннах:

- а) без подогрева, внесено 2340 г воды
- б) без подогрева, внесено 1490 г воды
- в) подогрев снизу, внесено 2340 г воды
- г) подогрев снизу, внесено 1870 г воды
- д) подогрев сверху, внесено 1826 г воды

1. Верхняя кривая – исходная активность

2. Нижняя кривая – активность после 5 циклов испарения

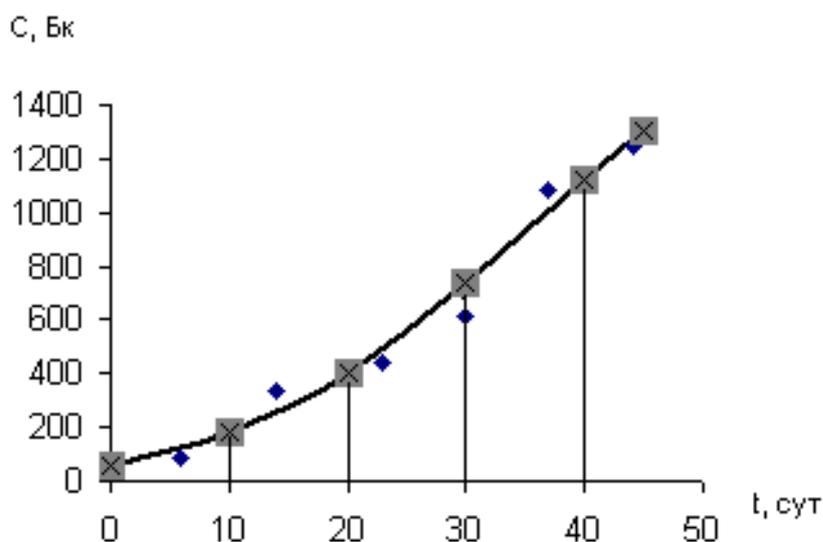


Рис.3.51. Кинетическая кривая выноса цезия – 137 испаряющейся с поверхности почвы влагой; x - расчетные значения, ♦ - экспериментальные данные.

Выводы

1. За 46 суток вегетации травы с 1 м^2 луга выносятся с эвапотранспирационным потоком влаги при поливах 187,9 Бк и эту составляющую необходимо учитывать при балансовых расчетах.
2. Удаление цезия за одни сутки испарения увеличивается в два раза с повышением температуры на поверхности почвы с 12° до 30°C .
3. Рыхление образующееся на поверхности почвы в результате испарения корочки существенно усиливает испарение цезия.
4. Распределение цезия после периода испарения по глубине почвы свидетельствует, что ближе к поверхности испарения вынос цезия усиливается.
5. Значительный вклад испарения в очищение почв от радионуклидов позволяет рекомендовать режим промывки почв с частыми поливами и перерывами на просушивание верхнего слоя почв и его рыхление.
6. В опытах обнаружено, что с поверхности, покрытой луговой растительностью, цезий выносится менее интенсивно по сравнению с почвой без растительности. Этот факт говорит в пользу создания газонов в населенных пунктах радиоактивно загрязненной местности.
7. Описанный в статье способ оценки интенсивности эвапотранспирационного потока цезия можно использовать для экологического мониторинга в районах техногенных захоронений и выявления опасности испарений для людей.

3.7. Вынос цезия – 137 из почвы в зимне-весенний период

Выброс радиоактивных веществ при аварии на Чернобыльской АЭС происходил длительное время, в течение которого существенно менялись метеорологические условия. Выпадения радионуклида цезия получилось неравномерным по территории и сформировали загрязнение почвы в виде «цезиевых пятен», неоднородных по плотности. В дальнейшем эта неоднородность усилилась под влиянием поверхностного, внутрипочвенного и грунтового стока, по разному формирующегося на водосборах, отличающихся по размеру, уклону, форме профиля, экспозиции, почвам и др. Проектируя реабилитационные мероприятия на радиоактивно загрязненных землях, важно знать роль талых вод холодного периода в миграции радионуклида, поскольку по сравнению с теплым периодом и характер этих мероприятий, и их стоимость существенно отличаются.

Зима в Брянской области длится в среднем 155 дней, начинаясь в первой половине ноября. На зимние месяцы приходится 140-190 мм осадков. Оттепели бывают каждую зиму. По наблюдениям на метеостанции Брянск среднее число дней с оттепелью в декабре - девять дней, в январе - шесть, в феврале – пять. Залегание снежного покрова неравномерное и достигает максимальной высоты 35-45 см, а в малоснежные годы не более 10 см.

Максимальная глубина промерзания почвы за зимний период в отдельные годы колеблется от 85-100 до 15-45 см.

Почва начинает оттаивать вместе с таянием снега в среднем 26 марта и заканчивает во второй декаде апреля. К началу вегетации в метровом слое почвы содержится 200 мм продуктивной влаги. Средний слой стока весеннего половодья колеблется по речным бассейнам от 68 до 113 мм.

Особенности зимних условий области учитывались при постановке экспериментальных исследований.

Изучение закономерностей вымыва проводилось в полевых и лабораторных условиях с мерзлыми почвами, взятыми в зоне отселения по условиям загрязнения Новозыбковского района Брянской области. Исследуемые почвы - дерново-подзолистые, песчаные пылеватые – типичные для радиоактивно загрязненных территорий области.

Опыты с замораживанием радиоактивной почвы дали следующие результаты.

1 опыт

Цель опыта: сравнение интенсивности вымыва радионуклида цезия – 137 в полевых условиях в зимне – весенний и летне – осенний периоды.

Цилиндрический сосуд $d = 10$ см с отверстиями в днище, вмещающий 6 слоев почвы (2,5; 2,5; 2,5; 2,5; 2,5; 7,5 см) различной радиоактивности находился в полевых условиях с 4.11.06 по 13.05.07, с 19.05.07 по 4.11.07, с 26.11.07 по 14.05.08, с 25.05.08 по 11.11.08.. Удельная радиоактивность почвы определялась в начале и в конце периода, затем эта же почва снова помещалась в сосуд и выставлялась в поле. Осадки зимне – весеннего периода определялись по данным

метеостанции Брянской ГСХА, расположенной в 200 м от точки установки сосуда.

Таблица 3.14. Удельная активность почвы сосуда в Бк/кг по слоям

№ слоя	Исходная	В конце зимне – весеннего периода 4.11.06 – 13.05.07	В конце летне – осеннего периода 19.05.07 – 4.11.07	В конце зимне – весеннего периода 26.11.07.- 14.05.08	В конце летне-осеннего периода 25.05.08. – 11.11.08
1	11674	10366/1308	9595/771	9161/434	9168/+7
2	11877	10708/1169	9916/792	9632/284	9398/234
3	11932	10551/1381	9718/833	9394/324	9388/6
4	11938	10812/1120	9895/917	9470/485	9355/115
5	12172	10768/1404	10066/702	9560/506	9539/21
6	12140	11043/972	10020/1023	9593/427	9543/50
Осадки мм		246,1	421	275,8	285,7

Примечание: в знаменателе указано снижение радиоактивности за период.

Из таблицы видно, что хотя в первый зимне – весенний период осадков было существенно меньше, чем в первый летне – осенний (246 < 421 мм), снижение радиоактивности происходило интенсивнее. Так же интенсивно снижалась удельная активность почвы и во второй зимне – весенний период по сравнению со вторым летне – осенним, хотя осадков выпало одинаково.

2- й опыт

Цель опыта: изучение интенсивности вымыва радионуклида цезия – 137 из почвы, периодически замораживаемой и поливаемой водой.

В цилиндрический сосуд $d = 10$ см поместили 6 слоев радиоактивной почвы. Толщина слоев с 1 по 5 равнялась 2,5 см, шестого 7,5 см.

Замораживание почвы проводилось по циклам в полевых условиях и в холодильнике. Затем почва промывалась снеговой и дождевой водой. Замороженная почва поливалась в 5 циклах, не замороженная – в 6 циклах. После каждого цикла определялась удельная радиоактивность почвы по слоям. Условия и результаты опытов сведены в таблицу 3.15.

По результатам опыта можно сделать вывод, что при замораживании вода вместе с радионуклидами подтягивается к замерзающей поверхности (цикл 1 без полива). В циклах 6 и 11 поднявшиеся в верхний слой при замерзании радионуклиды не в состоянии переместиться обратно в нижние слои. Суммарный вымыв цезия – 137 в верхнем слое почвы после 11 циклов оказался существенно ниже, чем во 2-6 слое (рис. 3.52.).

3-й опыт.

Цель работы: изучение интенсивности вымыва радионуклида цезия – 137 из почвы при менее длительных сроках замораживания и меньших поливных нормах чем во 2-ом опыте.

Кроме того, в опыте изучалась поглотительная способность цеолита, подвергнутого замораживанию. В замкнутых понижениях, которых множество на

сельскохозяйственных полях области, весной скапливаются озера воды и вместе с ней радионуклиды. В понижениях рекомендуется устраивать поглотительные колодцы, ускоряющие отвод воды, а для задержания радионуклидов колодцы оборудовать цеолитовыми кассетами. Сорбирующий материал может быть и другим, но изучался цеолит, поскольку в Брянской и в соседней Орловской областях имеются месторождения цеолитов. В опыте использован Орловский цеолит.

Таблица 3.15. Изменение удельной активности почвы при периодической промывке и замораживании.

№ цикла	Условия опыта	Продолжительность, сут	Полив. норма в г.	Удельная радиоактивность в Бк/кг по слоям					
				Сл. №1 2,5 см	Сл. №2 2,5 см	Сл. №3 2,5 см	Сл. №4 2,5 см	Сл. №5 2,5 см	Сл. №6 7,5 см
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Начало		(450)	11283	11337	11442	11483	11521	11423
1.	Замораж. в поле 55 сут	55	Без полива	<u>11285</u> 2	<u>11349</u> +12	<u>11251</u> -191	<u>11506</u> -23	<u>11542</u> +21	<u>11440</u> +17
2.	Замораж. в поле 38 сут	43	1750 (500)	<u>10900</u> -385	<u>10952</u> -397	<u>10840</u> -412	<u>11010</u> -496	<u>10865</u> -677	<u>10986</u> -454
3.	Замораж. в поле 11 сут	16	1750 (500)	<u>10704</u> -196	<u>10764</u> -188	<u>10714</u> -126	<u>10983</u> -28	<u>10871</u> +6	<u>10900</u> -86
4.	Без замораживания	7	2000	<u>10375</u> -329	<u>10560</u> -204	<u>10522</u> -192	<u>10728</u> -255	<u>10523</u> -348	<u>10647</u> -253
5.	Без замораживания	7	2000	<u>10281</u> -94	<u>10545</u> -15	<u>10530</u> +8	<u>10590</u> -138	<u>10435</u> -88	<u>10375</u> -272
6.	Замораживание в холодильнике 8 сут	13	2000 (800)	<u>10285</u> +4	<u>10793</u> +248	<u>10449</u> -81	<u>10460</u> -130	<u>10325</u> -110	<u>10337</u> -38
7.	Без замораживания	6	2000	<u>10255</u> -30	<u>10805</u> +12	<u>10450</u> +1	<u>10500</u> +40	<u>10020</u> -305	<u>10195</u> -142
8.	Без замораживания	7	2600	<u>10195</u> -60	<u>10550</u> -255	<u>9711</u> -734	<u>9758</u> -742	<u>9803</u> -251	<u>9803</u> -392
9.	Без замораживания	7	2600	<u>10205</u> +10	<u>9953</u> -597	<u>9354</u> -357	<u>9345</u> -413	<u>9438</u> -365	<u>9525</u> -278
10	Без замораживания	7	2800	<u>10183</u> -22	<u>9915</u> -38	<u>9255</u> -99	<u>9335</u> -10	<u>9305</u> -133	<u>9285</u> -240
11	Замораживание в холодильнике 12 сут	19	3000 (1000)	<u>10352</u> +171	<u>9065</u> -850	<u>8975</u> -289	<u>9120</u> -215	<u>9043</u> -262	<u>9050</u> -235

Примечание:

- 1) в 4-ой колонке цифра в скобках – это количество воды, внесенное в почву до замораживания;
- 2) изменение удельной активности за один цикл промывки приведено в знаменателе.

Цилиндрический сосуд $d = 10$ см с отверстиями в днище засыпали сверху двумя слоями радиоактивной почвы по 3 см, затем слой цеолита 2,5 см, ниже три

слоя речного песка (3; 3; 3,5см) с небольшим уровнем активности – 35,9 Бк/кг. Почва замораживалась в полевых условиях в 1 и 2 циклах, в холодильнике в 4 и 7 циклах и промывалась снеговой и дождевой водой в 9 ти циклах.

Условия проведения опыта и результаты сведены в табл. 3.16. В отличие от опыта 2-го вымыв из верхнего слоя почвы оказался более интенсивным, чем из второго слоя (рис.3.53.). По – видимому, цеолит препятствовал подтягиванию воды, а вместе с ней радионуклидов цезия – 137 в верхний слой при промерзании. Во 2-м слое снижение удельной активности по сравнению со 2-м опытом после 9 циклов существенно не отличается.

Накопление в цеолите радионуклида цезия – 137, вымытого из радиоактивного 1-го и 2-го слоев почвы, как свидетельствует рис. 3.53.б., идет по циклам равномерно, прямо пропорционально количеству поданной воды, не зависимо от промораживания цеолита.

4-ый опыт

Цель опыта: сравнение интенсивности вымыва радионуклида цезия – 137 из незамерзшей и замерзшей почвы при создании слоя воды на поверхности почвы, имитирующего весеннее затопление замкнутых понижений. Сначала незамерзшая радиоактивная почва слоем 5-6 см помещалась в прибор Дарси, на поверхности создавался постоянный слой воды 5 см. После 5-ти суточной непрерывной фильтрации воды, почву проверяли на удельную радиоактивность и снова помещали в прибор Дарси. После шести циклов промывки, когда интенсивность вымыва начала существенно снижаться, воду в течение 9 циклов обрабатывали интенсификаторами: обработка ультразвуком, насыщение воздухом с помощью компрессора, внесение удобрения. Затем эту же почву замораживали в холодильнике в виде брикета размерами 14 x 19 x 5,5 см, соответствующими размерам прибора и промывали в течение 6 циклов по 4 суток каждый цикл. Средняя скорость фильтрации за 4 суток – 0,0045 см/сек. От цикла к циклу и в пределах циклов падение напора увеличивалось, а скорость фильтрации снижалась как для мерзлой, так и не мерзлой почвы. Изменения удельной активности в зависимости от продолжительности вымыва радионуклида цезия – 137 приведены на рис.3.54.

Интенсивность вымыва после замораживания соответствует интенсивности вымыва под влиянием интенсификаторов.

Таким образом, опыты показывают, что замерзшая влажная почва слабее сорбирует радиоактивные частицы, и при поливах после замораживания или при оттепелях в естественных условиях радионуклид цезий – 137 интенсивнее десорбируется из почвы по сравнению с почвой теплого периода года.

Результаты лабораторных опытов подтверждаются измерениями удельной радиоактивности проб почвы и радиационного γ – фона в натуральных условиях на придорожных полосах, где за зиму аккумулируется снег, задерживаемый насыпью дорог.

Можно рекомендовать мероприятия, регулирующие внутриснежный сток, снежные мелиорации как весьма действенные, реальные в современных экономических условиях средства реабилитации радиоактивно загрязненных земель.

Для проведения мероприятий по регулированию внутриснежного стока нужно прежде всего уметь рассчитывать его изменение во времени и простран-

стве по ходу снеготаяния и расчленять его на составляющие воздействия, чтобы выявить силу влияния того или иного мероприятия.

Таблица 3.16. Изменение удельной активности почвы при промывках с периодическим замораживанием.

№ цикла	Условия опыта	Удельная активность Бк/кг			Продолжительность цикла промачивания сут.	Поливные нормы в г.	
		Почва		Цеолит 2,5 см		Первый полив	Последующие поливы
		1-й слой 3 см	2-й слой 3 см				
1	2	3	4	5	6	7	8
	Начало	11664	11664	124,7	-	-	-
1.	Замораживание в поле 7 сут.	<u>11399</u> -265	<u>11389</u> -275	142,6	13	(600) дож.	250 x 5
2.	Замораживание в поле 12 сут.	<u>11237</u> -162	<u>11289</u> -100	212	15	(600) снегов	250 x 4
3.	Без замораживания	<u>11119</u> -11,8	<u>11111</u> -178	250	5	600 снегов	250 x 4
4.	Замораживание в холодильнике 7 сут.	<u>10620</u> -499	<u>10879</u> -232	276	13	(600) снегов	300 x 4
5.	Без замораживания	<u>10560</u> -60	<u>10880</u> +1	316	6	800 дож.	300 x 4
6	Без замораживания	<u>10364</u> -196	<u>10760</u> -120	331	5	800 дож.	300 x 4
7.	Замораж. в холодильнике 18 сут	<u>9824</u> -550	<u>10374</u> -386	378,7	24	800 дож.	350 x 4
8	Без замораживания	<u>9474</u> -336	<u>10237</u> -137	489	7	800 дож.	350 x 4
9.	Без замораживания	<u>9339</u> -135	<u>10274</u> +37	508	8	800 дож.	350 x 4

Примечание:

Снижение удельной активности за 1 цикл промывки приведены в знаменателе.

Кафедрой Природообустройства и водопользования разработан комплекс моделей, обосновывающий размещение в пространстве тех или иных элементов системы регулирования внутриснежного стока [41].

Общая математическая модель, описывающая процесс изменения уровня внутриснежных вод за счет стекания воды по поверхности земли, недостаточного доступа воздуха сквозь снег, инфильтрации воды в снеге и в почве, испарения с поверхности капиллярных менисков и за счет устройства дренажных каналов в снеге, имеет вид [36]:

$$\frac{dZ}{dt} = \frac{\mu_1 H_c}{Z_\infty} (Z_\infty - Z) \cdot Z - DZ + IZ + \mu_1 \chi_q (m_q - Z) \cdot Z + \mu_1 \chi BZ \quad (3.19)$$

Первое слагаемое характеризует скорость изменения уровня за счет стекания по поверхности земли с учетом вакуума, второе и третье слагаемое - скорость изменения уровней за счет инфильтрации и испарения талой воды из снега.

Четвертое слагаемое отражает влияние осушительных борозд в снеге или тракторной колеи на скорость изменения уровня.

Пятое слагаемое характеризует впитывание воды в почву при ширине фильтрующей полосы или окна В.

Z – вертикальная координата, отсчитываемая от горизонтальной оси 0-0, к которой как к асимптоте стремятся пространственные кривые уровней внутриснежных вод в разные моменты времени, т.е. это ось отсчета осушаемой толщи снега;

Z_∞ - стационарная мощность осушаемого слоя, когда имеет место только стекание по поверхности;

H_c – расстояние от оси отсчета 0-0 до поверхности земли;

μ_1 – константа скорости стекания внутриснежного стока по поверхности земли;

D и I – коэффициенты скорости инфильтрации и испарения;

χ – фильтрационные сопротивления поглотительного окна в почве;

χ_q - общие фильтрационные сопротивления, учитывающие несовершенство осушителей по степени и характеру вскрытия толщи снега;

m_q – глубина заложения осушителей относительно общей оси отсчета 0-0;

t – время.

После интегрирования изменение уровня внутриснежных вод Z во времени t описывается уравнением:

$$Z = \frac{Z_{cm}}{1 + \frac{Z_{cm} - Z_0}{Z_0} e^{-(\mu_1 H_c - D + I + \mu_1 \chi_q m_q + \mu_1 \cdot B) \cdot t}} \quad (3.20.)$$

Уравнение позволяет рассчитывать приток к поглотительным устройствам в понижениях, отвод и перераспределение воды осушителями – распылителями, задержание внутриснежного стока пленочными экранами в границах «цезиевых пятен» и др. Замена временной координаты « t » на пространственную « L » позволяет использовать модели для размещения регулирующих устройств и сооружений по территории.

Таким образом, установлено, что замерзшая, влажная почва слабее сорбирует радиоактивные частицы, а при поливах после замораживания или при оттепелях в естественных условиях, цезий – 137 интенсивнее десорбируется и уносится с фильтрационным потоком влаги по сравнению с почвой теплого периода года.

Напрашивается предположение, что цезий будет интенсивно десорбироваться и выноситься после оттаивания с испаряющейся влагой.

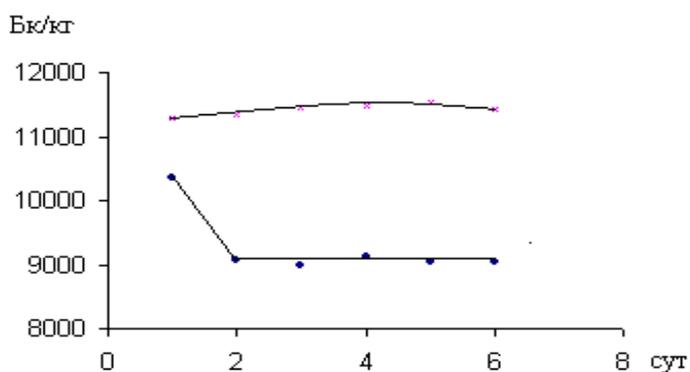


Рис.3.52. Изменение удельной активности почвы: в начале и после 11 циклов промывки с 5 кратным замораживанием слоя почвы 20 см.

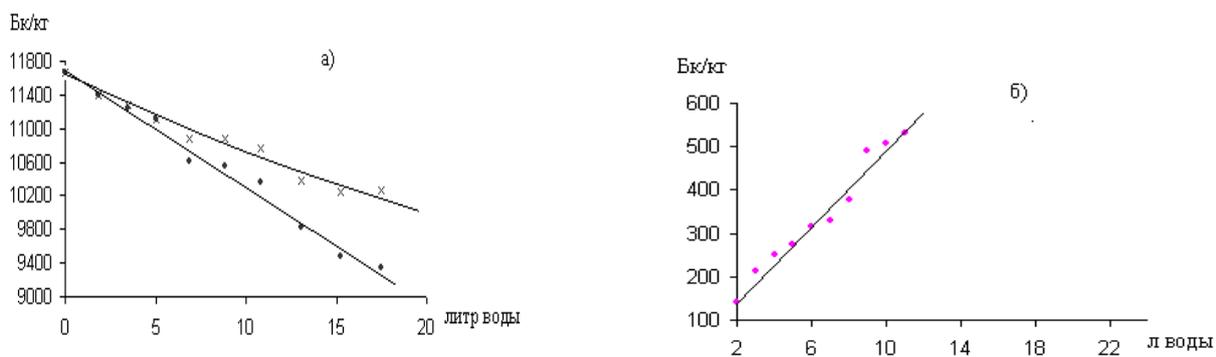


Рис.3.53. Изменение удельной активности в зависимости от количества внесенной воды при периодическом замораживании:

- а) в верхнем 3 см слое почвы (•), во втором 3см слое (x);
 б) в третьем 2,5 см цеолитовом слое.

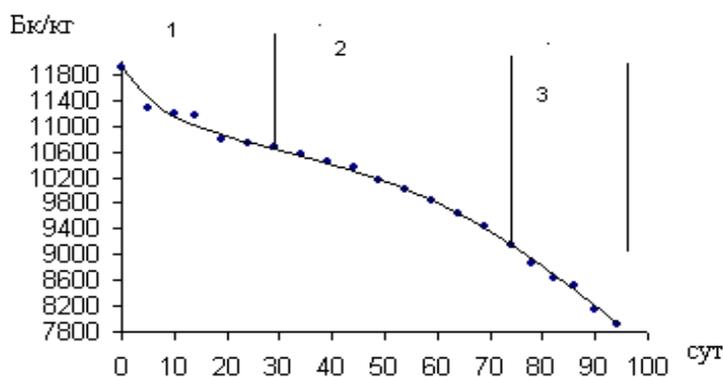


Рис 3.54. Изменение удельной активности почвы при промывке обычной водой (1), водой, обработанной интенсификаторами (2) и при промывке после замораживания почвы (3) без интенсификаторов.

5-й опыт

Вынос цезия при испарении воды из почвы, подвергающейся периодическому замораживанию и оттаиванию и из почвы без замораживания изучался на средне - суглинистой почве с добавлением 10% навоза КРС по весу.

Перемешанная с навозом почва насыпалась в два одинаковых сосуда с диаметром испаряющей поверхности 11 см, увлажнялась, один из сосудов замораживался, затем оттаивал, оба сосуда высушивались на электрокалорифере при $T = 50^{\circ}$ до первоначального веса, затем охлаждались в полиэтиленовом пакете. Для определения активности почву из сосудов извлекали по слоям: верхний 0,8-1 см, нижний 2,2-2 см. Продолжительность цикла: увлажнение почвы 100г дистиллированной воды в течение 2 час, замораживание 1-ого из сосудов в полевых условиях или в морозильной камере холодильника 2-4 суток, оттаивание при комнатной температуре 2 суток, оба сосуда размещались на электрокалорифере на 2 суток, охлаждались 2 суток.

Для почвы, подвергавшейся периодическому замораживанию, проведено 9 циклов, причем во 2, 3, 4 циклах увлажненная почва не уплотнялась, а в 5, 6, 7, 8, 9 циклах влажная почва уплотнялась перед замораживанием 10-ти кратным постукиванием дном сосуда о пачку газет.

С незамораживаемой почвой проведено 6 циклов испарения.

Получены следующие результаты:

1. Удельная активность сухой, измельченной, просеянной через сито с диаметром отверстий 1мм почвы снизилась по циклам испарения при периодическом замораживании и оттаивании

а) для варианта без уплотнения увлажненного грунта в трех циклах за время, отнесенное к высушиванию на электрокалорифере в течении 7 суток –

$$\text{слой 1} - 1754 \text{ Бк/кг} - 1633 \text{ Бк/кг} = 121 \text{ Бк/кг}$$

$$\text{слой 2} - 1644 \text{ Бк/кг} - 1604 \text{ Бк/кг} = 40 \text{ Бк/кг}$$

Интенсивность испарения:

$$\text{слой 1} - 121 : 7 = 17,5 \text{ Бк/ (кг \cdot сут)}$$

$$\text{слой 2} - 40 : 7 = 5,7 \text{ Бк/(кг \cdot сут)}$$

б) Для варианта с уплотнением увлажненной почвы в 5-ти циклах за время испарения, отнесенное к высушиванию на электрокалорифере в течении 12 суток

$$\text{слой 1} - 1596 - 1330 = 266 \text{ Бк/кг}$$

$$\text{слой 2} - 1523 - 1397 = 126 \text{ Бк/кг}$$

Интенсивность испарения:

$$\text{слой 1} - 266 : 12 = 22,2 \text{ Бк/ (кг \cdot сут)}$$

$$\text{слой 2} - 126 : 12 = 10,4 \text{ Бк/(кг \cdot сут)}$$

интенсивность испарения радионуклида цезия с водой в варианте без уплотнения оказалась ниже, чем в варианте с уплотнением:

$$\text{слой 1} - \text{на } 4,7 \text{ Бк/ (кг \cdot сут)}$$

$$\text{слой 2} - \text{на } 4,7 \text{ Бк/(кг \cdot сут)}$$

2. Общее снижение удельной активности почвы в 9-ти циклах испарения за 19 суток:

$$\text{слой 1} - 1786 - 1330 = 456 \text{ Бк/кг}$$

$$\text{слой 2} - 1786 - 1397 = 389 \text{ Бк/кг}$$

Интенсивность испарения за 19 суток:

$$\text{слой 1} - 456 : 19 = 39,51 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

$$\text{слой 2} - 389 : 19 = 20,47 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

Средневзвешенная удельная активность для двух слоев – 26,18 Бк/(кг · сут).

3. Общее снижение удельной активности почвы в 6 циклах испарения за 12 суток без периодического замораживания:

$$1925 - 1786 = 139 \text{ Бк/кг}$$

Интенсивность испарения:

$$139 : 12 = 11,58 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

4. Интенсивность выноса цезия с испаряющейся влагой из периодически замораживаемой почвы больше по сравнению с незамораживаемой почвой в 2,26 раза.

6-й опыт

В опыте изучался вынос цезия в процессе сублимации влаги из мерзлой почвы.

Эксперименты производились с радиоактивной почвой с удельной активностью 9418 Бк/кг, массой 450г при постоянной минусовой температуре 7⁰-8⁰С в морозильной камере холодильника. Почва супесчаная, дерново-подзолистая с растительными корневыми остатками отбиралась из верхнего 10 см слоя на землях колхоза «Комсомолец» Новозыбковского района. Измельченная, просеянная через сито почва засыпалась в сосуд высотой 4,5 см, $d_{\text{дна}} = 10,2 \text{ см}$, $d_{\text{верха}} = 11 \text{ см}$ и увлажнялась дистиллированной водой (150г) один раз только в начале опыта. Продолжительность периода сублимации 382 сут. Удельная активность мерзлой почвы за это время снизилась на 118 Бк/кг.

Активность намерзшего на верхней части морозильной камеры снега после оттаивания оказалась равной 9,8 Бк, а с нижней части – 6,8 Бк.

Таким образом, в процессе сублимации влаги из мерзлой почвы происходит незначительный вынос радионуклида цезия. Этот вопрос нуждается в дополнительном исследовании.

3.8. Регулирование внутриснежного стока талых вод

Поскольку промывные поливы на мерзлых почвах являются весьма эффективным мероприятием, важными являются инженерные средства, увеличивающие проходимость воды через мерзлый слой, ускоряющие интенсивность его оттаивания так, чтобы вода еще на внутриснежной стадии смогла проникнуть через мерзлый слой в подстилающий сухой слой. Это рыхление, щелевание, лункование, прерывистое бороздование, дренирование снега, создание в снеге проходов внутриснежных вод.

Разработана методика расчета пористых щелей на водосборе, их размещения, определения притока воды. Щели следует заполнять фильтрующими материалами, сорбирующими радионуклиды [41].

Осушительные канавки в снеге создаются для перераспределения воды по площади, для рассосредоточения потока, концентрирующегося в ложбинах, перед замкнутыми понижениями. Ниже предлагаются методики определения количества воды, поступающей с 1 п.м. осушителя за сутки при определенной длине водосбора, и гидравлического расчета осушителя в снеге. Осушительные канавки проделываются проходами трактора по снежной целине - это колея трактора [41].

Рекомендуемые пленочные экраны в снеге лишены недостатков снежных валов. Они устанавливаются на глубину снега вертикально в снежные щели и засыпаются снегом. Чтобы не возникли отрицательные последствия зимних оттепелей, экраны следует устанавливать перед весенним снеготаянием. Разработана методика расчета границы распространения подпора внутриснежных вод от экрана, даны формулы расчета пространственных депрессионных кривых, пример определения расстояния между пленочными экранами в снеге [41].

Для регулирования снеготаяния рекомендуется полосное уплотнение снега проходами трактора. Опыты показали, что с увеличением плотности снега его водоудерживающая способность уменьшается. Это мероприятие сдерживает таяние и испарение и может применяться в сочетании с рыхлением [41].

Данные приемы направлены на предотвращение выхода внутриснежного стока на открытую почву в ручейки, где возникает эрозия.

Описанные приемы снежных мелиораций стоят не дорого и легко выполняемы в производственных условиях.

Определение притока к поглощательным устройствам в понижениях

Продолжительность отвода поверхностной воды для полевых культур, кормовых овощных и овощекартофельных севооборотов определяется по формуле:

$$t = \theta t_c + (D_3 - D_1) - t$$

где t_c - средняя продолжительность снеготаяния, сут;

θ - коэффициент, учитывающий начало водоотдачи из снега, равен 0,6-0,7;

D_1 - средняя дата окончания снеготаяния;

D_3 - дата начала полевых работ (наступление мягкопластичного состояния почвы);

t - продолжительность периода от даты отведения поверхностной воды до наступления мягкопластичного состояния почвы (продолжительность осушения), принимается равной 3-5 суток.

Для расчета поглотителей определяют средний расход воды:

$$Q = 116 \frac{V}{t_0},$$

где - V объем воды, накопившейся в замкнутом понижении за весь период снеготаяния, m^3 .

Поскольку гидрограф весеннего стока в нечерноземной зоне имеет пилообразную форму можно рассчитывать поглотительные устройства на пропуск суточного объема воды максимального значения. Тогда отвод воды из понижения закончится одновременно со сходом снежного покрова. Аккумулирующая роль сливной призмы при этом повышается и расчетный расход колодцев поглощения (КП) и поглотительных колонок (ПК) уменьшится. Дата начала полевых работ наступит раньше и меньше испарится влаги из почвы. При использовании КП и ПК с фильтрующим материалом, закрытым пахотным слоем, поступление воды начинается в основном после полного оттаивания этого слоя, которое завершается на 5-7 суток позже схода снега.

Объем воды, который нужно сбрасывать из понижения, складывается из объема накопившейся на поверхности водосбора воды к моменту суточного пика снеготаяния плюс объем воды, который поступит на уровень внутриснежных вод за период снижения уровней в вечерние и ночные часы. К началу следующего суточного подъема уровней вода из понижения должна быть сброшена.

Можно считать, что стационарное состояние наступило, если отношение $Z/Z_{ст}$ недостоверно отличается от единицы. Задав степени приближения Z и $Z_{ст}$, например $Z/Z_{ст}=0,95$ длительность периода стекания накопившейся за день на поверхности земли воды можно оценить, используя уравнение [41]:

$$t = \frac{1}{\mu_1 H_c - D} \ln \left[\frac{Z_{\infty} \left(1 - \frac{D}{\mu_1 H_c} \right) - Z_0}{Z_0} \cdot \frac{n}{1-n} \right], \quad (3.21.)$$

полученное из уравнения:

$$Z = \frac{Z_{\infty} \left(1 - \frac{D}{\mu_1 H_c} \right)}{1 + \frac{Z_{\infty} \left(1 - \frac{D}{\mu_1 H_c} \right) - Z_0}{Z_0} \cdot e^{-(\mu_1 H_c - D) \cdot t}} \quad (3.22.)$$

Здесь $n = \frac{Z}{Z_{cm}}$, $Z_{cm} = Z_{\infty} \cdot \left(1 - \frac{D}{\mu_1 H_c} \right)$

Пусть по данным наблюдений в снежной скважине получили:

$$Z_0 = 40 \text{ см}, Z_{cm} = 59 \text{ см}, \mu_1 H_c - D = 0,151 \text{ } ^1/\text{час}$$

Спад уровней начался в 17 часов при глубине воды в скважине 20 см и постоянным темпом продолжался:

$$t = \frac{1}{0,151} \cdot \ln\left(\frac{59-40}{40} \cdot \frac{0,95}{1-0,95}\right) = 14,6 \text{ час}$$

В 8 часов утра начался новый подъем уровней. Объем воды который нужно сбросить с 1 п. м. ширины водосбора за 14,6 час составит:

$$W = \frac{Z_{cm} - Z_0}{2} \cdot \delta \cdot \ell = \frac{0,059 - 0,040}{2} \cdot 0,45 \cdot 80 = 0,342 \text{ м}^3,$$

где $\delta = 0,45$ - водоотдача из снега; $\ell = 80$ м - длина водосбора замкнутого понижения по топографическому плану, средняя ширина равна 330 м. Общий объем воды, подлежащий сбросу из понижения составит $330 \cdot 0,342 = 112,86 \text{ м}^3$.

Средний приток внутриснежных вод за расчетный период 14,6 часа составит:

$$Q = \frac{W}{t} = \frac{112,86}{14,6} = 7,73 \text{ м}^3/\text{час} = 2,15 \text{ л/с}$$

В примере рассмотрен далеко не худший случай сочетания параметров стока из наблюдавшихся в полевых экспериментах.

Рыхление и щелевание почвы.

Мерзлая монолитная почва, имеющая большую льдистость, водонепроницаема. Однако многие исследователи наблюдали дренажный сток с первых дней снеготаяния, что объясняется наличием трещин пустот и локальных проницаемых окон в мерзлой почве. После оттаивания грунты обладают весьма рыхлой пористой структурой. В полевых наблюдениях кафедры Природообустройства и водопользования также отмечалось возникновение дренажного стока с первых дней снеготаяния. В 1999г дренажный сток на участке наблюдений возник даже без видимых признаков начала снеготаяния и без горизонтального внутриснежного стока.

По данным Маслова Б.С. влажность верхних мерзлых горизонтов торфа часто превышает величину полной влагоемкости [105]. Аверьянов С. Ф. , приводит сведения об увеличении влажности мерзлого торфа на 40-60 мм [2]. Многие авторы отмечают образование ниже мерзлого слоя сухой прослойки с трещинами, из которой вода поднялась по капиллярам в зону промерзания. Нестеренко И.М. приводит величину превышения от 30 до 220% к абсолютно сухой почве в торфах и от 9 до 39% в глинах.

По данным И.С. Шпака, если дефицит влагозапасов $>67\%$ независимо от глубины промерзания почвы коэффициент стока практически равен нулю [202].

Но такой дефицит влажности за 15 лет наблюдений на стоковых станциях в том числе и на Придеснянской, автор отмечает лишь однажды.

Сурмач Г.П. , Барабанов А. Т. отмечают, что сток талых вод с зяби на суглинистых почвах меньше, чем на песчаных, в связи с тем, что в суглинистой почве более устойчиво сохраняется некапиллярная скважность, созданная осенней вспашкой (рыхлением), и при промерзании большая часть пор не закупоривается льдом [174].

Чудновский А.Ф. приводит сведения, что в суглинке даже при $t^0 = -11^0$ со-держится еще 25% незамерзшей воды [199].

Глубокое мелиоративное рыхление применяется в мелиорации для перевода части поверхностного стока во внутрпочвенный и усиления осушительного действия дренажа [154]. Применяется только при поверхностном заболачивании. Благоприятные условия для глубокого рыхления по состоянию влажности почв нечерноземной зоны России в средние и засушливые годы имеют место с третьей декады мая по вторую декаду октября.

Контроль качества и глубины рыхления можно проводить металлическим щупом диаметром 1,5 см. по полосам рыхления. Зонд свободно без усилий, надавливанием рукой погружается на глубину 80 см. (глубину рыхления). Контуры рыхления часто оказываются заполненными с самого начала снеготаяния сильно разжиженным грунтом с мерзлыми агрегатами.

Влагозапасы в верхнем полуметровом слое почвы в вариантах с рыхлением увеличиваются на 11 - 20 мм, и поэтому, рекомендуется применять рыхление в сочетании с дренажем. Глубина рыхления определяется требованием создания достаточной аккумулялирующей емкости обычно 60-70 см. Интервалы рыхления назначаются исходя из водно-физических свойств почв.

Водовместимость определяют по формуле:

$$\Delta Q = P_o H_o (K_B - K_n - 1) C ,$$

где ΔQ - дополнительная водовместимость;

P_o - пористость почвы до рыхления в долях единицы;

H_o - мощность разрыхленного подпахотного слоя;

K_B - коэффициент вспушенности, равный отношению объемных масс почвы до и после рыхления;

K_n - коэффициент увеличения пористости;

C - полнота рыхления в долях единицы.

Водовместимость при замерзании не освещается.

Глубокое рыхление целесообразно выполнить при влажности почв в зоне рыхления 60-80% от ППВ. При более низкой влажности разрушается структура пахотного слоя, образуются глыбы, увеличиваются тяговые усилия трактора. При более высокой влажности ухудшается сцепление трактора с поверхностью, пахотный слой уплотняется, уменьшается коэффициент полноты рыхления.

Расстояние между отдельными полосами рыхления принимается 2-2,5 м для глинистых почв, 3-4 м. для тяжелых суглинков и 4-5 м. для легких суглинков. Задача использования талых вод на месте образования весьма усложняется

необходимостью выбора рационального расстояния между взрыхленными полосами .

Уменьшение глубины рыхления влечет за собой сокращение расстояния между полосами рыхления, увеличивает эксплуатационные затраты, не обеспечивает рыхление подпахотного слоя, увеличивает число поврежденных растений. Сплошное и густое расположение полос рыхления невозможно на лугах, выгонах, на озимых и многолетних травах. Запасы воды в снеге на загрязненных территориях, как показывают полевые исследования, к началу снеготаяния бывают невелики 30-40-50 мм и лишь в понижениях достигают 200-300 мм.

Снеготаяние обычно длится более 10 дней со сравнительно невысокой интенсивностью. Талая вода вполне может впитаться без создания водопроницаемого слоя на всей площади поля. Достаточно устроить отдельные поглощительные пористые щели, заполненные агрегатами грунта. За морозный период агрегаты в щели промерзают, а полые пустоты между ними покрываются инеем.

Весной вода с температурой близкой к 0°C не в состоянии быстро растопить лед. Впитывающаяся в мерзлый грунт вода самоохлаждается и начинает замерзать, а выделяющаяся при этом теплота льдообразования повышает температуру мерзлой почвы также до 0°C .

Глубина щели должна превышать толщину оледенелого слоя 25-30 см. Рекомендуется глубина щели 35-45 см.

При этом разрушается плужная подошва и разуплотняется подпахотный горизонт, влага проникает в глубину до 1,5 м. Увеличение глубины щелей от 40-60 см. почти в два раза повышает эксплуатационные затраты. Рекомендуется глубину и расстояние между щелями уточнять в ходе производственных изысканий на конкретных полях и в конкретных условиях снеготаяния по излагаемой ниже методике.

Размещение пористых щелей на водосборе покажем на примере. Предположим, что на водосборной площади блюдцеобразного понижения внутриснежные воды не успевают впитываться и стекают к понижению. Изменение уровня внутриснежных вод, обусловленное только стеканием по поверхности земли и вакуумом определяется из модели:

$$\frac{dZ}{dt} = \frac{\mu_1 H_c}{Z_{\infty}} (Z_{\infty} - Z)Z$$

После интегрирования:

$$Z_c = \frac{Z_{\infty}}{1 + \frac{Z_{\infty} - Z_0}{Z_0} e^{-\mu_1 H_c t}},$$

где Z_{∞} - глубина стабилизации уровня воды в вечерние часы с отрицательной температурой воздуха.

Z_0 - глубина уровня воды в начале вечернего периода.

Для нахождения параметров Z_0, Z_∞ и μH_c необходимо, полученные по наблюдательным снежным скважинам в начальный период снеготаяния, экспериментальные данные об уровнях нанести на график: по ординате $\Psi = (Z_{t+\Delta t} - Z_t) / (Z_{t+\Delta t})$, по абсциссе - соответствующие им значения Z_t . Ось отсчета 0-0 является пределом пространственных S-образных депрессионных кривых уровней.

Рассчитаем кривую снижения уровней в точке 1 при $Z_0=7\text{мм}$, $Z_\infty=48\text{мм}$, $\mu_1 H_c=0,75$ 1/час.

Часы суток	t	Zc мм	ΔZ_c
18	0	7	
19	1	12,76	5,76
20	2	20,8	8,04
21	3	29,7	8,9
22	4	37,15	7,45

Для перехвата стекающей воды строим в точке $\ell=30\text{м}$ рыхлую щель, что увеличивает скоростной коэффициент $\mu_1 H_c + \mu_1 B \chi = 0,85$ 1/час.

Определяем величину Z_{cm} для периода работы после устройства щели:

$$Z_{cm} = \frac{Z_\infty(\mu_1 H_c + \mu_1 \chi B)}{\mu_1 H_c} = \frac{48 \cdot 0,85}{0,75} = 54,44 \text{ мм.}$$

Кривая снижения уровней после устройства щели будет:

Часы суток	t	Zc+вп, мм
18	0	7
19	1	14
20	2	24,3
21	3	35,6
22	4	44,4

При коэффициенте водоотдачи 0,4 за 4 часа впитается 2,9мм. При коэффициенте водоотдачи 0,53 за 4 часа впитается $(44,4-37,15) \cdot 0,53 = 3,8$ мм воды.

Рассчитаем величину впитывания на подъеме до создания взрыхленной полосы при параметрах:

$$\mu_1 H_c - D + I = 0,63 \text{ 1/час, } Z_0 = 38 \text{ мм, } Z_{cm} = 5 \text{ мм.}$$

Расчет ведется по формуле:

$$Z_c - \delta + u = \frac{5}{1 + \frac{5-38}{38} \cdot e^{-0,63t}}$$

После создания щели скоростной коэффициент увеличился

$$\mu Hc - D + I + \mu \chi B = 1,04^{1/\text{час}}, Z_0=38\text{мм}, Z_{\text{ст}}=24,8\text{мм}.$$

Расчет ведется по формуле:

$$Z_{C-D+I+B_n} = \frac{24,8}{1 + \frac{24,8 - 38}{38} e^{-1,04t}}$$

Часы суток	t часы	Z _{C+и-д}	Z _{C+и-д+B_п}	Z _{B_п}
9	0	38	38	
10	1	9,31	28,2	18,89
11	2	6,64	25,9	19,26
13	4	5,37	24,9	19,53
18	9	5,01	24,801	18,791

В фазу подъема уровня внутриснежных вод впиталось $19,8 \cdot 0,53 = 10,5$ мм.

Таким образом, всего за сутки впиталось в полосу рыхления $10,5 + 3,8 = 14,3$ мм воды.

При длине водосбора 5м. объем впитавшейся воды на 1п.м. полосы составил $54,0/2 = 27$ л.

На первом этапе проектирования можно постепенно уменьшить расстояние между полосами рыхления сверху вниз по склону к понижению. Наблюдения во вторую весну и расчленение элементов баланса внутриснежного стока подскажет как изменить расстояние между полосами рыхления на 2 этапе проектирования, чтобы добиться равномерного увлажнения склона и предотвращения заполнения водой замкнутого понижения.

Наблюдения за уровнями внутриснежных вод на метеостанциях не проводились, поэтому невозможно определить параметры кинетики расчетной обеспеченности, значит нельзя запроектировать мероприятия по регулированию внутриснежного стока для всей площади по характерным годам, с учетом всех требований сельского хозяйства, целесообразно на основе предпроектных изысканий за стоком в течении 1-2 лет, запроектировать редкую сеть полос рыхления, трассируя их поперек направления потока. По данному проекту выполнить строительство и провести 1-2 года производственные исследования работы полос рыхления в ходе которых по изложенной выше методике определяются скорости изменения уровня, отдельные составляющие водного баланса и намечаются площади, где необходимо увеличить густоту или глубину рыхления. Затем выполняется второй этап проектирования строительства и производственных исследований, затем третий и т.д.

Постепенное дорабатывание, совершенствование мероприятий позволяет избежать перерасхода средств, точнее «нащупать» вариант системы оптимального регулирования водного режима для характерных погодных условий весны и предшествующей зимы и осени. Поэтапная технология строительства совершенствования и реконструкции проводящей сети и дренажа предъявляет повышенные требования к проектным и эксплуатационным организациям, прове-

дению предпроектных изысканий и производственных исследований в процессе эксплуатации. Глубокое рыхление применяют только на фоне закрытого дренажа, так как иначе может произойти избыточная аккумуляция влаги [161]. Применение математических моделей позволит точно рассчитать местоположение полос рыхления, чтобы переувлажнение не произошло.

Применение осушителей - распылителей.

Осушительные канавки в снеге создаются для перераспределения воды по площади, для рассредоточения потока, концентрирующегося в ложбинах, перед замкнутыми понижениями. Борозды в снеге нарезают плантажным плугом ППУ-50А, или обычными навесными, у которых оставляют только по два средних корпуса. Осушители-распылители размещают так, чтобы не образовывалось больших скоплений воды и отводимая вода успевала впитаться на ровных оголенных, а значит, и подсохших участках склона и распылялась по заснеженным участкам. Определяем количество воды поступающей на 1 п.м. осушителя за сутки, общий объем воды и площадь, на которой эта вода может полностью впитаться.

Пусть по данным предпроектных измерений уровня внутриснежных вод в наблюдательных скважинах получили следующие параметры кривой подъема уровня: до начала работы осушителя $\mu_1 H c - D + I = 0,010^1/\text{час}$, $Z_0 = 40$ см, $Z_{cm} = 15$ см; после начала работы осушителя $\mu_1 H c - D + I + \mu_1 \chi m_0 = 0,1^1/\text{час}$, $Z_0 = 38$ см, $Z_{cm} = 35$ см.

Расчеты уровней ведем по формулам: до начала работы осушителя (бездренажный подъем):

$$Z_{cm_{c-\partial+u}} = \frac{15,0}{1 + \frac{15,0 - 40,0}{40,0} e^{-0,01t}}$$

и после начала работы осушителя:

$$Z_{cm_{c-\partial+u+Dp}} = \frac{35,0}{1 + \frac{35,0 - 38,0}{38,0} e^{-0,1t}}$$

Результаты расчетов сведены в таблицу 3.17.

Таблица 3.17.

Время суток	Время от начала подъема уровня	Zc-д+и (см)	Время суток час	Время от начала работы дренажи	Zc-д+и+др (см)	Слой подъема по диапазонам, мм
8	0	40	11,3	0	38,0	
10	2	38,6	13,3	2	37,4	5,0
12	4	37,6	15,3	4	36,9	5,0
14	6	36,5	17,3	6	36,6	5,1
16	8	35,5	19,3	8	36,3	3,9
18	10	34,6				

Спад уровней начался в 18 часов, когда, $Z_c - \delta + u = 34$ см, $Z_c - \delta + u + \delta p = 36,5$.

Снижение уровня воды в снеге за счет работы осушителя составляет 19 мм. При коэффициенте водоотдачи снега 0,5, слой воды, отведенный осушителем будет 9,5 мм.

Для расчета кривой спада уровней при наличии осушителя необходимо провести наблюдения за уровнями до строительства в вечерние часы, когда температура снизится ниже 3°C и снеготаяние, испарение прекратится. Останется только внутриснежный сток по поверхности. Найденный для этого периода параметр $\mu_1 H_c$, как показали наблюдения, не изменяется по рассматриваемой скважине и в любые другие дни. По данным наблюдений получили параметры $Z_0 = 3$ см, $Z_{\infty} = 25$ см, $\mu_1 H_c = 0,5$ ¹/час, характеризующие только сток по поверхности.

После устройства осушителя при наличии инфильтрации в снеге и испарения параметры кривой снижения уровня для рассматриваемого дня 25 марта следующие: $Z_0 = 3$ мм, $Z_{\infty} = 30$ мм, $\mu_1 H_c - D + I + \mu_1 \chi m_{\delta} = 1$ ¹/час

Поскольку $\mu_1 H_c - D + I + \mu_1 \chi m_{\delta} > \mu_1 H_c$, то отток воды по осушителю превышает инфильтрацию талой воды. Найдем параметр Z_{∞} для периода снижения уровня 25 марта по формуле,

$$Z_{\infty} = \frac{Z_{cm} \cdot \mu_1 H_c}{\mu_1 H_c - D + I + \mu_1 \chi \cdot m_{\delta}} = \frac{30 \cdot 0,5}{1} = 15 \text{ мм}$$

Результаты расчетов сведены в таблицу 3.18

Таблица 3.18.

Время суток	Время от начала спада	$Z_{c-d+i+dp}$	Z_c мм	$Z_{др+i-d}$	$Z_{др+i-d} \cdot \delta$ мм
18	0	3	3	0	0
19	1	6,96	4,38	2,6	1,3
20	2	13,5	6,1	7,4	3,7
21	3	20,7	7,9	12,8	6,4
22	4	25,8	9,7	16,0	8,0
23	5	28,3	11,3	17,0	8,5

δ - коэффициент водоотдачи из снега, принят 0,5. Таким образом, в створе расположения осушителя поступило в него и испарилось за вычетом проинфильтровавшейся в снеге воды 8,5 мм.

Поступление воды в осушитель на спаде, очевидно, не может превышать эту величину на пике гидрографа, поэтому расчет притока воды в осушитель-распылитель ведем на сброс 9,5 мм воды. Максимальный слой воды, который нужно отвести осушителем за 0,7 часа составляет (табл. 3.17.) $3,9 \cdot 0,5 = 1,95$ мм.

Приток на 1п.м. осушителя при длине водосбора 25 м составит:

$$q = \frac{1,95 \cdot 25}{2 \cdot 0,7 \cdot 3600} = 0,00967 \text{ л/сек}$$

Если осушителем является колея трактора Т-150, то ее ширина равна 50 см. При толщине снежного покрова 50 см., уклоне трассы 0,003, коэффициенте шероховатости $p=0,004$, показателе степени $y = 1/3$, гидравлическом радиусе $R = h$, где h - слой воды по ширине полосы, равный 45 см. в пределе, получаем

$$Q = q \cdot L = \omega \cdot c \sqrt{Ri} = 0,00967 \cdot L = 0,5 \cdot 0,45 \cdot \frac{0,45^{1/3}}{0,04} \sqrt{0,45 \cdot 0,003} =$$

$$= 0,225 \cdot \frac{0,766}{0,04} \cdot 0,0367 = 0,158 \text{ м}^3 / \text{с} = 158 \text{ л} / \text{с}$$

Откуда находим длину приемной части осушителя:

$$L = \frac{158}{0,00967} = 16339 \text{ м}$$

По мере снижения толщины снежного покрова до 10 см. глубины воды в осушителе уменьшается до 7 см. Тогда максимальная пропускная способность осушителя будет: $0,07 \cdot 0,5 \cdot \frac{0,07^{1/3}}{0,04} \cdot \sqrt{0,07 \cdot 0,003} = 0,00522 \text{ м}^3 / \text{с} = 5,22 \text{ л} / \text{с}$

Длина приемной части осушителя:

$$L = \frac{5,22}{0,00967} = 539,8 \text{ м}$$

Увеличение длины водосбора осушителя до 100м увеличит приток $q = 0,0387 \text{ л} / \text{с}$, тогда $L = \frac{5,22}{0,0387} = 134,8 \text{ м}$.

Из расчетов видно, что использование в качестве осушителей колеи трактора Т-150, проделанной в снеге перед снеготаянием, является весьма эффективным мероприятием по отводу воды от замкнутых понижений, сокращению их водосборных площадей.

Задержание внутриснежного стока пленочными экранами.

Обвалование, как мероприятие по регулированию стока талых вод, считается весьма эффективным приемом, сокращающем величину стока в 2-3 раза. Водоудерживающие валики, высотой 20-30см. устраиваются плугом или риджером через 1,5-5м. Однако в годы, когда зимой наблюдаются оттепели, верхние слои почвы перенасыщенные водой, затем, замерзая, превращаются в непроницаемые поверхности. В весенний паводок вода переливается через валики и разрушает их, вызывая сильный смыв почвы.

На загрязненных территориях редкая зима проходит без оттепелей, поэтому устройство земляных валиков, да еще устраиваемых с систематически одинаковым расстоянием между ними вряд ли целесообразно.

Широкое распространение получили снежные валы и для аккумуляции снега, и для задержания талых вод, размещая их через 15-20 м, на пологих склонах и через 8-10 м на покатах.

Недостаток этого мероприятия состоит в усиленном испарении снежной массы, так как испаряющая поверхность увеличивается, и валики усиленно продуваются ветром. В исследованиях выявлена высокая потеря воды на испа-

рение из снежной массы. Вторым недостатком - запоздалое таяние валов и переувлажнение почвы под ними по сравнению с прилегающими площадями.

Пленочные экраны лишены недостатков и земляных и снежных валов. Они устанавливаются на глубину снега вертикально в снежные траншеи и засыпаются снегом. Чтобы не возникли отрицательные последствия зимних оттепелей, экраны следует устанавливать перед весенним снеготаянием. Создавая внутриснежные микролиманы, пленочные экраны при правильном размещении по полю полностью задерживают внутриснежную влагу на полях. Главное их отличие, на наш взгляд, от лиманов задерживающих поверхностный сток в том, что подпор воды в снеге по нашим наблюдениям в дневные часы растет к водоразделу, в вечерний и ночные часы вместе с ослаблением интенсивности таяния она снова сползает к водозадерживающему устройству, т.е. полностью впитываясь в почву. В дни максимального снеготаяния подпор может достигнуть водораздела, рис 3.55. В обычных лиманах перед высокими земляными валами подпор стоит горизонтально и несколько дней во время наполнения и опорожнения лимана. В случае переполнения внутриснежных лиманов можно отогнуть верхний край пленки, уменьшить ее высоту, не допуская выхода воды на поверхность снежного покрова.

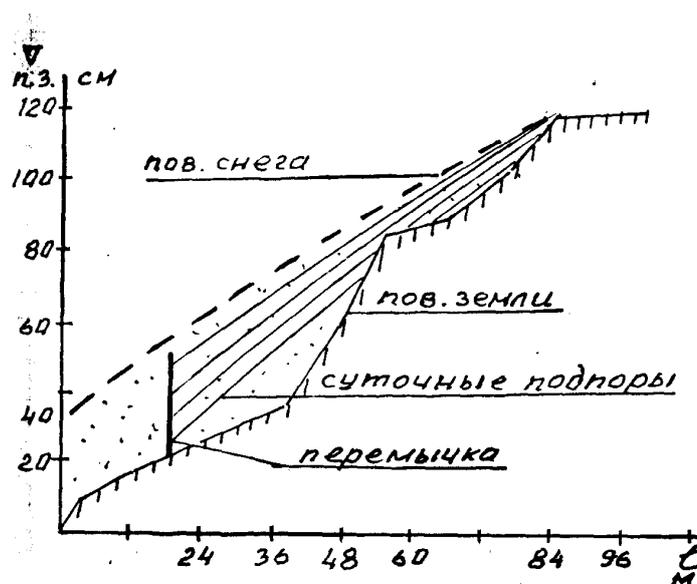


Рис. 3.55. Образование внутриснежного лимана в 1998 году.

Микролиманы целесообразно устраивать на склонах замкнутых понижений с большими водосборными площадями, чтобы уменьшить приток воды к понижению.

При устройстве пленочных экранов важно знать границу распространения подпора внутриснежной воды. Во время предпроектных изысканий проводятся наблюдения за уровнями воды в 3-4 скважинах, расположенных по линии наибольшего уклона местности. Пусть на момент пика паводка имеем пространственную депрессионную кривую уровней, характеризуемую параметрами: $Z_0^L = 11\text{ см}$, $Z_{cm}^L = 58\text{ см}$, $\mu Hc = 0,058^1/\text{м}$, $H - D + \mu_1 \cdot \chi B = 0,058^1/\text{м}$

Расчет пространственных депрессионных кривых ведется по тем же формулам, что и для временных кривых с заменой переменной «t» на «L»:

$$Z^L = \frac{Z_{cm}^L}{1 + \frac{Z_{cm}^L - Z_0^L}{Z_0^L} e^{-\mu_1 H c^L \cdot L}}$$

Распространение подпора определяем по формуле:

$$L = \frac{1}{H - D + \mu_1 \chi \cdot B} \ln \left(\frac{Z_{cm}^L - Z_0^L}{Z_0^L} \cdot \frac{n}{1-n} \right)$$

Зададим степень приближения Z^L и Z^L_{cm} ; $n = Z^L / Z^L_{cm} = 0,95$

$$L = \frac{1}{0,058} \ln \left(\frac{58-11}{58} \cdot \frac{0,95}{1-0,95} \right) = 7,58 \text{ м}$$

Следовательно, на расстоянии 7,58 м. от первого экрана следует установить второй экран вверх по склону и т.д.

Регулирование испарения воды из снега.

1. Полосное зачернение снега обычно применяют для обнажения почвы. Если слой мульчи из золы и перегноя будет толстым то он не прогревает, снеготаяние уменьшается да и испарение из снега замедляется. Целесообразно зачернение проводить не по полосам, а по водораздельным линиям замкнутых понижений и по примыкающим к ним участкам.

2. Испарение из снега с торчащей стерней как показали наблюдения идет интенсивнее, чем на полях без стерни. Этому способствует повышенная турбулентность воздушного потока, возникающая при обтекании срезанных стебельков зерновых культур. Вокруг каждого стебелька образуется пустота в снеге растущая в глубину и в диаметре. В результате поверхность снега по полоске стерни опускается ниже по сравнению с прилегающей вспаханной площадью. Накопление снега в стерне не на много превышает толщину снега на зяби. Да и это превышение сформировалось не за счет правильного перераспределения снега на водосборе.

Поэтому мероприятия по оставлению стерни следует исключить, как усиливающее бесполезную потерю воды на испарение из снега.

3. Для регулирования снеготаяния применяется полосное уплотнение снега. С увеличением плотности снега его водоудерживающая способность уменьшается.

С увеличением плотности глубина проникновения солнечного освещения и приток солнечного тепла в глубину уменьшается, ухудшается циркуляция воздуха, а значит и испарение из снега.

Это мероприятие сдерживает таяние и испарение из снега и может применяться в сочетании с рыхлением почвы.

3.9. Рекомендации к проведению промывных поливов

1. Создавая промывные режимы движения жидкости в почве, необходимо учитывать, что вниз по профилю почвы цезий может перемещаться в ионной, молекулярной и коллоидной формах, а в корни растений поступает только в ионной форме, поэтому режимы вегетационных поливов и промывных существенно отличаются.

2. Промывные нормы нужно вносить порциями по 1000 – 1500 м³/га с межполивными периодами 1-2 суток. Первый полив увлажняет почву до ППВ (НВ).

3. При наличии сильно загрязненных «цезиевых пятен» поливные нормы на пятнах надо увеличивать до 2000-2500 м³/га.

4. Время выдачи поливных норм при поливе дождеванием не должно превышать 1-1,5 часа.

5. В теплый период года наилучший результат достигается при поливах дождеванием малыми нормами без затопления.

6. Рыхление почвы перед промывкой и испарением в межполивной период повышает эффективность промывки в 1,5-2 раза.

7. Влажность разрыхляемой почвы должна быть такой, чтобы за почвообрабатывающим агрегатом не поднималась пыль. Осаждаясь, почвенные частицы сортируются и наверху оказываются мельчайшие фракции, обладающие наивысшей активностью и создающие повышенную дозу внешнего облучения людей.

8. Лучшим временем суток для поливов в летний период является середина дня, когда почва прогревается на солнце.

9. Лучшим временем сезона промывки являются поздне-осенний и зимне-весенний периоды.

10. В весенне-зимний период применимо орошение затоплением талыми водами путем создания микролиманов.

11. Главной задачей проведения мероприятий по организации поверхностного стока нужно считать ликвидацию застоя воды в замкнутых понижениях и заболачивания ложбин стока, в почвах которых, как правило, наблюдается повышенное содержание цезия. Необходимо сместить акцент на перераспределение весенней влаги по территории в соответствии с границами участков с разной градацией уровней радиации.

12. Целесообразно так организовать весенний сток, чтобы в замкнутых понижениях и искусственно созданных лиманах слой воды возникал только в период интенсивного дневного снеготаяния, а за вечерние часы вода успевала впитаться в почву. В ночные часы с отрицательными температурами поверхность почвы должна быть без слоя воды и подмерзать. При таком режиме достигается наибольший эффект вымыва.

13. Мероприятия должны быть направлены на регулирование внутриснежного стока, а не стока по открытой поверхности почвы, который уже в значительной степени концентрирован и влияет на промывку только ограниченной площади, примыкающей непосредственно к руслам ручьев:

- а) рыхление почвы;
- б) щелевание;
- в) лункование;
- г) прерывистое бороздование;
- д) дренирование снега;
- е) создание в снеге подпоров внутриснежных вод с помощью экранов;
- ж) устройство в снеге осушителей – распылителей;
- з) уплотнение снега при мощном снеговом покрове;
- и) снегозадержание.

Для проектирования мероприятий, перераспределяющих сток в пространстве на радиоактивно загрязненных территориях, созданы необходимые математические модели и методы расчета.

14. Эффективно использовать поздне-осенние и ранне - весенние заморозки почвы для промывных поливов сразу после замерзания почвы. В этом случае обеспечивается сравнительно высокое снижение удельной активности почвы.

15. На «цезиевых пятнах» нужно делать перемычки и в летний период для задержания и рассосредоточения поверхностного стока в период ливневых дождей.

16. Промывку следует проводить выборочно, учитывая большую пестроту радиоактивного загрязнения на полях, выделяя деланки соразмеримые по площади с размерами пятен загрязнения. Особенно загрязненные участки поливать дополнительными нормами.

17. Предварительное замачивание почвы до НВ на 1 сутки коротким разовым поливом увеличивает вымыв цезия за 0,5-1 сутки поливом затоплением в 2-3 раза.

18. Необходимо учитывать, что ни длительные поливы затоплением, ни увеличенный напор воды на поверхности почвы не создают условия для ускоренной промывки цезия.

19. Т.к. цезий и стронций содержатся в почве в ничтожных количествах по весу, влияние скорости фильтрации завуалировано. Активное живое сечение не является сплошным и радионуклиды могут вымываться отдельными струйками по мелкому пористому каналу с малой скоростью.

20. Сопротивление внешнему массообмену связано с гидродинамической обстановкой в капиллярах, от которой зависит толщина диффузионного пограничного слоя. С увеличением скорости движения и турбулизации потока толщина этого слоя уменьшается и сопротивление внешнему массообмену снижается.

21. Потери воды на инфильтрацию через крупные поры и трещины должны быть минимальными, промачивание должно охватывать и мелкие поры.

22. Интенсивность подачи промывной воды должна быть такой, чтобы предотвратить коагуляцию порового пространства заземленным газом и коллоидными частицами.

23. Газообмен между почвенным и атмосферным воздухом в процессе промывок по возможности не должен прекращаться.

24. Для организации промывных поливов на приусадебных участках можно использовать водопроводную воду централизованных систем водоснабжения и локальных систем с мелкотрубчатыми колодцами в качестве источников водоснабжения. Подача водопроводной воды дождеванием промывной нормой 2300 м³/га снижает удельную активность почвы до 200 Бк/кг.

25. Учитывая повсеместный дефицит воды на дачных и приусадебных участках жителей, рекомендуется осуществлять промывку земель водопроводной водой с помощью передвижных систем капельного орошения.

26. Использование водопроводной воды для промывных поливов в настоящее время только улучшит эксплуатацию водопроводов. Существующие системы сельского водоснабжения были рассчитаны на большее число жителей и насыщенные скотом животноводческие фермы. Сейчас повсюду в водопроводах возникает избыточное давление и, как следствие, частые порывы труб.

27. В случае кольматации поровых каналов почвы коллоидным гидратом окиси железа, содержащимся в водопроводной воде, на поверхность почвы следует внести соль NaCl нормой 100-200 г/м².

28. Наибольший эффект по выщелачиванию цезия достигается при использовании талой снеговой воды. Промывная норма 2500 м³/га, поданная дождеванием, обеспечивает снижение удельной активности почвы до 250 Бк/кг, в среднем 90 Бк/кг. Рекомендуется населению на дачных и приусадебных участках проводить снегозадержание, собирать снег в емкости, организовать сбор талой воды, стекающей с крыш домов и хозяйственных построек, строить небольшие пруды и водоемы - копани для накопления талых вод. Вымывая цезий, вода увлажняет почву, повышает урожайность растений, создается двойной эффект.

29. Поливы дождевой водой обеспечивают снижение удельной активности почвы при промывной норме 2300 м³/га до 120 Бк/кг, в среднем 50 Бк/кг. Поливы талой водой вызывают более существенное снижение содержания цезия в почве по сравнению с дождевой водой.

30. При низких значениях рН адсорбции почти нет, преобладает десорбция. В этом отношении снеговая вода, обычно характеризующаяся средним значением рН = 4,4 и дождевая с рН = 4,5, являются превосходным средством для промывных поливов.

31. В качестве промывной воды можно использовать воду прудов, каналов, рек и др. открытых водоемов. Несмотря на насыщение ее растворенными и взвешенными веществами, микроорганизмами, планктоном, эта вода обеспечивает снижение удельной активности почвы за один пятисуточный цикл с промывной нормой 2500 м³/га до 320 Бк/кг, в среднем 220 Бк/кг.

32. Полив дождеванием бытовыми городскими сточными водами снижают удельную активность почвы за один полив нормой 2300 м³/га на 150 Бк/кг.

33. Поливы дождеванием животноводческими стоками фермы КРС нормой 2800 м³/га позволяют снизить удельную активность в 20-ти сантиметровом слое почвы в среднем на 320 Бк/кг.

34. Внесение на поверхность почвы удобрений аммиачной селитры или хлористого калия из расчета 0,5 кг/м² снижает удельную активность по сравне-

нию с предыдущим поливом без удобрений в 2 раза, достигая 400 Бк/кг, в среднем 120 Бк/кг.

35. Внесение при капельном орошении в пахотный слой негашеной извести нормой 8 г/кг сухой почвы снижает удельную активность по сравнению с поливами без извести в несколько раз. Такой же эффект дает известковое молоко, приготовленное в соотношении 1:10.

36. Значительно интенсифицирует процесс вымыва цезия вода, обработанная ультразвуком, который способствует дезинтеграции, дезагрегации почв, увеличивает емкость поглощения почвы. Удельная активность снижается в среднем на 110 Бк/кг за 5-суточный цикл промывки поливом с затоплением поверхности.

37. Насыщение поливной воды воздухом с помощью компрессора позволяет снижать удельную активность почвы за один 5-суточный цикл до 200 Бк/кг, в среднем на 140 Бк/кг.

38. Внесение в легкосуглинистую почву навоза из расчета 10% от массы почвы и последующие 14 поливов небольшой промывной нормой 367 м³/га позволили снизить удельную активность с 2105 до 1969 Бк/кг. Для снижения удельной активности почвы на 1 Бк/кг требуется воды до 40 м³/га. Специально созданные в эксперименте, далеко не лучшие условия промывки, в некоторой степени снизили эффективность вымыва цезия, но это не может служить препятствием для рекомендации по внесению навоза в почву при промывке цезия, тем более, что на приусадебных и дачных участках население удобряет почву, в основном, навозом.

3.10 Вынос цезия – 137 с нагретой поверхности почвы в процессе термофореза

Почвы являются сложной дисперсной системой минеральных частиц и органических веществ в коллоидном состоянии. В истинно коллоидных дисперсиях размер частиц находится в интервале 2-100 нм (1 нм = 0,001 мкм).

Самая маленькая частица твердого вещества не может иметь размер меньше 0,001 мкм. Необходимо минимум 20-30 молекул /61/. Одна молекула ¹³⁷Cs имеет массу 22 · 10⁻²³ г. Самая минимальная частица цезия будет иметь массу порядка 10⁻²⁰ граммов.

Известно, что масса 11,5 мг ¹³⁷Cs имеет активность 1 Ки. Так что знание особенностей переноса мельчайших коллоидных частиц и молекул от поверхности почвы в окружающую среду может помочь частично выявить причины снижения радиационного фона с течением времени на загрязненных радиацией территориях.

В результате испарения влаги из почвы в летний период верхний слой пересыхает и перегревается в дневное время. Так как теплопроводность сухой почвы незначительна, передача тепла сверху вниз в глубину идет слабо. В верхних слоях почвы возникают высокие градиенты температур. Но именно в верхних слоях сосредоточено 90% цезия. Сублимация вещества, т.е. переход от твердого состояния сразу в газообразное требует притока тепловой энергии, ко-

торая расходуется на преодоление притяжения молекул друг к другу в твердом веществе.

Температура почвы начинает повышаться после восхода солнца (5 час), нарастает до полудня и затем снижается до 21 часа и более интенсивно в течение всей ночи.

В периоды охлаждения почвы может проявиться свойственное аэрозолям явление термофореза – удаление частиц аэрозоля от нагретой поверхности и перенос их к более холодным местам /64/. Восходящий воздушный поток поднимает частицы к облакам, где они седиментируют.

Основным дозообразующим радиоизотопом на территориях, загрязненных Чернобыльскими выбросами считают ^{137}Cs . Долгоживущий изотоп ^{90}Sr на территории Брянской области выпал в незначительных количествах.

Изучение выноса цезия с поверхности почвы проводилось в лабораторных условиях одновременно с тремя типами почв: торфянистой, супесчаной пылеватой, легкосуглинистой, удельной активностью соответственно 4534 Бк/кг, 6103 Бк/кг, 1635 Бк/кг. Навески каждого типа почвы по 200 гр высушивались, измельчались, просеивались через сито с отверстиями 1 мм и засыпались в отдельные кюветки с одинаковыми габаритными размерами: высота 4,5 см, диаметр по дну 10,3 см, по верху – 10,8 см. поверхность почвы выравнивалась, и навеска уплотнялась постукиванием дном кюветки о пачку газет 110 раз. Активность почвы определялась вместе с кюветкой на радиометре РУБ – 01П6 в измерительном контейнере «Маринелли».

Кюветка с суглинистой почвой устанавливалась на поверхность электрокалорифера с $t^0 = 50-60^0\text{C}$ и почва подогревалась снизу. Кюветка с торфянистой и супесчаной почвой устанавливалась под нагревательную часть электрокалорифера, которая возвышалась над поверхностью почвы на 14 см. Кюветки прикрывались сухими, чистыми марлевыми салфетками из стерильного бинта для улавливания радиоактивных частиц, вылетающих с восходящим потоком теплого воздуха. Подогрев продолжался 4,5 месяца, охлаждение – 5 суток. Затем с помощью тех же салфеток осторожно снималось напыление с внутренней верхней части кюветок, свободной от почвы. На радиометре определялась активность салфеток. Удельная активность салфетки, прикрывающей легкосуглинистую почву, подогреваемую снизу, получилась равной 134 Бк/кг, для торфянистой почвы, подогревавшейся с поверхности, – 119,6 Бк/кг, для супесчаной почвы, подогревавшейся также сверху – 208,5 Бк/кг. С поверхности легкосуглинистой почвы радионуклиды удалялись более интенсивно, чем с торфянистой, несмотря на то, что удельная активность торфа в 2,8 раза выше.

При подогреве супесчаной пылеватой почвы с поверхности получилась наибольшая интенсивность удаления радионуклидов в процессе термофореза. Возможно, это обусловлено наибольшей удельной активностью супесчаной почвы и большей летучестью пылеватых частиц данной почвы.

В эксперименте радиоактивные частицы свободно поднимались с нагретым воздухом без создания дополнительной воздушной тяги.

В следующем опыте специально сконструированный сосуд позволял создавать воздушную тягу.

Радиоактивная почва массой 300 г с первоначальной удельной активностью 2970 Бк/кг отбиралась на землях дачного садового товарищества в п. Людково на окраине г. Новозыбков. В момент отбора проб гамма – фон составлял 85 мкР/ч. Почва легкосуглинистая, пылеватая, с растительными остатками, темно-серого цвета.

Для подогрева почва слоем 2,3 см засыпалась в цилиндрическую пластмассовую кюветку диаметром 12 см, высотой 5,5 см. в стенке кюветки, на высоте 4 см от дна были просверлены 12 отверстий размером 4 x 7 мм, через равные промежутки по всей окружности для доступа холодного воздуха.

Кюветка наращивалась пластмассовой прозрачной трубой длиной 24 см, $d = 12$ см с зауженной частью по верху до 2,5 см для предотвращения вылета пылеватых частиц за пределы трубы с восходящим потоком теплого воздуха.

Для подогрева кюветку с почвой размещали на поверхности электрокалорифера. Период подогрева 1-6 суток сменялся периодом охлаждения 1-3 суток. После нескольких циклов термофореза, в зависимости от их продолжительности и методики сбора пыли на тяговой трубе, определялась активность запыленности. Общая продолжительность термофореза – 85 сут разделена на 27 циклов. Активность проверялась трижды:

1. После 5 циклов пыль собиралась на внутренних стенках трубы.
2. В течение 6-11 циклов во внутренней части трубы размещалась марлевая стерильная салфетка, на которой осаждалась пыль.
3. В течение 12-27 циклов для сбора пыли использовалась та же салфетка, что и в 6-11 цикле. Охлаждение осуществлялось в комнатных условиях. После каждого из трех периодов подогревов и охлаждений почву в кюветке проверяли на активность в измерительном контейнере «Маринелли» на радиометре РУБ – 01П6.

Трубу с внутренней стороны протирали после первого периода слегка увлажненной стерильной марлевой салфеткой. Высушенную запыленную салфетку проверяли на активность. Во 2 и 3 периодах для сбора пыли с внутренних стенок трубы использовалась та же марлевая салфетка, которая висела внутри трубы на протяжении всего периода.

За 5 циклов 1-го периода, продолжительностью 16 суток, удельная активность пыли, собранной на салфетку, составила 176,7 Бк/кг.

За 6 циклов 2-го периода, продолжительностью 37 суток, удельная активность пыли на салфетке получилась 188,9 Бк/кг.

За 16 циклов 3-го периода, продолжительностью 32 суток удельная активность пыли на салфетке оказалась равной 247,8 Бк/кг. Поскольку использовалась салфетка предыдущего периода, то прирост удельной активности 58,9 Бк/кг. Таким образом интенсивность термофореза с течением времени затухала.

Цезий – 137 сосредоточен главным образом в верхнем 0-10 см слое почвы, если почва не распахана. Образцы почвы в следующих опытах отбирались на дерновоподзолистых, пылеватых, песчаных почвах из верхнего 10 см слоя на территории населенного пункта Колодезский Новозыбковского района, попавшего в зону отселения после аварии на ЧАЭС. Исходная удельная активность

для первого опыта 6014 Бк/кг, для второго - 6402 Бк/кг. Она определялась на радиометре РУБ – 01 Пб с блоком детектирования БДКГ – 03П.

Размельченная до порошкообразного состояния почва насыпалась в цилиндрические сосуды с площадью термофореза 107,5 см². Толщина слоя почвы – 3,4 см, сухой вес 463,6 г. В первом опыте порошок почвы уплотнялся постукиванием о стол 110 раз. Во втором опыте после 110 кратного постукивания почва уплотнялась замачиванием 100 г дистиллированной воды и последующим высушиванием. Сосуды помещались под электрокалорифер, т.е. нагрев почвы осуществлялся сверху. Температура на поверхности почвы была 33-40⁰. Комнатная температура в первом опыте – 22 - 23⁰С, после отключения парового отопления – 13 – 14⁰С. Во втором опыте температура в комнате оставалась в пределах 18 – 20⁰С.

В первом опыте проведено 9 циклов термофореза продолжительностью каждого цикла 5 суток, во втором опыте – 8 циклов по 5-7 суток каждый. После каждого цикла почва охлаждалась до комнатной температуры и определялась ее удельная активность.

Результаты измерений приведены на графиках Рис.5.56 и Рис.3.57.

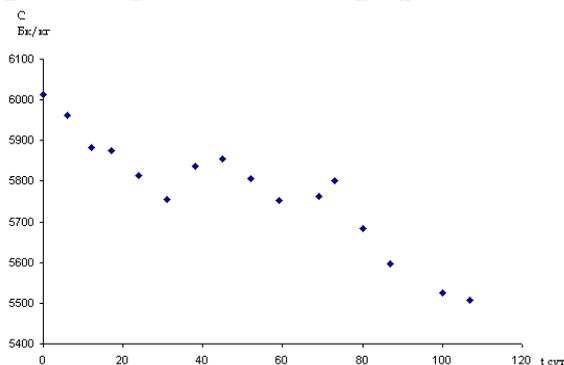


Рис. 3.56 Снижение удельной активности в процессе термофореза порошкообразной почвы.

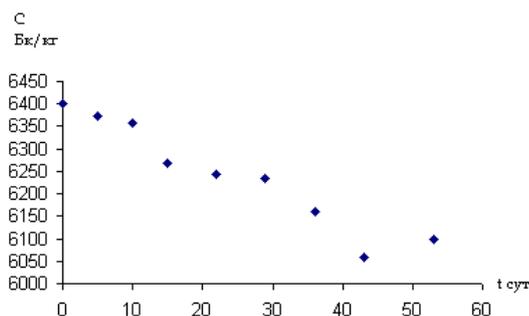


Рис. 3.57. Вынос цезия из почвы, уплотненной замачиванием водой, в процессе термофореза.

В первом опыте с порошкообразной почвой удельная активность за 60 суток снизилась с 6014 Бк/кг до 5763 Бк/кг т.е. на 251 Бк/кг во втором опыте за 58 суток - с 6402 Бк/кг до 6098 Бк/кг или на 304 Бк/кг. На более уплотненной почве термофорез шел интенсивнее.

Естественный распад цезия за 2-х месячный срок по нашим расчетам для начальной удельной активности 6000 Бк/кг составляет 22 Бк/кг.

Глава 4

Предотвращение загрязнения цезием водных объектов

4.1. Моделирование процесса выноса цезия – 137 с продуктами водной эрозии почв

Основной и первоначальной причиной возникновения водной эрозии, как известно, является сток воды. Процессы развития эрозии определяются взаимодействием движущейся воды, перемещаемых водой наносов и слагающих ложе потока грунтов. Первичное врезание в почву потока воды наступает тогда, когда скорость потока стекающей воды начинает превышать неразмывающую скорость потока для данных почв.

В результате во временных ручейковых руслах образуются «плесы» и «перекаты», отражающие процесс выравнивания транспортирующей способности потока по длине склона.

Процесс взаимодействия потока и русла в природной обстановке в значительной степени завуалирован. На интенсивность эрозии влияет множество других факторов, при изменении интенсивности снеготаяния и расходов воды в ручейках установившийся порядок насыщения наносами и разгрузки потока нарушается: участок аккумуляции может стать зоной размыва и наоборот.

Отразить все это математически затруднительно, поэтому уменьшим масштаб нашего рассмотрения процесса от участков «плесов» и «перекатов» до переработки всего склона.

Типичными поперечными профилями склонов, находящихся под переработкой современными процессами, в большинстве своем являются профили выпукло-вогнутой конфигурации. Полевые исследования показали, что на выпукло-вогнутом склоне можно выделить три зоны, различных по степени проявления эрозионного процесса. Верхняя часть склона, примыкающая к водоразделу - зона плоскостного смыва с пологими уклонами, плоской поверхностью без ложбин. Здесь скорости течения воды малы, имеется большое количество микроозер, где застаивается вода, усиленно поглощаясь почвой и испаряясь в атмосферу. Потоки здесь появляются и исчезают, блуждая между скоплениями снега и лужами воды. Продукты эрозии часто полностью отлагаются в конусах выноса и только после неоднократных перемещений в каждую весну, могут попасть в ручейковую сеть и дальше в потоки постоянной гидрографической сети.

Ниже по склону, на более крутых уклонах расположена зона образования временных ручейковых русел, запахищаемых после схода снежного покрова. Блуждание, слияние и разветвление ручейковых русел постепенно срезает поверхность почвы, вырабатывая вогнутый профиль. По мере дальнейшей выработки профиля на склоне образуются ложбины, которые уже трудно запахать во время сельскохозяйственной обработки почвы. Это третья зона - зона преобладания постоянных эрозионных промоин, глубиной от 20 см до 1 м и более. Третья зона соответствует вогнутой части профиля склона. В выработанных ложбинах, хотя и распаханых, мы наблюдали мощные потоки воды глубиной 60 см, шириной 3-4 м. Распашка ложбин вогнутого профиля только помогает дальнейшему углублению прилегающих к ним склонов, смещая рыхлый мате-

риал на дно ложбины, где он легко удаляется потоком. Прекращение распашки, развитие травяной растительности и некогда распахиваемая площадь превращается в постоянную гидрографическую сеть.

Общий характер развития происходит таким образом, что вторая зона разрастается за счет первой, вытесняя ее, а третья зона разрастается за счет второй. Выделение трех зон на склоне, конечно, условное, поскольку четкой границы между ними не существует. Поскольку весь ход процесса переработки выпуклых склонов направлен к формированию вогнутых склонов, можно сделать вывод об их наибольшей устойчивости в отношении эрозии.

Полевые наблюдения показывают, что положение указанных зон на склоне, их ширина и соотношение не являются устойчивыми, зависят от конфигурации склона и множества физико-географических факторов. В начале снеготаяния первые ручейки образуются у подножья пахотного склона на границе с балочной сетью. По мере развития процесса снеготаяния ручейки растут своими истоками, приближаясь к водоразделу. Первое время ручейковые русла проходят среди снега, по снегу или по ледяной корке. В дальнейшем прослойки снега на дне русел таят, и начинается эрозия, но истоки ручья в это время продолжают двигаться вверх по склону еще по снежным путям. Различия в скорости продвижения вверх истоков снежных и земляных русел выравнивается по мере уменьшения толщины снежного покрова.

Поскольку развитие ручейковых русел во время весеннего снеготаяния происходит регрессивно, то на выпуклых участках по мере роста ручейковой сети уклоны уменьшаются, а на вогнутых увеличиваются. Можно ожидать, поэтому, на выпуклых склонах более короткие пораженные эрозией участки склона по сравнению с вогнутыми. Но процесс выноса почвы на выпуклых участках интенсивнее, так как по направлению выноса уклоны растут, а на вогнутых участках уклоны уменьшаются. К зоне плоскостного смыва истоки ручейковых русел приближаются в последние дни схода снежного покрова. Определенные в результате геодезической съемки границы начала эрозии были нанесены на профили склонов, построенные по направлению движения воды. Оказалось, что истоки ручейков располагаются вблизи характерных точек профиля.

Если склон выпуклый (вогнутая часть задернована), то истоки ручьев находятся вблизи местоположения максимума стрелы прогиба на профиле. Если склон выпукло-вогнутый, то истоки ручейков распространяются до точки профиля, где происходит переход от вогнутого участка склона к выпуклому. При вогнутом склоне ручейковая сеть разрастается до короткого выпуклого приводораздельного участка, который всегда есть на вогнутом профиле.

Процесс нарастания слоя эрозии на водосборе «Р» в результате разрушения водой почвенного слоя «h» (субстрата) вместе с выпадением некоторого количества частиц обратно на дно русла представляется в виде схемы:



В качестве субстрата могут выступать и почва в ее первоначальном состоянии, и частицы почвы, подготовленные потоком к переходу в продукты

эрозии, т.е. размороженные, с ослабленными цементирующими связями, распатанные потоком и упавшие на дно продукты эрозии.

Схема процесса эрозии приведена на рис. 4.1.

В общем случае кривая, характеризующая слой продуктов эрозии на водосборе, является слегка изогнутой. Допускается, что ее можно считать прямой линией. Кривые продуктов эрозии, соответствующие разным моментам времени, бесконечно приближаются к оси О-О, как к своей асимптоте. Ось О-О характеризует максимальный слой эрозии на водосборе и от нее можно отсчитывать базис эрозии.

С некоторым уровнем достоверности можно принять, что кривые слоя эрозии пересекаются в точке «О», расположенной за пределами границы водосбора.

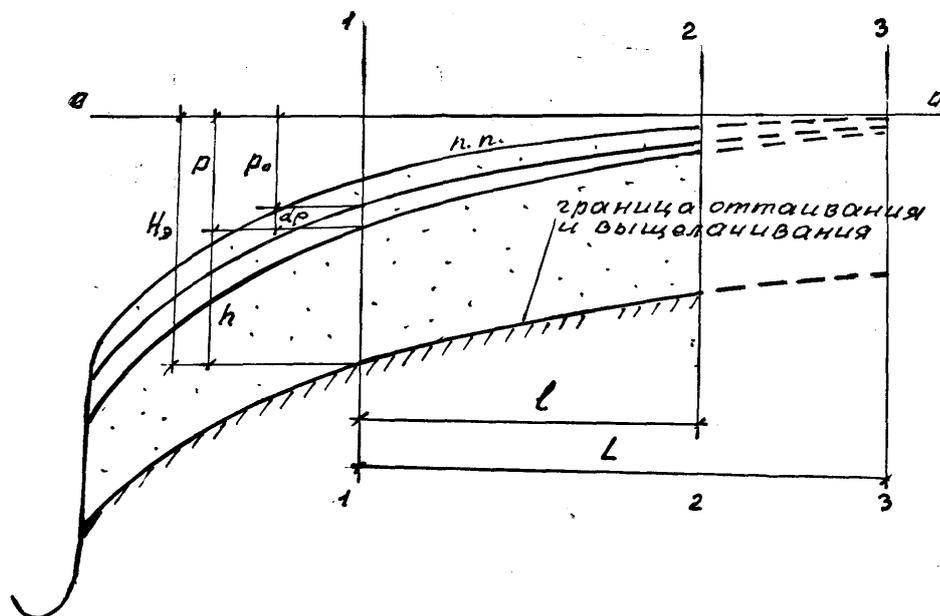


Рис. 4.1. Схема процесса водной эрозии

Запишем уравнение баланса продуктов эрозии в дифференциальной форме для сечения 1-1, совместив входное сечение с водоразделом.

$$\frac{\ell \cdot \varphi \cdot V \cdot dP}{dt} = \frac{K\phi \cdot P \cdot h \cdot V \cdot \rho_0}{L}, \quad (4.1)$$

где ℓ – длина склона от сечения 1-1 до истоков ручейковых русел;

L – расстояние от сечения 1-1 до точки пересечения «О» кривых, характеризующих слой эрозии в разные моменты времени;

V – средняя ширина водосбора;

$K\phi$ – коэффициент фильтрации оттаявшего и выщелоченного слоя почвы толщиной « h »;

$\frac{P}{L}$ – градиент напора стекающей воды внутри оттаявшей почвы;

ρ_0 – объемная концентрация подготовленных к сносу продуктов эрозии;

$\varphi = \frac{2L - \ell}{2L}$ – коэффициент, характеризующий линейную форму «кривых» слоев эрозии в пространстве.

В рассмотренной схеме принято допущение, что снос продуктов эрозии турбулентным потоком воды является быстрой стадией, и скорость процесса лимитируется подготовкой (размораживанием и выщелачиванием) почвы, осуществляемой ламинарным внутрипочвенным стоком воды – медленной стадией процесса.

После преобразования уравнение (4.1) принимает вид:

$$\frac{dP}{dt} = \mu_1 (Hэ - P)P, \quad (4.2)$$

где $\mu_1 = \frac{K\phi \cdot \rho_0}{L \cdot \ell \cdot \varphi},$

$$Hэ - P = h$$

Как показывают ранее проведенные исследования разных природных явлений, сопротивление, торможение процессам оказывают продукты этих процессов, причем скорость торможения процесса прямо пропорциональна квадрату количества продукта. Для процесса эрозии торможением является выпадение наносов из потока на дно.

$$\frac{dP}{dt} = \mu_1 (Hэ - P)P - \mu_2 P^2 \quad (4.3)$$

$\mu_2 P^2$ - характеризует скорость выпадения наносов в осадок.

Эрозия почв на склонах в полевых условиях определяется измерением объемов ручейковых русел, образовавшихся на склоне после прохождения ливней или весеннего снеготаяния. Поэтому удобно в уравнении (4.3) перейти от слоя эрозии «P» к объему эрозии «Z», умножив P на постоянные коэффициенты:

$$Z = P \cdot \ell \cdot \varphi \cdot B$$

и от слоя $h = Hэ - P$, к объему $W - Z$:

$$\frac{dZ}{dt} = \mu_1 (W - Z)Z - \mu_2 Z^2 \quad (4.4)$$

Перейдя от временной координаты «t» к пространственной «ℓ» получим:

$$\frac{dZ}{d\ell} = \mu_1 (W - Z)Z - \mu_2 Z^2 \quad (4.5)$$

Из условия равновесия $\frac{dZ}{d\ell} = 0$ можно найти соотношение между равновесным объемом эрозии Z_∞ и объемом $W - Z_\infty$ возможной эрозии на водосборе:

$$Z_\infty = \frac{\mu_1}{\mu_2} (W - Z_\infty)$$

С учетом этого выражения уравнение (4.5) можно представить в виде

$$\frac{dZ}{d\ell} = \frac{\mu_1 W}{Z_\infty} (Z_\infty - Z)Z \quad (4.6)$$

Интегрируя уравнение (4.6) при начальных значениях $\ell=0$, $Z = Z_0$, получаем:

$$Z = \frac{Z_\infty}{1 + \frac{Z_\infty - Z_0}{Z_0} e^{-\mu_1 W \ell}} \quad (4.7)$$

Правила нахождения параметров Z_∞ , Z_0 , $\mu_1 W$, изложены в работе [41].

Если по ординате графика откладывать $\psi = \frac{Z_{\ell+\Delta\ell} - Z_\ell}{Z_{\ell+\Delta\ell}}$, а по абсциссе Z_ℓ , то прямая отсечет на оси ординат отрезок, равный $1 - e^{-\mu_1 W \Delta\ell}$, а на оси абсцисс отрезок, равный Z_∞ . Зная длину отрезка $\Delta\ell$, можно найти $\mu_1 W$:

$$\mu_1 W = -\ln \frac{(1 - \psi_M)}{\Delta\ell},$$

где ψ_M - длина отрезка, отсекаемого на оси ординат.

Для нахождения Z_0 нужно задаться сначала значением Z_0 близким к нулю, а затем, постепенно увеличивая его, методом последовательных приближений, добиться на графике линейной зависимости $\psi = \frac{Z_{\ell+\Delta\ell} - Z_\ell}{Z_{\ell+\Delta\ell}}$ от Z_ℓ . Это значение Z_0

и используется в расчетах по уравнению (4.7).

Модель (4.5) проверена на обширных полевых экспериментальных материалах по измерению ручейковой эрозии, теодолитной съемке ручейковых русел и дала хорошие результаты.

В качестве примера на графике (рис.4.2) приведены полевые экспериментальные данные и результаты расчетов эрозии от талых вод на склоне, распаханном вдоль уклона у п. Новые Бобовичи Новозыбковского района Брянской области. Почвы водосбора – легкий суглинок. Измерения проводились в апреле 2008 г после снеготаяния.

На основе экспериментальных данных определены следующие параметры уравнения $Z_0=0,13 \text{ м}^3$, $Z_\infty=3,8 \text{ м}^3$, $\mu_1 W=0,0503 \text{ 1/м}$.

Величина Z_0 характеризует эрозию плоскостного смыва на участке водосбора от истоков ручейковых русел до водораздела.

На графике экспериментальные данные обозначены крестиками, рассчитанные по уравнению (4.7) - ромбиками.

Поскольку запасы цезия в продуктах эрозии определяются умножением удельной активности в Бк/кг (сухой почвы) на плотность сухой почвы и на ее объем, можно перейти от уравнения (4.5), выражающего изменение объема эрозии почвы вниз по длине ручейковых русел на водосборе, к уравнению,

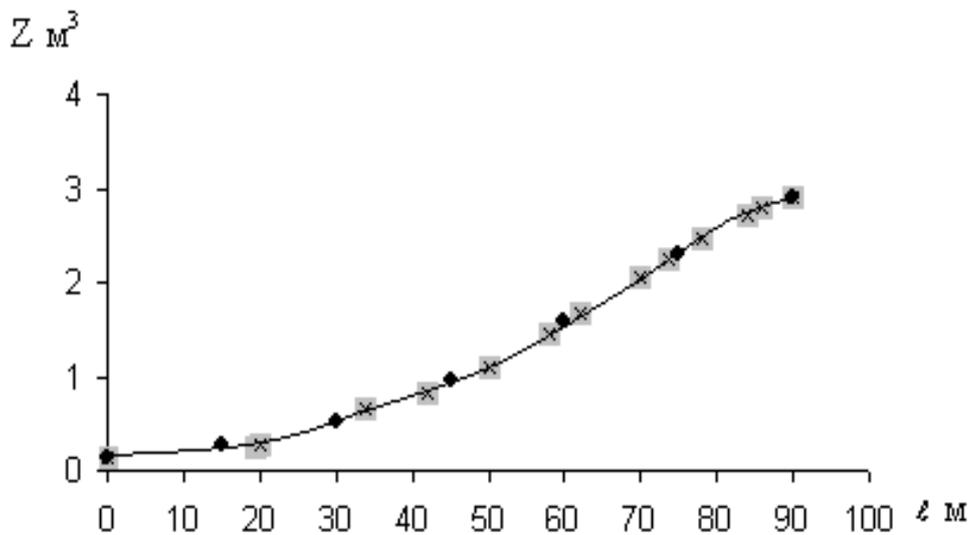


Рис. 4.2. Нарастание эрозии почв вниз по склону.

описывающему изменение активности радионуклидов в продуктах эрозии ручейковых русел. Удельная радиоактивность сухой почвы должна при этом равномерно снижаться.

$$\frac{dC}{d\ell} = \gamma_1(C_3 - C) \cdot C - \gamma_2 C^2, \quad (4.8)$$

где $\gamma_1(C_3 - C) \cdot C$ - характеризует интенсивность снижения активности радионуклида цезия за счет выноса продуктов эрозии ручейковыми потоками воды;

$\gamma_2 C^2$ - характеризует скорость обратного возрастания радиоактивности вместе с выпадающими в осадок наносами.

Из условия равновесия $\frac{dC}{d\ell} = 0$, обозначив равновесную активность цезия через C_∞ , найдем коэффициент γ_2 :

$$\gamma_2 = \frac{\gamma_1(C_3 - C_\infty)}{C_\infty} \quad (4.9)$$

С учетом выражения для γ_2 запишем уравнение баланса:

$$\frac{dC}{d\ell} = \frac{\gamma_1 C_3}{C_\infty} (C_\infty - C) \cdot C \quad (4.10)$$

Интегрируя уравнение (4.10) при начальных значениях $\ell = 0$, $C = C_0$, получаем:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\gamma_1 C_3 \ell}} \quad (4.11)$$

Для определения параметров уравнения (4.11) используем ту же методику, как и для нахождения параметров уравнения (4.7), описывающего изменение

объема эрозии почвы по длине склона. Получаем $C_0=0,27$ МБк, $C_\infty=7$ МБк, $\gamma_1 C_0 = 0,0517$ $1/м$.

Экспериментальные данные (крестики) и рассчитанные по уравнению (4.11) значения (ромбики) нанесены на график (рис.4.3).

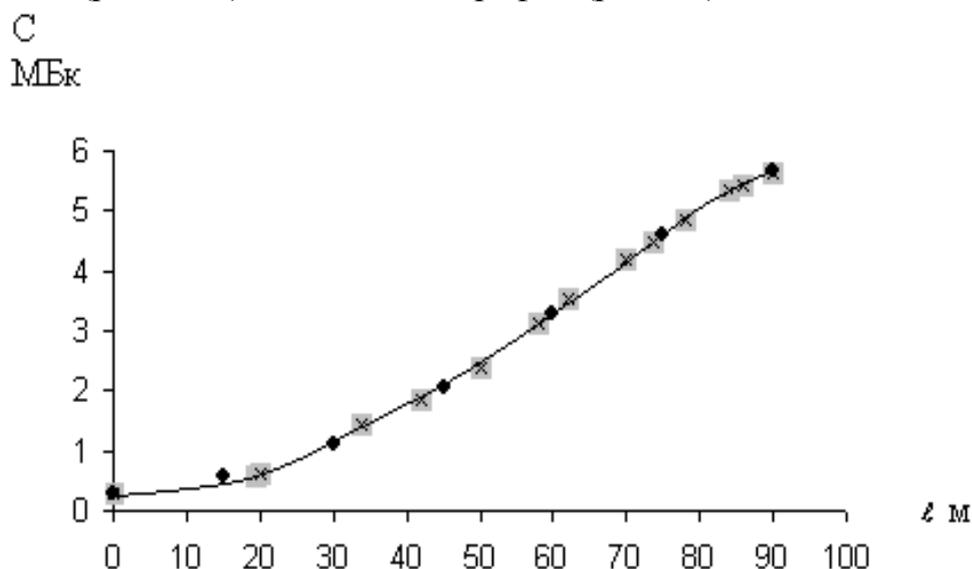


Рис. 4.3. Вынос цезия с продуктами эрозии почв вниз по склону.

Согласие результатов расчета и экспериментальных данных дает все основания для практического использования математической модели.

Расчеты на основании модели изменения интенсивности снижения активности цезия – 137 за счет водной эрозии почв можно использовать при прогнозировании для типичных по интенсивности снеготаяния лет и проектирования мероприятий по реабилитации радиоактивно загрязненных земель на распаханых склонах.

4.2. Борьба с эрозией почв как средство очищения воды водоемов от радионуклидов

Миграция радионуклидов в водоемах происходит в результате поглощения гидробионтами и дальнейшему переносу в донные отложения; сорбции на взвешенных минеральных веществах и оседании на дно; сорбции непосредственно донными отложениями. При определенных условиях переход радионуклидов из воды в донные отложения является обратимым, особенно это касается подвижных радионуклидов ^{90}Sr . В первые годы преобладают процессы сорбции радионуклидов на взвесах с последующим их оседанием на дно водоема и сорбции на границе воды и донных отложений.

Самоочищение воды снизило содержание ^{90}Sr за один год в 2, 4 раза, а ^{137}Cs – в 5,6 раза (без учета радиоактивного распада). Периоды полуснижения содержания радионуклидов в воде составили: для ^{90}Sr 3-5 лет и 8-12 лет для ^{137}Cs [191].

Наибольшие дозовые нагрузки на водные организмы дают радионуклиды верхних слоев донных отложений 0-10 см. Если этот слой не будет пополняться

продуктами водной эрозии с радиоактивно загрязненного водосбора, то вследствие образования нового слоя бентоса и миграции радионуклидов в более глубокие слои донных отложений происходит постепенное снижение содержания стронция и цезия в верхних слоях. Борьба с эрозией почв на радиоактивно загрязненных водосборах – это один из путей очищения воды водоемов от радиоактивного воздействия со стороны донных отложений.

Борьбу с эрозией почв целесообразно вести регулированием внутриснежного стока, о чем писалось выше.

4.3. Диффузия цезия – 137 в капиллярах ила и почвы

Диффузионным процессам при перемещении радионуклидов по вертикальному профилю почв отводится значительная роль. Диффузионным путем могут переноситься радионуклиды в водорастворимой и обменной форме, а вместе с коллоидными частицами – и не обменные, и прочно фиксированные формы радионуклидов [12].

Молекулярная диффузия может проявляться как самостоятельный процесс в весенние и осенние периоды, когда почва насыщена влагой, а испарение и инфильтрация и, следовательно, конвективный перенос выражены слабо.

Изучение скорости диффузии радионуклидов в почвенных капиллярах, заполненных водой, проводилось в лабораторных условиях.

В сосуд емкостью 2,5 л, диаметром 10 см, высотой 29,7 см помещали три слоя ила с удельной радиоактивностью С:

верхний слой $C=154$ Бк/кг – масса 200г

средний слой $C=3268$ Бк/кг – 1132 г

нижний слой $C=287$ Бк/кг – 850 г.

Ил для опыта отбирался в пруду д. Карпиловка Злынковского района Брянской области. Ил в сосуде залили дистиллированной водой, слоем 8 см и при испарении регулярно доливали.

Перед засыпкой илистый грунт высушен, измельчен, просеян через сито с отверстиями, $d=1$ мм. Слои отделялись друг от друга стеклохолстом. В среднем слое выделили 4 подслоя, в нижнем – 3, разделив их пластмассовой сеткой с ячейками 2x2 мм. Такая засыпка позволяла более четко разграничить изменение активности по высоте сосуда, после каждого цикла выстаивания. Продолжительности циклов: 1 – 104 суток, 2 – 101 суток, 3 – 137 суток, 4 – 30 суток, 5 – 30 суток, 6 – 114 суток. Температура фиксировалась комнатная – 20-23⁰С.

Воду в конце циклов сливали через отверстия $d=2$ мм, просверленные в стенке сосуда. После слива воды ил верхнего слоя оказывался сильно разжиженным, а нижний слой наоборот, очень уплотненным.

Перераспределение цезия в слоях ила в процессе диффузии во времени показано на рис.4.4, а по высоте сосуда – на рис.4.5. За 516 суток из среднего слоя наиболее радиоактивного ила ушло от 709 до 1159 Бк/кг. В верхний слой ила и далее в толщу воды диффундировала большая часть цезия. В дальнейшем конкуренция между броуновским движением и седиментацией, как показали

опыты, приводит к тому, что при установлении динамического равновесия концентрация радиоактивных частиц уменьшается по глубине воды снизу вверх.

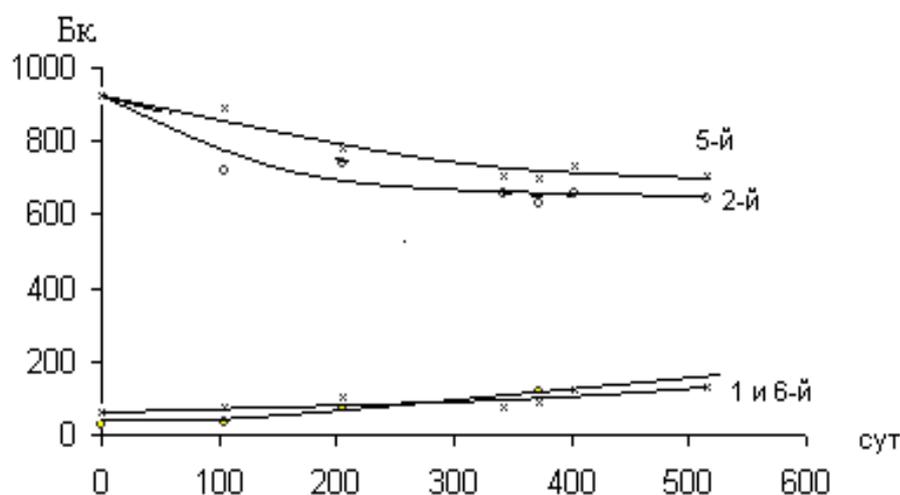


Рис. 4.4. Перераспределение цезия в слоях ила во времени в процессе диффузии: 1 - верхний и 6 - нижний – менее радиоактивные слои, 2 и 5 – более радиоактивные слои.

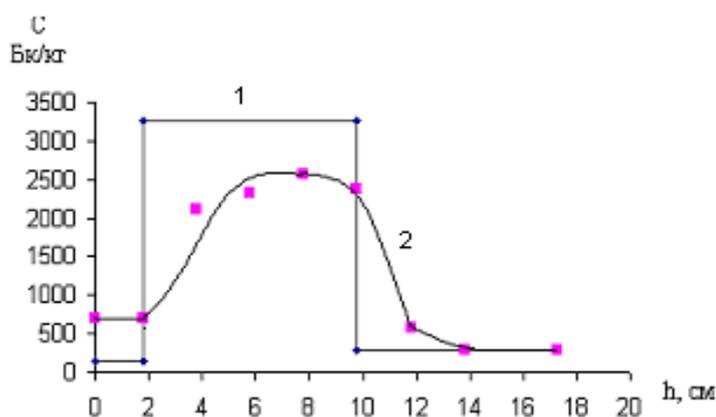


Рис. 4.5. Перераспределение радионуклида цезия – 137 в процессе диффузии в толще ила: 1 – в начале опыта; 2 – через 516 суток.

Во втором опыте проверялась на диффузию пылеватая, дерново-подзолистая супесчаная почва, отобранная в н.п. Колодезский Новозыбковского района Брянской области с исходной удельной активностью 2320-2724 Бк/кг. На дно сосуда емкостью 2,5 л, диаметром 10см укладывался пылеватый карьерный песок толщиной 7,5 см, весом 1000 г, удельной радиоактивностью 30,9 Бк/кг. Средний слой 9 см, весом 924 г формировался почвой, а верхний слой 2 см, весом 300 г снова карьерным песком с той же удельной радиоактивностью 30,9 Бк/кг.

Условия проведения второго опыта аналогичны первому. Продолжительности циклов: 1– 100 суток, 2 – 134 суток, 3- 115 суток, 4 – 30 суток. После каждого цикла почва и песок высушивались, измельчались, просеивались через сито и определялась удельная радиоактивность по слоям.

За 379 суток из среднего наиболее радиоактивного слоя диффундировано от 673 до 1064 Бк/кг.

Преобладает диффузия в верхний слой песка и далее в толщу воды.

В опытах, чтобы отразить реальные условия были созданы градиенты концентрации цезия между средним слоем ила и почвы и верхними и нижними слоями ила и песка. В прудах отложения ила, сформированные продуктами эрозии почв в первые годы после Чернобыльской аварии покрывались затем менее радиоактивными продуктами эрозии последующих лет. На нераспаханных водосборах пик концентрации радионуклидов сместился вниз на 0,5-1 см так, что сверху тоже оказался менее радиоактивный грунт. Коэффициенты диффузии ^{137}Cs определялись по уравнению Фика:

$$\begin{aligned} \text{для ила } D_{\text{вверх}} &= 5,56 \cdot 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с} \\ D_{\text{вниз}} &= 6,4 \cdot 10^{-12} \text{ м}^2/\text{с} \end{aligned}$$

для диффузии цезия из почвы в песок

$$\begin{aligned} D_{\text{вверх}} &= 6,43 \cdot 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с} \\ D_{\text{вниз}} &= 1,45 \cdot 10^{-12} \text{ м}^2/\text{с} \end{aligned}$$

Существенных различий в коэффициентах диффузии для ила и супесчаной почвы, таким образом, не наблюдается. Донные отложения пруда в д. Карпиловка сформированы также продуктами эрозии супесчаной почвы водосбора.

Величины коэффициентов диффузии соответствуют значениям коэффициентов для коллоидных частиц в воде [61].

Изучение распределения цезия – 137 по вертикальному профилю легко суглинистой почвы в результате диффузии проводилось в таком же сосуде, как и для ила $d = 10\text{см}$ при постоянном затоплении слоем воды 7-8 см в лабораторных условиях. Почва в сосуде засыпалась в виде 6 -ти слоев, толщиной 3,1 см каждый. Исследуемая проба почвы общей массой 1867 г с первоначальной средней по слоям удельной активностью 3991 Бк/кг отбиралась из верхнего 10 см пахотного слоя на землях СХПК «Решительный», п. Новые Бобовичи Новозыбковского района. Затопление почвы производилось дистиллированной водой комнатной температуры. Для создания слоя воды над поверхностью почвы 7-8 см заливалось 1,35 л воды и, по мере испарения, вода доливалась 1 раз в неделю. Опыт длился 168 суток. За это время испарилось, и было добавлено 2 л воды.

При отсутствии дренирования воды из затопленной почвы произошло снижение активности за счет диффузии во всех 6 слоях исследуемой пробы почвы: в 1-ом, считая от поверхности, - на 43,7, во 2-ом – на 54,6, в 3-ем – на 91,8, в 4-ом – на 181,2, в 5-ом – на 9,3, в 6-ом – на 4,5 Бк. При извлечении почвы зафиксирована текучая консистенция верхних слоев и очень плотная – нижних.

Чувствительность радиометра позволила определить объемную активность только в нижнем, расположенном на поверхности почвы, слое воды толщиной 1,5 см. Ее значение – 11 Бк/л.

Коэффициент диффузии из почвы в воду составил $8,92 \cdot 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}$.

Специально поставленные опыты по изучению миграции цезия в стоячей воде позволили установить, что цезий испаряется с открытой поверхности воды с интенсивностью при комнатной температуре 0,23 Бк/л в сутки, при испарении с подогревом – 1,15 Бк/л в сутки.

Радиоактивность воды снижается также за счет осаждения радионуклидов на дно и стенки сосуда. За 131 час осаждения цезия объемная активность предварительно очищенной через фильтр воды снизилась с 19,45 до 12,89 Бк/л, интенсивность осаждения составила 1,2 Бк/л в сутки.

Выводы

1. Снижение радиоактивности за счет диффузии можно не считать определяющим фактором в перераспределении радионуклидов в почве, т.к. оно во много раз меньше по сравнению с конвективным переносом движущейся в капиллярах водой.
2. Формирование максимальной удельной активности цезия в верхних слоях донных отложений в настоящее время объясняется не процессами диффузии, а происходит за счет перераспределения фракций взвешенных наносов при их осаждении и уплотнении.
3. Величины коэффициентов диффузии, полученные в опытах, свидетельствуют о преобладании процесса диффузии коллоидных частиц, а не молекул и ионов.
4. Диффундируемый из почвы в воду цезий не накапливается в ней: частично испаряется с водой, частично осаждается на стенках сосуда (на подводных стеблях растений). Тем самым поддерживается высокий градиент концентрации цезия между почвой и водой.
5. Факты повышенной плотности в нижних слоях илистых отложений с коэффициентами диффузии на порядок меньшими, чем в верхних слоях, позволяют сделать заключение о незначительном загрязнении подрусловых вод со стороны радиоактивно-загрязненных отложений прудов.

4.4. Способ реабилитации радиоактивно загрязненных водосборов прудов

Водохозяйственные организации западных областей страны почти сразу же после Чернобыльской аварии начали работу по ликвидации ее последствий. Инженерные мероприятия включали строительство дамб, отстойников – ловушек, буровых скважин и водопроводов, оборудование шандорами и затворами мелиоративных каналов. Однако материальных средств и денежных ресурсов было недостаточно. В дальнейшем средства направлялись на осуществление мероприятий по отселению жителей из некоторых населенных пунктов, на реа-

билитацию территорий и улучшение социального положения людей, живущих на радиоактивно загрязненных территориях, на охрану здоровья. Работ на водных объектах не предусматривалось.

Загрязненность воды на наблюдаемых водных объектах уже в 1987 году не превышала допустимых норм (1×10^{-8} – 1×10^{-9} Ки/л), но сохранялась повышенная радиоактивность илов по сравнению с загрязненностью воды в среднем в 10 – 50 раз и более.

На территории области расположено более 600 прудов и водохранилищ, в основном, на малых реках и ручьях. На протяжении последних лет на содержание сооружений на прудах практически не вкладываются средства, а в ремонте нуждаются почти все.

Предлагается использовать пруды частично заиленные радиоактивным илом для реабилитации водосборных площадей этих прудов. Исследованиями кафедры природообустройства и водопользования установлено, что за годы прошедшие после Чернобыльской катастрофы радиоактивность у подножья склонов длиной 50-100 м снизилась по сравнению с водоразделом в 1,5 раза за счет поверхностного стока. На распаханых водосборах меньше, на залуженных больше. Но в целом на залуженных водосборах радиация в 1,5 раза выше чем на распаханых. За счет распашки вдоль склона, проведения мероприятий по концентрации стока, замены многолетних трав пропашными культурами можно интенсифицировать эрозию на водосборе с целью дальнейшего очищения почв от радионуклидов и наращивания слоя ила в прудах. На завершающем этапе оставшиеся на водосборе загрязненные участки очищаются с помощью землеройной техники: бульдозеров, скреперов, планировщиков с перемещением грунта в пруд. Радиоактивно загрязненный ил и грунт покрываются сверху слоем чистого грунта и растительным слоем доводя поверхность до уровня НПУ пруда. В дальнейшем на засыпанном пруду проводятся рекультивационные мероприятия с целью использования его для с/х нужд.

Большинство существующих прудов области оборудовано шахтными водосбросами и донными водовыпусками и можно перед засыпкой пруд опорожнить, хотя это и не является существенной преградой. Можно засыпать пруд постепенно вытесняя воду от берегов к водосбросному сооружению.

На водосборной площади пруда потом можно будет снова провести противозерозионные мероприятия и восстановить с/х производство.

Для реабилитационных мероприятий можно использовать не только водосборы существующих прудов, но и вновь создаваемых для этих целей.

4.5. Особенности осаждения радионуклидов в отстойниках

Кафедрой природообустройства и водопользования проведены экспериментальные исследования по осаждению цезия – 137, адсорбированного на почвенных частицах. Эксперименты показали высокую эффективность очистки воды за счет осаждения наносов, а вместе с ними адсорбированного цезия – 137. В верхнем слое ила формируется наивысшая удельная активность, поэтому велика опасность повторного загрязнения воды при ветровом воздействии.

При использовании водоемов сельскохозяйственного назначения без ограничений в водопользовании доминирующая доза формируется за счет внутреннего облучения. Внешнее облучение за счет пребывания людей на берегах, на пляжах, купания в воде, катания на лодках, нахождения на затапливаемых поймах и др. существенно меньше внутреннего облучения. Считается, что критическим видом водопользования является потребление рыбы, а на втором месте стоит использование воды водоемов для орошаемого земледелия.

При коэффициенте накопления ^{137}Cs в рыбе 2000 (по отношению к воде), допустимое содержание ^{137}Cs в воде рыбохозяйственных водоемах характеризуется величиной 11 Бк/л. Попадая в водоем, загрязненная вода при снижении скорости течения очищается за счет выпадения на дно взвешенных частиц наносов и ионообменных форм цезия. Донные отложения депонируют ^{137}Cs и являются источником вторичного загрязнения воды и всей экосистемы водоема.

Коэффициент накопления ^{137}Cs донных отложений по отношению к воде водоема составляет $30000 \frac{\text{Бк}}{\text{кг}} / \frac{\text{Бк}}{\text{л}}$ [68]. Особенно важно учитывать степень загрязнения донных отложений при рассмотрении вопроса о снятии водоема с эксплуатации.

Переход радиоактивного заражения из донных отложений в воду осуществляется за счет диффузирования, за счет взмучивания при ветроволновом воздействии и ускорении течения воды при увеличении расходов во время паводков. При повышении турбулентности взмучиванию подвержен верхний слой донных отложений, но именно в верхнем 5-10см слое ила, как показывают полевые обследования, содержится основная концентрация (плотность) радиоактивного загрязнения цезием – 137.

По подсчетам Казакова С.В. допустимый уровень активности ^{137}Cs в воде при использовании водоема для рыбозаведения характеризуется 0,031 Бк/л, а критическим вариантом использования является водопользование без ограничений (питьевое водоснабжение, рыбозаведение, орошаемое земледелие, использование затапливаемых земель) – 0,015 Бк/л [68].

Содержание цезия в донных отложениях ограничивается 46 Бк/кг, а при использовании донных отложений в качестве удобрений – 4 Бк/кг.

Из сказанного видно насколько актуальны исследования процессов загрязнения и очищения водоемов на радиоактивно загрязненных территориях.

В 2005-2007гг кафедрой природообустройства и водопользования проведены полевые исследования на магистральном канале осушительной системы возле населенного пункта Колодезский Новозыбковского р-на Брянской области. После Чернобыльской аварии населенный пункт попал в зону отселения. Удельная радиоактивность почв на водосборе магистрального канала достигает 15000 Бк/кг. Канал на всем протяжении зарос камышом, рогозом, осокой. В 2005г осенью отбирались пробы воды по длине канала и в водоприемнике. Объемная активность воды росла, колеблясь по длине канала от 3 Бк/л до 7 Бк/л. В момент отбора наблюдалось слабое течение воды в канале. В 2006г, в сентябре зафиксированы такие же значения удельной активности воды при сла-

бо выраженном течении воды в канале. В 2007г, в начале июня течение воды не наблюдалось и в стоячей воде не обнаружена активность цезия – 137 по всей длине канала и в отстойнике.

Содержание ^{137}Cs в иловых отложениях каналов осушительной системы по материалам обследования 2005г следующее: наибольшие концентрации радиоактивного загрязнения в нагорно-ловчем канале - 2811,3 Бк/кг, в отстойнике 2050 Бк/кг, в проводящих каналах различных порядков – 1050; 359,5; 201,5; 124,8; 52,7 Бк/кг.

Изучение скорости осаждения взвешенных частиц и распределения удельной активности мутной воды по глубине в зависимости от времени отстаивания проводилось в лабораторных условиях.

В сосуд №1 емкостью 2,5л помещали 600г радиоактивной почвы (11295 Бк/кг) и 2100г дистиллированной воды. Один раз в сутки по 3 мин на протяжении 3 суток грунт встряхивали и давали отстояться в течении 1, 2, 3, 4, 10, 24 час. После отстаивания воду сливали по 4-м слоям: 2,8; 6; 6; 5 см и определяли ее объемную активность. В результате отстаивания радиоактивность воды увеличивается с глубиной (рис4.6а) не зависимо от времени отстаивания, однако, постепенно от цикла к циклу удельная концентрация загрязнения по глубине выравнивается.

В опытах без отстаивания (точнее, отстаивание происходило только во время слива), наоборот, объемная концентрация в верхнем слое была наибольшей и уменьшалась с глубиной (рис.4.6.б).

Сливаемую по циклам и слоям воду испаряли, определяли взвешиванием массу осадка и подсчитывали мутность. Зависимость объемной активности воды от ее мутности имеет четко выраженную прямопропорциональную зависимость.

В сосуд №2 емкостью 2л помещали почву с той же радиоактивностью 11295 Бк/кг массой 500г и 1500г дождевой воды. Меньшее количество воды позволяло создавать при помешивании более высокую мутность. Верхний слой 2,5 см сливали мгновенно, черпаком. Оставшуюся воду отстаивали в течении суток. Слитую воду высушивали и определяли ее мутность. Объемная активность воды верхнего слоя, слитого мгновенно без отстаивания, растет от цикла к циклу.

Растет и объемная активность второго сверху слоя (3,5 см) после 1 суток отстаивания, а в нижнем слое 4 см, рост наблюдается только до 6 цикла, затем объемная активность снижается.

Зависимость объемной активности воды от ее мутности также прямо пропорциональна, как и в опыте с сосудом №1.

В сосуд №3 емкостью 2,5л помещали 600г почвы с той же, как и раньше, радиоактивностью и 2100г дождевой воды. Проведено 5 циклов взмучивания и отстаивания. 1 и 5 циклы – взмучивание в течении 3 суток по 3 мин каждое и сразу слив без отстаивания. В четвертом цикле взмучивание длилось 15 мин в течении 3 суток, слив так же без отстаивания. Во 2-ом цикле взмучивание длилось 3мин в каждые из 3-х суток и затем 1 час отстаивания. В 3-м цикле взмучивали так же как и во 2-ом, но отстаивание длилось 2 часа. Всю сливаемую

воду высушивали и определяли мутность. Вместо слитой воды добавляли столько же исходной дождевой воды. На рис.4.6.в объемная активность воды так же пропорциональна ее мутности и от цикла к циклу прямая на графике становится круче.

Зависимость объемной активности мутной воды от глубины воды для случая без отстаивания аналогична рис. 4.6.б. Время слива из верхнего слоя толщиной 3 см-6мин, из 2 и 3 – го толщиной 6 см -11 мин, из нижнего слоя 5 см – 8 мин. Объемная активность слоев мутной воды в первом цикле существенно выше (на 200 Бк/л) чем в 4-ом и 5-ом циклах. После 1 и 2 часов отстаивания объемная активность нижних слоев мутной воды увеличивается по сравнению с верхними.

По трем выше описанным опытам определялся эффект осветления с течением времени по формуле:

$$\text{Эт} = \frac{C_H - C_t}{C_H} \cdot 100\% ,$$

где C_t – остаточная удельная концентрация в мутной воде после отстаивания в течение t мин;

C_H – начальная удельная концентрация в мутной воде.

По результатам расчетов построены графики, рис. 4.6.г.

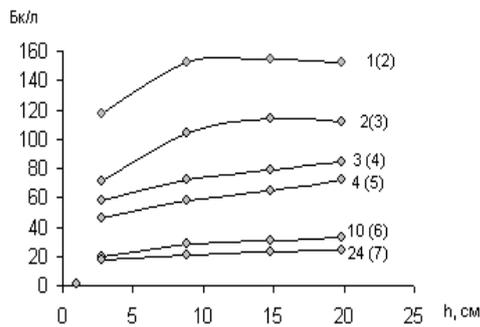
Средняя скорость течения воды в осушительных каналах должна быть не размываемой, чтобы не происходило повторного загрязнения воды радиоактивными наносами. Для донных отложений из ила, мелкого песка, пльвуна максимальная скорость на размыв равна 0,15-0,30 м/сек. Проводящие осушительные каналы не должны заилиться и зарастать. По условиям не зарастания каналов скорость течения не должна снижаться ниже 0,5 м/с, чтобы не оседали илистые частицы – ниже 0,25 м/с, песчаные частицы – 0,4 м/с. Эти требования противоречат условию задержания взвешенных частиц с радиоактивным загрязнением. Канал должен заилиться и зарастать, при этом коэффициент шероховатости увеличивается от $n = 0,02-0,03$ для новых или очищенных каналов до $n = 0,06-0,15$ для заросших каналов [Костяков А.Н.]. Снижая скорости течения необходимо оставлять пропускную способность канала достаточной для пропуска расчетных расходов дождевых и талых вод.

За 30 мин отстаивания вода на 65-90% освобождается от радиоактивного загрязнения (рис 4.6.г).

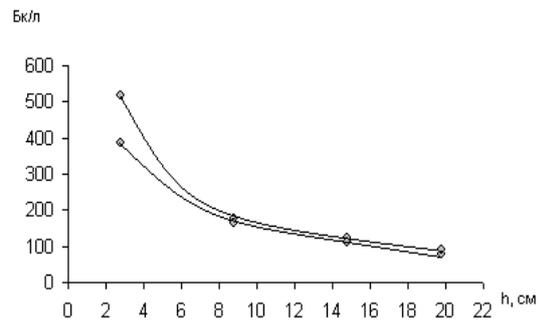
В водных объектах постоянно происходят природные процессы очищения воды, но очень медленно. Одним из способов активизации процессов самоочищения воды является посадка в водотоках на мелководьях высшей водной растительности. При невысокой стоимости и незначительных эксплуатационных издержках происходит очистка от нескольких загрязнителей.

Заросли тростника, камыша, рогоза очищают загрязненные воды на 90% от примесей, извлекая более 20 химических элементов [61].

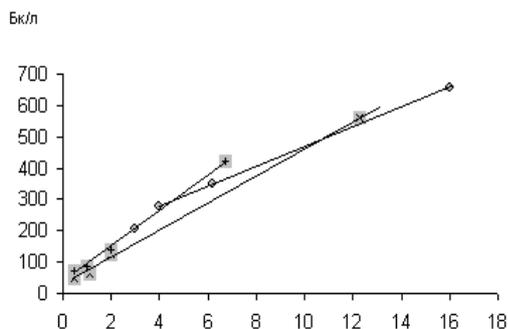
Поддерживаемая в канале не размывающая для ила скорость 0,15 м/с, за счет создания отстойника, зарослей рогоза, камыша, и тростника и увеличения коэффициента шероховатости в 3-5 раз может соответственно уменьшиться до 0,05-0,03 м/с.



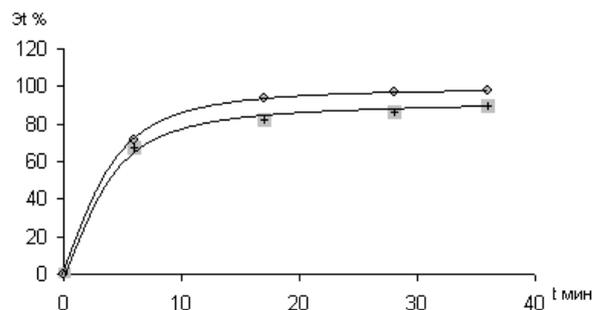
а) Распределение объемной активности мутной воды по глубине в зависимости от времени отстаивания. 1-часы отстоя, (2) - №цикла.



б) Изменение объемной активности мутной воды по глубине, время слива из 2,8 см - 5 мин, из 6 см - 11 мин, из 5 см - 7 мин.



в). Зависимость объемной активности воды от ее мутности в сосуде № 3, 1,4,5 – циклы без отстаивания о- первый цикл; + - четвертый цикл; x – пятый цикл



г) Зависимость эффекта осветления от времени отстаивания в сосуде №3, 1 цикл - +; 4 цикл - о

Рис.4.6. Особенности осаждения наносов с адсорбированным цезием в спокойной воде.

Длина отстойника должна быть

$$L = 0,05 \times 30 \times 60 = 90 \text{ м}$$

При допустимой на размыв скорости течения 0,3 м/с длина отстойника будет $L = 180\text{м}$. Лабораторные опыты с осаждением радиоактивного ила показали, что и после 10 суток отстаивания в воде может оставаться до 50-100 Бк/л объемной активности цезия, хотя при этом достигается высокий эффект осаждения – 96%.

Длина отстойника в этом случае при скорости течения 0,005 м/с

$$L = 0,005 \times 10 \times 24 \times 60 \times 60 = 4320,0 \text{ м}$$

В опытах получен и такой результат, что за 2 часа отстаивания достигалась удельная активность в воде 28 Бк/л.

Из сосуда с почвой №4 после многократных взмучиваний, отстаиваний слили воду. В течение года почва высыхала в открытом сосуде при комнатной температуре 13⁰ – 23⁰С. Сверху образовался плотный, слежавшийся слой почвы толщиной 1 см, нижний слой высушенной почвы толщиной 2,5 см представлял собой мелкий, белесый, хорошо промытый, рассыпающийся песок. Нижний слой разделили на 2 слоя толщиной 1,5 см и 1 см.

Радиоактивность каждого слоя проверили на радиометре РУБ – 01П6 в кюветке «Маринелли» для навески 100г (таблица 4.1.).

Таблица 4.1. Изменение активности осевших наносов по слоям

№ слоя	Вес почвы и наносов г	Вес навески г	Плотность насыпной почвы г/см ³	Удельная активность Бк/кг	Изменение удельной активности Бк/кг
Исходные значения					
	600	200	0,98	11295	-
После взмучиваний и осадений					
1	134	100	0,83	16385	+5090
2	210	100	1,28	1878	-9417
3	102	100	1,36	1541	-9754

Таким образом, взмученная почва, осаждающаяся в воде, формирует разные по мехсоставу и плотности слои: верхний 0,83, средний 1,28, нижний 1,36 г/см³. Мельчайшие частицы верхнего слоя, обладая большей адсорбирующей способностью, формируют удельную радиоактивность даже более высокую чем у исходной почвы, у которой радионуклиды распределены равномерно по всей толще. Такая дифференциация радиоактивности по слоям ила выявлена в прудах, каналах, отстойниках и в естественных водоемах. Высокая активность верхнего слоя наносов отмечается, в том числе и в водоемах, на водосборных площадях которых радиоактивность почв в несколько раз ниже.

В следующем опыте в сосуд №5 поместили радиоактивный ил массой 600 г и 2100г дистиллированной воды. Ил отобран из отстойника на магистральном канале осушительной системы у н.п. Колодезский Новозыбковского района.

В течение двух месяцев ил ежедневно взмучивался встряхиванием закрытого сосуда и затем в течение 1 года осаждался в спокойной воде. Слой сухого ила составлял 10 см, после осадения в воде – 16 см. Проколов в стенке пластмассового сосуда отверстия на глубине, считая от первоначальной поверхности воды, 4 см, 8см, 11см, воду слили по слоям. Радиоактивность в воде не обнаружили, т.е. илистые частицы оказались слишком тяжелыми, чтобы поддерживаться во взвешенном состоянии броуновским движением.

Опыт свидетельствует, что диффузия цезия – 137 из верхнего слоя ила с высокой активностью в стоячую воду с нулевой активностью, незначительна так, что чувствительность радиометра не достаточна, чтобы ее обнаружить.

После подсушивания на электрокалорифере ил осел на 2,5см. Общий слой ила 13,5 см разделен на 5 слоев и определена радиоактивность каждого слоя на радиометре (таблица 4.2.).

Судя по таблице 4.2, распределение удельной активности по толщине ила, осевшего на дно под слоем воды, тесно связано со значением плотности ила. Меньше плотность – мельче илистые частицы- больше адсорбирующая поверхность – больше радиоактивность и наоборот.

На каждом конкретном объекте во время предпроектных изысканий необходимо отобрать пробы радиоактивной почвы из пахотного горизонта и путем отстаивания взмученной почвы в лабораторных цилиндрах определить целесообразное время отстаивания и длину отстойника.

Остаточное содержание загрязнения в воде после прохождения потоком отстойника может быть ликвидировано за счет самоочищающей способности водотока на пути до водоприемника рыбохозяйственного назначения. По результатам полевых исследований после впадения магистрального осушительного канала в ручей практически без разбавления на расстоянии 1000м удельная активность снизилась с 37 Бк/л до 15 Бк/л [38].

Ниже отстойника по течению нужно обязательно оставлять чистое, без растительности русло с относительно высокими скоростями течения, где будет происходить самоочищение воды.

Таким образом, сооружая отстойники с высшей водной растительностью на каналах и других водотоках, можно достичь:

1. Высокого эффекта очистки воды за счет осаждения наносов, а вместе с ними ионообменных форм цезия – 137.
2. Снижения ветрового воздействия на водную поверхность и, следовательно, накопления активности цезия в биомассе, снижения его в иле и, следовательно, в воде при вторичном загрязнении всей экосистемы водоема.
3. Высокого транспирационного расхода водной растительностью, а значит, снижения расхода воды в канале, особенно в меженный период и роста коэффициента разбавления радиоактивного загрязнения речными водами.

Таблица 4.2. Изменения активности осевшего после многократных взмучиваний ила по слоям.

№ слоя считая от поверхности	Толщина слоя, см	Вес г	Плотность насыпного ила г/см ³	Характеристика слоев	Удельная активность, Бк/кг	Изменение удельной активности, Бк/кг
Исходные значения						
	13,5	600	0,66	-	5232	-
После осаждения ила						
1	3,5	88	0,5	ил	6996	+1764
2	2,5	96	0,55	ил	6471	+1239
3	2,5	88	0,58	ил с песком	5356	+124
4	2,5	102	0,64	ил с песком	4932	-300
5	2,5	182	1,16	песок	1372	-3860

4. Снижение вторичного загрязнения воды при взмучивании наносов.
5. Развития в зарослях ВВР микроскопических планктонных водорослей, обогащающих воду кислородом, необходимым для дальнейшего очищения воды ниже зарослей ВВР в процессе жизнедеятельности микроорганизмов.

Необходимо учитывать, что в отличие от ирригационных отстойников на первый план выдвигается осаждение мельчайших фракций, на которых, в основном, адсорбируются радионуклиды.

4.6. Роль биоканалов в очистке от радиоактивного загрязнения водоемов

Для изучения вопросов активизации процессов очищения воды от радионуклидов в 2006г в сентябре на магистральном канале отбирались пробы рогоза и в этой же точке ила и воды. Ил, в котором непосредственно находились корни рогоза, имел удельную активность 371 Бк/кг, ниже корней – 240 Бк/кг. У воды удельная активность была 5,8 Бк/кг.

В 2007г в начале июня пробы отбирались в том же створе канала, что и в 2006г. Ил из корневой системы рогоза имел удельную активность 348,5 Бк/кг. Радиоактивность воды не обнаружена (вода стоячая).

Распределение радиоактивности в корнях и стеблях рогоза отличается общим снижением концентрации излучения по высоте растений (рис.4.7.).

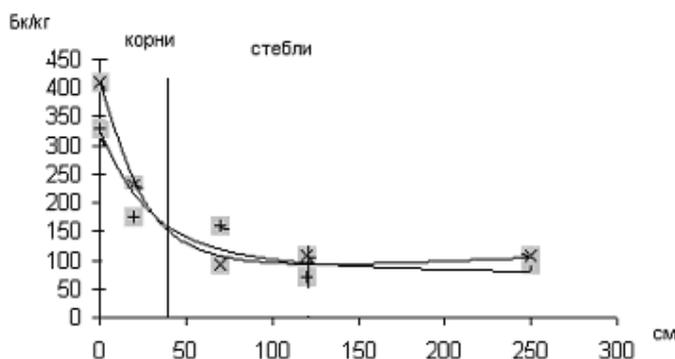


Рис. 4.7. Распределение удельной активности цезия по высоте рогоза, годы обследования + -2006, x – 2007.

В конце сентября загрязнения в листьях и тонких стеблях накапливаются меньше чем в толстом стебле близ корня. В начале июня распределение активности по высоте растения более равномерное – от 91,2 до 107,1 Бк/кг, в конце сентября – от 160 до 93 Бк/кг. Вынос загрязнения с транспирацией в конце сентября из нижних частей растений идет замедленно. По данным Горышиной Т.К. (1979) заросли тростника за вегетацию транспирируют 15090 м³ воды с 1 га.

Зеленая масса не высушенного рогоза имела удельную активность 15,1 Бк/кг, после высушивания – 109,2 Бк/кг. Затем высушенный рогоз снова замочили до первоначального веса в зеленой массе и его удельная активность составила 27 Бк/кг.

Как видно из рис.4.7., удельная активность корней превосходит активность других структурных частей растения, а также слоев ила. Наибольшей удельной активности достигают старые прошлогодние корни.

Коэффициенты накопления для проб, отобранных в конце сентября –

КН= 0,43, в начале июня – КН = 0,26.

При подсчете коэффициентов взят ил из корневого слоя и стебли рогоза нижней части растений 0-30см.

Изучение скорости осаждения взвешенных частиц и распределения объемной активности мутной воды по глубине показало, что зависимость объемной активности воды от ее мутности имеет четко выраженную прямопропорциональную зависимость (Рис.4.8.).

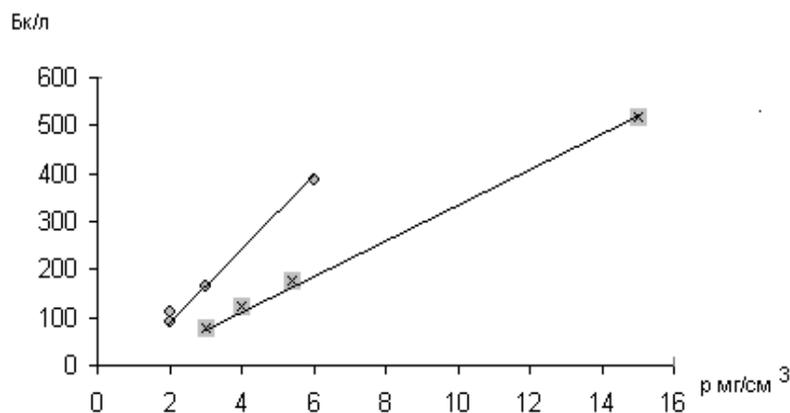


Рис. 4.8. Зависимость объемной активности воды от ее мутности в сосуде № 1, циклы 8 и 9 без отстаивания; ° 8-й цикл, x – 9-й цикл.

Объемная активность воды верхнего слоя, слитого мгновенно (черпаком) без отстаивания, растет от цикла к циклу (рис.4.9.).

Растет и объемная активность второго сверху слоя 3,5 см после 1 суток отстаивания, а в нижнем слое 4 см, рост наблюдается только до 6 цикла, затем объемная активность снижается (рис.4.10.).

Зависимость объемной активности воды от ее мутности в сосуде 2 также прямо пропорциональна, как и в опыте с сосудом №1 (рис.4.11.).

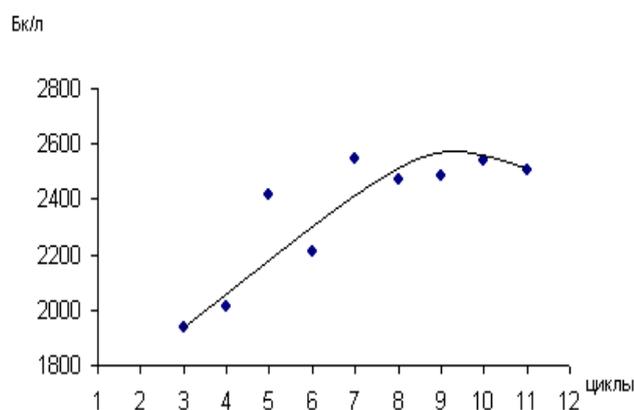
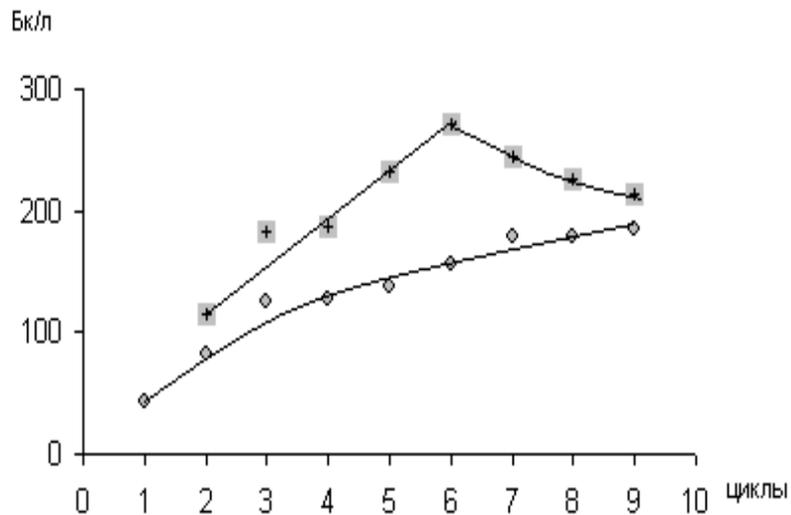


Рис. 4.9.. Рост объемной активности верхнего 0-2,5 см слоя мутной воды по циклам взмучивания без отстаивания.



*Рис. 4.10. Рост объемной активности мутной воды на глубине 2,5 – 6 см и 6-10 см по циклам взмучивания после 1 суток отстаивания.
+ -глубина 6-10 см, • - глубина 2,5 -6 см.*

Зависимость объемной активности мутной воды от глубины воды для случая без отстаивания показана на рис.4.12. Время слива из верхнего слоя толщиной 3 см-6мин, из 2 и 3 – го толщиной 6 см -11 мин, из нижнего слоя 5 см – 8 мин.

Объемная активность слоев мутной воды в первом цикле существенно выше (на 200 Бк/л) чем в 4-ом и 5-ом циклах. После 1 и 2 часов отстаивания объемная активность нижних слоев мутной воды увеличивается по сравнению с верхними (рис.4.13.).

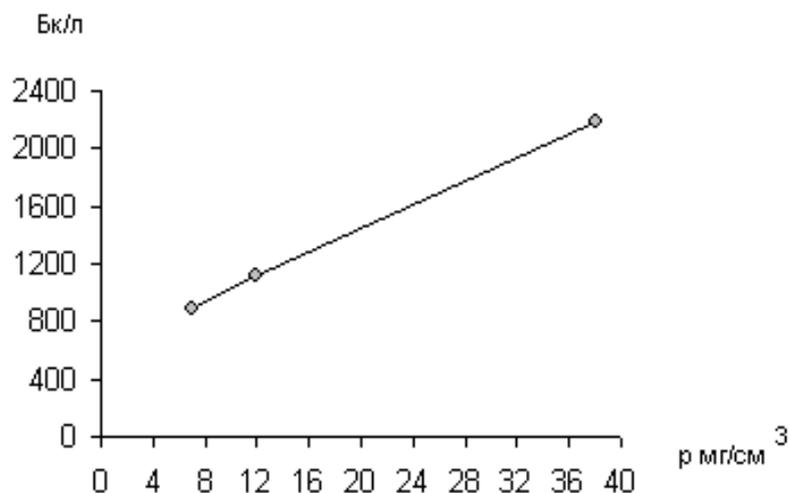


Рис.4.11. Зависимость объемной активности воды от ее мутности в сосуде №2 с высокой мутностью в 13 цикле без отстаивания.

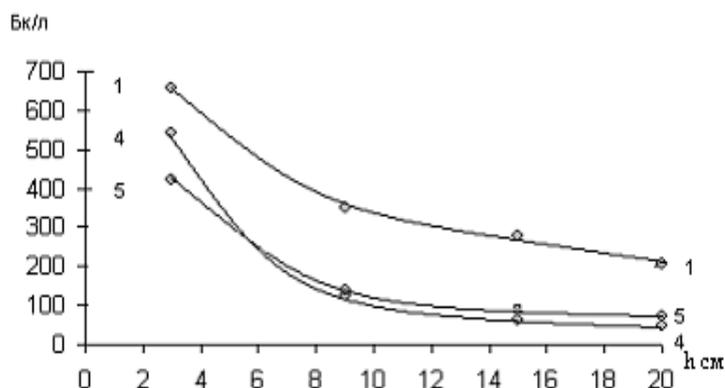


Рис.4.12. Распределение объемной активности по глубине мутной воды. Время слива из верхнего 3 см – 6 мин, из среднего 6 см- 11 мин, из нижнего 5 см – 8 мин.

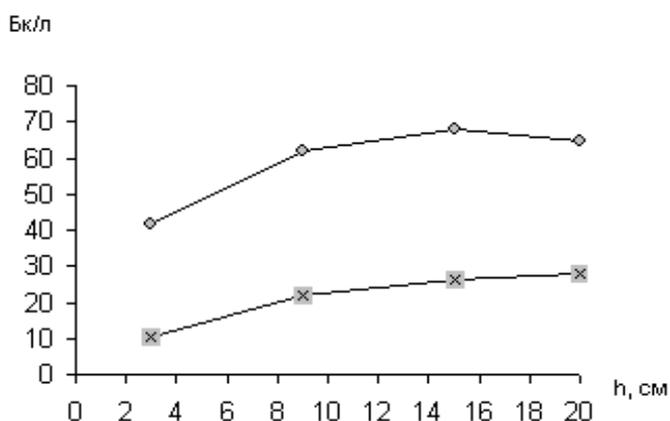


Рис. 4.13. Изменение объемной активности мутной воды по глубине после 1 часа отстоя (°) и 2 часов отстоя (x).

Графики свидетельствуют, что сразу после взмучивания в верхнем слое воды содержится наибольшая объемная активность цезия – в 6 раз больше чем в нижнем слое, рис.4.12.

После первого часа отстоя мелкие фракции наносов, содержащие наибольшее количество радионуклида, перемещаются вниз, и объемная активность верхних слоев воды оказывается меньшей, чем в нижних.

Таким образом, попадая в заросли высшей водной растительности с низкими скоростями течения мутная вода быстро осаждаёт свои наносы. Придельно снижая скорость течения с учетом пропускной способности, можно рассчитать необходимую длину биоканала.

Поперечное сечение биоканала следует выполнять трапецеидальным. Высшая водная растительность создавая повышенную шероховатость снижает скорости течения, поэтому рассчитывая пропускную способность канала, необходимо расширять сечение канала за счет увеличения ширины по дну и создания берм. Растительность высаживается по всему периметру сечения канала. Такие расширения русла следует устраивать не только на каналах но и на всех

водотоках впадающих в водоем, используемый для рыборазведения, орошения и других нужд населения.

Чрезмерно широкое сечение каналов не целесообразно, так как затрудняет работу экскаваторов при очистке от ила и механизированную уборку биомассы.

Промывка золы рогоза.

Прекратившая в конце лета вегетацию, высохшая водная растительность содержит значительное количество радионуклидов. Возникает проблема ее утилизации.

Исследован способ утилизации, заключающийся в скашивании, сжигании и промывки образовавшейся золы поливной водой. Высушенные стебли рогоза сгорают без остатка до пылинок. Пылеобразную золу поместили в сосуд с дренажными отверстиями и промывали в течение 20 циклов поливными нормами 200-400 г. за цикл.

После 11 циклов промывки удельная активность сухой золы снизилась с 538,5 Бк/кг до 234 Бк/кг, т.е. на 43%. Масса сухой золы в сосуде после промывки уменьшилась на 18%. Пылинки золы частично уносятся с поливной водой в нижележащие горизонты почвы.

Промывная норма воды составила за 11 циклов $M = 3368,3 \text{ м}^3/\text{га}$, средняя поливная норма за цикл $m = 306,2 \text{ м}^3/\text{га}$.

Промывку золы возобновили в 12 цикле. За 9 циклов промывки второго этапа удельная активность золы снизилась с 234 Бк/кг до 190,5 Бк/кг (на 18,6%). По сравнению с первым этапом, вымыв существенно снизился. Масса промываемой золы уменьшилась на 3,3% - вынос пылеватых частиц замедлился.

Промывная норма второго этапа $M = 3410,4 \text{ м}^3/\text{га}$. Средняя поливная норма за цикл $m = 378,9 \text{ м}^3/\text{га}$. Повышенная на 72,7 $\text{м}^3/\text{га}$ поливная норма во втором этапе не сказалась на усилении вымыва радионуклидов.

Выводы

1. Радионуклиды из золы рогоза вымываются и выносятся вместе с частицами золы при промывках водой.
2. Зола хорошо дренирует поливные воды – 90% подаваемой на полив воды уходит через дренаж.
3. Способ сжигания высшей водной растительности и последующую промывку золы можно рекомендовать как средство изоляции и утилизации загрязненной радионуклидами растительности, выросшей в биоканалах.
4. На берегу канала создается обвалованная площадка, куда свозится растительность, сжигается и поливается разборным, передвижным поливным оборудованием, используя для полива воду из канала.

4.7. Самоочищение воды от радионуклидов в водоемах

Из всех пострадавших объектов природной среды водоемы и по сей день продолжают накапливать радионуклиды, поступающие с водосборной площади во время половодий и паводков и с впадающими в эти водоемы ручьями и реками в меженный период.

В связи с этим оценка поведения радионуклидов, попавших в водоем, механизма их миграции, накопления в различных компонентах экосистем водоема является острой проблемой.

Важным вопросом этой проблемы является получение фактических материалов по самоочищению воды, проведение расчетов по математической модели очищения воды от радионуклидов в водоемах с целью прогнозирования снижения загрязнения во времени.

Процесс освобождения воды от радионуклидов осуществляется в результате поглощения гидробионтами, которые затем переносят их в донные отложения, сорбирования на взвешьях и выпадения на дно водоемов, процесса замедления миграции радионуклидов в плотной среде (органической и неорганической) [191].

Изменение концентрации радионуклидов на начальном этапе сопровождается процессом интенсивных ядерных превращений и поглощением сильного радиоактивного излучения. Постепенно снижаясь оно замедляется – наступает равновесная фаза. Далее концентрация радионуклидов подвержена лишь медленным стадиям и зависит от наноудерживающей способности водоема, состава питательной среды, температуры, рН, содержания растворенного кислорода, гидродинамических условий и др.

В качестве примера рассмотрим поток питательных веществ и растворенных радионуклидов, поступающих в микробную клетку, который пропорционален величине клеточной поверхности. При росте микробной клетки объем, обычно, увеличивается быстрее, чем поверхность, поэтому с некоторого момента, процессы распада и роста прекращаются. Дальнейшее увеличение массы ограничивается потоком питательных веществ через поверхность и чтобы увеличить поверхность клетка должна делиться. Деление клетки обеспечивает воспроизводство.

Изменение концентрации любого растворенного компонента питательной среды и радионуклидов, в конечном счете, являются результатом роста, размножения и отмирания особей растущей популяции.

Уравнение описывающее, изменение скорости роста популяции за счет растворенных в воде водоема органических веществ, приведено в статье [32]:

$$\frac{dZ}{dt} = \mu_1(M_0 - Z) \cdot Z - \mu_2 Z^2,$$

где Z – концентрация микроорганизмов в момент времени t ;

μ_1 и μ_2 – константы скорости образования и отмирания микроорганизмов;

M_0 – начальная концентрация растворенных органических веществ.

Обозначим концентрацию радионуклидов, которая потребляется или выделяется при образовании и гибели одной единицы концентрации популяции через α .

$$\begin{aligned} \text{Тогда общая концентрация радионуклидов будет равна: } C &= \alpha Z \\ C_H &= \alpha M_0 \end{aligned}$$

Математическое описание процесса самоочищения воды водоемов от радионуклидов в результате поглощения популяциями микроорганизмов и выпадения на дно водоема преобразуется следующим образом:

$$\frac{dC}{dt} = \mu_1(C_H - C)C + \mu_2 C^2, \quad (4.12)$$

где C – концентрация радионуклидов в момент времени t , выделенная из воды; μ_1 и μ_2 – константы скорости снижения концентрации радионуклидов в воде и обратного процесса их возвращения в раствор;

После преобразования от уравнения (4.12) можно перейти к уравнению

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\mu_1 C_H}{C_\infty} (C_\infty - C) \cdot C \quad (4.13)$$

где C_∞ - равновесная концентрация выведенных из воды радионуклидов в стационарной фазе.

Интегрируя уравнение (4.13) при начальных значениях $t=0$ и $C = C_0$, получим аналитическое выражение S – образных кинетических кривых снижения концентрации радионуклидов в воде водоема в результате самоочищения:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\mu_1 C_H t}} \quad (4.14)$$

Параметры модели определяют на основе экспериментальных данных по загрязнению водоемов.

Используя уравнение (4.14) и равенство $\Delta \ln C = \ln \frac{C_{t+\Delta t}}{C_t}$ после преобразова-

ний можно получить $\frac{C_t}{C_{t+\Delta t}} = e^{-\mu_1 C_H \Delta t} + \frac{C}{C_\infty} (1 - e^{-\mu_1 C_H \Delta t})$ или

$$\Psi = 1 - \frac{C}{C_{t+\Delta t}} = (1 - e^{-\mu_1 C_H \Delta t}) \cdot \left(1 - \frac{C}{C_\infty}\right) \quad (4.15)$$

При постоянном значении Δt уравнение (4.15) является линейным, поэтому представляя экспериментальные данные в виде зависимости Ψ от C ,

прямая на оси абсцисс будет отсекает отрезок численно равный C_∞ , на оси ординат – отрезок, равный:

$$\Psi_M = 1 - e^{-\mu_1 C_H \Delta t}$$

Откуда находим:

$$\mu_1 C_H = \frac{-\ln(1 - \Psi_M)}{\Delta t}$$

Проверка полученной модели на экспериментальном материале отражена на рис.4.14. и 4.15, где использованы данные статьи о миграции радионуклидов в озере Урус-Куль. Крестиками обозначены экспериментальные данные, точками – теоретические, рассчитанные по уравнению (4.14).

Для определения самоочищения по длине рек, ручьев, каналов перейдем от временных зависимостей концентраций радионуклидов к пространственным заменой переменной t на длину водотока.

$$\frac{dC}{dL} = \frac{\mu_1 C_H}{C_\infty} \cdot (C_\infty - C) \cdot C$$

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\mu_1 C_H L}} \quad (4.16)$$

Сравнение экспериментальных данных, полученных нами на ручье в п. Карпиловка Злынковского района Брянской области, с теоретическими значениями, рассчитанными по формуле (4.16), приведено на рис. 4.16

Примеры расчетов по формулам и сравнение с экспериментальным материалом отражены на рисунках 4.14; 4.15; 4,16, где использованы данные о миграции цезия – 137 и стронция – 90 в озере Урус – Куль, в ручье п. Карпиловка Злынковского района Брянской области.

На рисунках крестиками обозначены экспериментальные данные, отложенные вверх от оси абсцисс. Точками обозначены расчетные данные, отложенные от оси О-О вниз. Ось О-О расположена выше самой высокой экспериментальной точки на величину C_0 .

Построенная математическая модель позволяет рассчитывать место положения сооружений очистки от радионуклидов на водотоке с учетом самоочищающей способности водотока.

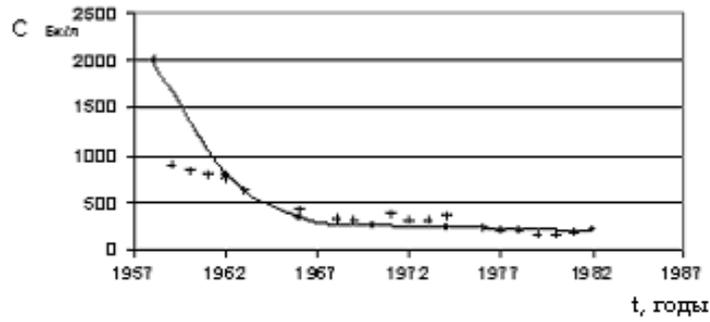


Рис. 4.14 Миграция радионуклидов ^{90}Sr в оз. Урус-Куль

$$C_0 = 1200 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}; C_\infty = 2980 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}; \mu_1 C_H = 0,44 \frac{1}{\text{год}}$$

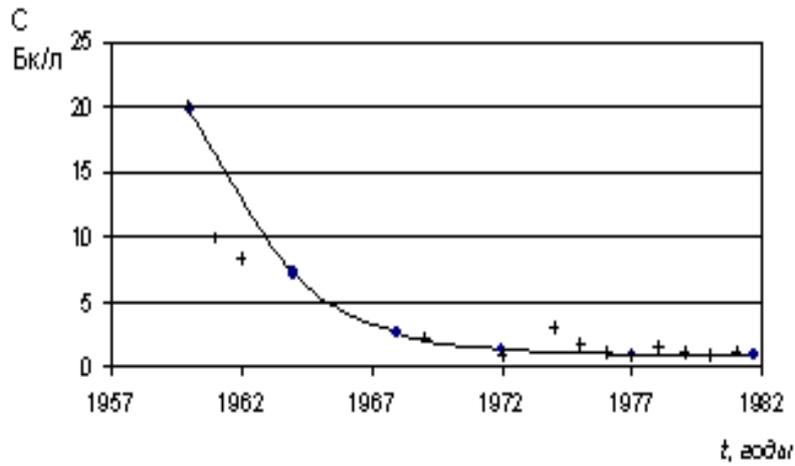


Рис. 4.15 Самоочищение воды от радионуклидов ^{137}Cs в оз. Урус-Куль

$$C_0 = 20 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}; C_\infty = 39 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}; \mu_1 C_H = 0,402 \frac{1}{\text{год}}$$

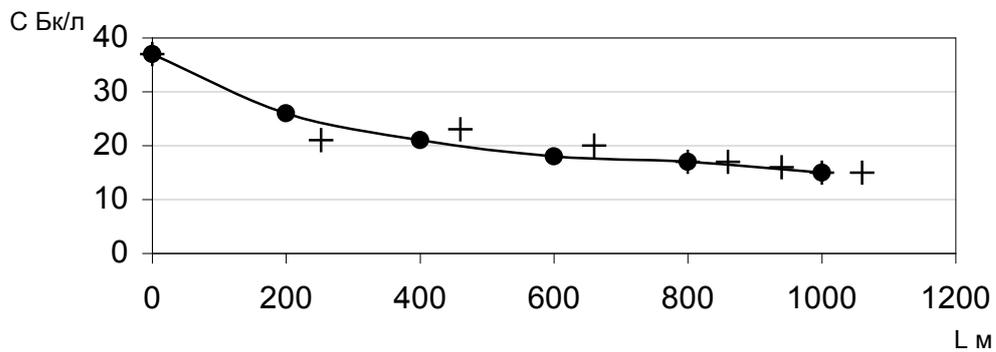


Рис. 4.16 . Очищение воды от радионуклидов по длине ручья п. Карпиловка Брянской области

$$C_0 = 30 \text{Бк} / \text{л}; C_\infty = 49 \text{Бк} / \text{л}; \mu_1 C_H = 0,00511 \frac{1}{\text{м}}$$

4.8. Моделирование процесса распределения цезия - 137 в донных отложениях прудов

Пруды и озера, являющиеся природными накопителями радионуклидов, относят к числу критических объектов природной среды. Выполнено множество исследований водной миграции радионуклидов, в основном, в непроточных водоемах с водосборными площадями, неподверженными водной эрозии [191].

Для решения поставленной задачи, очевидно, сначала нужно построить модель заиления прудов.

В районе подпора воды наносы попадают в область пониженных скоростей потока и транспортирующая способность его резко уменьшается, отметки дна пруда повышаются вследствие заиления на всем его протяжении. Толщина слоя заиления увеличивается от места впадения потока в пруд к плотине, т.к. уменьшаются скорости течения, а значит, большая часть фракций наносов может выпадать на дно пруда. Взвешенные наносы состоят из зерен разной крупности, часть из которых осаждаются не доходя до плотины, часть имеет длину осаждения равную длине пруда, часть наносов выносятся в нижний бьеф пруда.

Зерна наносов опускаются на дно под действием силы тяжести и за время dt проходят на глубину dh со скоростью, соответствующей гидравлической крупности ω зерен.

$$dt = \frac{dh}{\omega}$$

Вдоль пруда зерна проходят путь $d\ell$ за время dt со средней скоростью потока V на данном отрезке пути.

$$dt = \frac{dh}{\omega} = \frac{d\ell}{V}$$

Для любого сечения потока, таким образом, соблюдается равенство:

$$V \cdot H = \omega \cdot \ell \quad (4.17)$$

Турбулентность потока и неоднородность зерен по размерам и весу вызывает рассеяние зерен по пути и длина осаждения отклоняется от ℓ . Гончаров В.Н. предлагает вводить в формулу (4.17) коэффициент $\alpha = 2-3$, учитывающий изменение длины осаждения [53]:

$$\alpha V \cdot H = \omega \cdot \ell \quad (4.18)$$

В пруд входит поток с мутностью $\rho_{\text{вх}}$. Расход входящих наносов $\rho_{\text{вх}} \cdot Q$, где Q -расход чистой воды. Из пруда выходит расход наносов с меньшей мутностью $\rho_{\text{вых}}$: $\rho_{\text{вых}} \cdot Q$.

$$\frac{\rho_{\text{ввх}} \cdot V \cdot h}{m} = \frac{\rho_{\text{ввх}} \cdot V \cdot (W_H - W)}{m}$$

При осаждении неоднородных зерен наносов мутность по длине пруда уменьшается, уменьшается их гидравлическая крупность и скорость осаждения, поэтому Ибад – Заде Ю.А. и Нуриев И.Г. считают, что отношение избыточной мутности к скорости выпадения наносов в любом створе остается постоянной величиной [63]:

$$\frac{\rho}{\omega} = \text{const}$$

$$\omega = \frac{\rho}{k}$$

С течением времени в каждом створе мутность увеличивается, и гидравлическая крупность увеличивается. В этом случае предполагаем, что так же существует прямопропорциональная зависимость между величинами

$$\omega_{\text{ввх}} = k \cdot \rho \quad (4.20)$$

Скорость потока в любом створе во времени увеличивается и средняя гидравлическая крупность увеличивается. Допускаем, что здесь тоже существует прямопропорциональная зависимость и выражение (4.18) трансформируется:

$$V = K_1 \cdot \omega \quad (4.21)$$

С учетом выражения (4.20)

$$V = K_1 \cdot \omega = K_1 \cdot K' \cdot \rho = K_3 \cdot \rho \quad (4.22)$$

где – K' , K_1 , K_3 – постоянные коэффициенты пропорциональности.

Мутность потока в любом сечении изменяется во времени прямо пропорционально средней скорости потока в этом сечении:

$$\rho = K_4 \cdot V \quad (4.23)$$

Процесс ежегодного поступления продуктов эрозии в проточный водоем с радиоактивно загрязненных водосборных бассейнов освещен слабо.

Кафедрой «Природообустройства и водопользования» Брянской ГСХА в 2005-2006 гг. было проведено изучение радиоэкологической ситуации на пруду в п. Карпиловка Злынковского района Брянской области. Пруд расположен в 160 км от места аварии на ЧАЭС. Максимальная глубина воды 3,5 м, длина при НПУ в момент обследования 500 м, ширина зеркала воды при плотине 120 м. Пруд находится на территории населенного пункта и используется населением

для хозяйственных нужд и рыбозаведения. Ежегодно осенью пруд опорожняется для отлова рыбы и наполняется водой в весенний паводок. Этот период использовался нами для измерения толщины донных отложений и взятия проб ила на лабораторные анализы радиации.

Отбор проб ила проводился с помощью стандартного почвенного пробоотборника, позволяющего отбирать образцы с заданной глубины. В ложе пруда разметили 6 поперечных створов через 40, 60, 80, 100 м. В точках створов ил брали по слоям через 20 см в глубину. После высушивания пробы донных отложений растирали, просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм. Удельная активность определялась на радиометре РУБ – 01П6 с блоком детектирования БДКГ – 03П.

Распределение радионуклида в донных отложениях ложа пруда характеризуется, в общем, нарастанием удельной активности от хвостовой части пруда к плотине, от берегов к тальвегу балки, снижением от верхних слоев ила к более глубоким. В приплотинной части содержание цезия в иле несколько снижается, что объясняется видимо, усиленным выносом цезия через донное отверстие шахтного водосброса. Повышенное содержание цезия в верхнем слое ила особенно опасно для водных организмов. После Чернобыльской аварии прошло 20 лет и почвы водосбора, а значит продукты эрозии существенно снизили свою первоначальную активность (концентрация радионуклида на водосборе в момент обследования изменялась от 800 до 1500 Бк/кг), но в верхнем слое ила все еще содержится до 6000 Бк/кг.

Запас радионуклида в донных отложениях определяли сначала методом послойного суммирования в поперечниках. Затем суммировались запасы цезия по секциям от хвостовой части пруда, от поперечника к поперечнику до плотины, приняв плотность ила в сухом состоянии $1,2 \text{ т/м}^3$. Итоги расчетов сведены в таблицу 4.3.

Таблица 4.3 - Общие запасы ^{137}Cs в донных отложениях пруда в ГБк.

№ створа	Расстояние от начала пруда, см	Запасы цезия в иле, ГБк
-	0	0
1	60	0,993
2	120	4,881
3	180	9,276
4	280	16,658
5	360	24,540
6	420	28,966
Плотина	460	31,333

В таблице не учтены запасы цезия в иловых отложениях кривой подпора выше входного сечения пруда, которые будут рассчитаны ниже.

В связи с заилением пруда в каждом створе живое сечение уменьшается с течением времени, а расход по длине пруда остается постоянным, поэтому скорость потока по мере заиления и мутность в любом сечении увеличивается пропорционально слою заиления в данном сечении. При расчете прудов глуби-

на воды H_{cp} , средняя скорость V_{cp} , длина пруда l_{cp} и ширина B_{cp} связаны между собой. Эти величины точно так же связаны и при расчетах ирригационных отстойников. Коллектив авторов: Васильева И.А., Журавлев Г.И., Корюкин С.Н., Лысенко П.Е., Розанов Н.А., Суханов Г.К. предложили графики для связи этих величин, пользуясь которыми, зная отношение l/B , можно по глубине воды определить V_{cp} [42]. Поскольку глубина воды связана со слоем заиления, используя указанные графики, мы построили зависимость скорости течения от толщины слоя заиления «W» в рассматриваемом сечении:

$$V = \bar{K} \sqrt{W} \quad (4.24)$$

\bar{K} - коэффициент пропорциональности.

Подставив выражение для скорости (4.24) в уравнение (4.23) получим:

$$\rho_{вых} = K_5 \sqrt{W} \quad (4.25)$$

Расход наносов в выходном сечении с учетом выражений (4.24 и 4.25):

$$\frac{\rho_{вых} \cdot V(W_H - W)}{m} = \frac{K_5 \sqrt{W} \cdot K \sqrt{W} (W_H - W)}{m} = \frac{K_6 W (W_H - W)}{m}$$

Рассмотрим расход наносов во входном сечении 1-1

$$\frac{\rho_{вх} \cdot q_1}{m}$$

Осаждаясь в районе выклинивания подпора, наносы повышают отметки дна русла и кривой свободной поверхности воды. Слой заиления и кривая подпора постепенно распространяются вверх по течению от первоначального входного створа 1-1. С одной стороны, мутность в створе 1-1 увеличивается во времени в связи с уменьшением сечения, и гидравлическая крупность увеличивается, т.е. сохраняются закономерности выходного сечения 2-2. С другой стороны, дно русла и уровень свободной поверхности повышаются, т.е. остается неизменной начальная глубина воды h_H и первоначальные условия осаждения быстро восстанавливаются.

Поэтому расход наносов во входном сечении 1-1 будет выражаться следующим образом

$$\frac{\rho_{вх} \cdot q_1}{m} = \frac{\beta_1 h_H \cdot W_1}{m}$$

Уравнение баланса:

$$\varphi \ell \frac{dW}{dt} = \frac{\beta_1 h_H \cdot W_1}{m} - \frac{K_6 W (W_H - W)}{m} \quad (4.26)$$

$$\frac{dW}{dt} = \frac{\beta_1 h_H \cdot W_1}{m \varphi \cdot \ell} - \frac{K_6 W (W_H - W)}{m \varphi \cdot \ell}$$

Слой заиления во входном сечении 1-1 найден так же, как dW_1 из пропорции, считая что поверхность заиления на продольном профиле пруда – прямая линия.

Из-за неравенства горизонтального и вертикального масштабов на рис.4.17 эта линия изображена выпуклой. В действительности кривизна незначительна.

$$\frac{W_1}{W} = \frac{L - \ell}{L}; \quad W_1 = \gamma \cdot W \quad (4.27)$$

В уравнение баланса введем обобщенные параметры:

$$N = \frac{\beta_1 \cdot h_H \cdot \gamma}{m \varphi \ell}, \quad \mu_1 = \frac{K_6}{m \varphi \ell} \quad (4.28)$$

Как показывают ранее проведенные исследования разных природных явлений, сопротивление, торможение процессам оказывают продукты этих процессов, причем скорость торможения процесса прямопропорциональна квадрату количества продукта

$$\frac{dW}{dt} = NW - \mu_1 (W_H - W) \cdot W + \mu_2 W^2 \quad (4.29)$$

Найдем коэффициент μ_2 из условия прекращения поступления наносов во входной створ $NW = 0$

$$\frac{dW}{dt} = \mu_2 W^2 - \mu_1 (W_H - W) \cdot W \quad (4.30)$$

При равновесии $\frac{dW}{dt} = 0$, обозначим равновесный слой заиления через W_∞ .

$$\mu_2 = \frac{\mu_1 (W_H - W_\infty)}{W_\infty} \quad (4.31)$$

С учетом выражения для μ_2 запишем уравнение баланса:

$$\frac{dW}{dt} = \frac{\mu_1 W_H}{W_\infty} (W - W_\infty) \cdot W \quad (4.32)$$

Окончательное уравнение баланса:

$$\frac{dW}{dt} = NW + \frac{\mu_1 W_H}{W_\infty} (W - W_\infty) \cdot W \quad (4.33)$$

Решение уравнения (4.33) при начальных значениях $t=0$, $W=W_0$ приводит к аналитическому выражению, описывающему S – образные кривые роста слоя заиления во времени в любом створе пруда:

$$W = \frac{W_{CT}}{1 + \frac{W_{CT} - W_0}{W_0} e^{(\mu_1 W_H - N)t}} \quad (4.34)$$

где W_{CT} – стационарный слой заиления пруда в рассматриваемом створе.

Перейдя от временной координаты «t» к пространственной «ℓ», получим уравнение изменения слоя заиления по длине пруда на определенный момент времени:

$$\frac{dW}{d\ell} = NW + \frac{\mu_1 W_H}{W_\infty} (W - W_\infty) W \quad (4.35)$$

Интегрируя уравнение (4.35) при начальных значениях $\ell=0$, $W=W_0$ получаем:

$$W = \frac{W_{CT}}{1 + \frac{W_{CT} - W_0}{W_0} e^{(\mu_1 W_H - N) \cdot \ell}} \quad (4.36)$$

Для нахождения параметров W_{CT} , $\mu_1 W_H - N$ проведем преобразования. Уравнение (4.35) можно записать так:

$$\frac{dW}{d\ell} \cdot \frac{1}{W} = \frac{d \ln W}{d\ell} = N + \frac{\mu_1 W_H}{W_\infty} (W - W_\infty)$$

Среднее изменение заиления для конечного отрезка длины пруда

$$\frac{\Delta \ln W}{d\ell} = \frac{\ln W_{\ell+\Delta\ell} - \ln W_\ell}{\Delta\ell} \quad (4.37)$$

где W_ℓ , $W_{\ell+\Delta\ell}$ – слой заиления на концах отрезков длиной ℓ и $\ell + \Delta\ell$.

Подставляем в уравнение (4.37) выражение для W_ℓ и $W_{\ell+\Delta\ell}$ из уравнения (4.36). Затем обе части полученного уравнения умножаем на $\Delta\ell$ и потенцируем, имея в виду, что

$$\Delta \ln W = \ln \frac{W_{\ell+\Delta\ell}}{W_\ell},$$

Приходим к выражению

$$\frac{W_\ell}{W_{\ell+\Delta\ell}} = e^{(\mu_1 W_H - N)\Delta\ell} + \frac{W}{W_{CT}} [1 - e^{(\mu_1 W_H - N)\Delta\ell}]$$

$$\text{или } \varphi = \frac{W_{\ell+\Delta\ell} - W_\ell}{W_{\ell+\Delta\ell}} = [1 - e^{(\mu_1 W_H - N)\Delta\ell}] \cdot (1 - \frac{W}{W_{CT}}) \quad (4.38)$$

При постоянном значении $\Delta\ell$ уравнение (4.38) линейно.

Если по ординате графика откладывать φ , а по абсциссе W_ℓ , то прямая отсечет на оси ординат отрезок, равный $1 - e^{(\mu_1 W_H - N)\Delta\ell}$, а на оси абсцисс отрезок, равный W_{CT} . Зная длину отрезка $\Delta\ell$ можно найти $\mu_1 W_H - N$

$$\mu_1 W_H - N = \ln \frac{(1 - \varphi_M)}{\Delta\ell}, \quad (4.39)$$

где φ_M – длина отрезка, отсекаемого на оси ординат.

Для нахождения W_0 нужно задаться сначала значением W_0 близким к нулю, а затем, постепенно увеличивая его методом последовательных приближений, добиться на графике линейной зависимости $\varphi = \frac{W_{\ell+\Delta\ell} - W_\ell}{W_{\ell+\Delta\ell}}$ от W_ℓ . Это значение W_0 и используется в расчетах по уравнению (4.36).

Используя изложенную методику, на основании экспериментальных данных по заилению пруда, определены следующие параметры модели: $W_0 = 7\text{см}$, $W_{CT} = 82\text{см}$, $\mu_1 W_H - N = -0,0141 \text{ } 1/\text{м}$.

Экспериментальные данные (квадратики) и рассчитанные по уравнению (4.36) (ромбики) нанесены на график (рис.4.18).

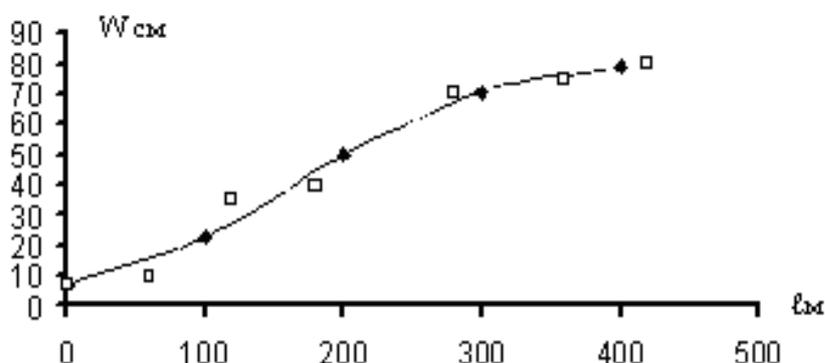


Рис.4.18. Изменение толщины слоя донные отложений по длине пруда.

Поскольку запасы цезия в донных отложениях определяются умножением удельной активности в Бк/кг (сухого веса) на плотность сухого ила и на его объем можно перейти от уравнения (4.35), выражающего изменения слоя за-

иления по длине пруда, к уравнению, описывающему изменение запасов радионуклида по длине пруда:

$$\frac{dC}{d\ell} = \frac{\gamma_1 C_H}{C_\infty} (C - C_\infty) \cdot C + \gamma_2 C \quad (4.40)$$

где C – запасы радионуклида на участке пруда длиной ℓ , считая от верховьев пруда в Бк или ГБк;

$\frac{\gamma_1 C_H}{C_\infty} (C - C_\infty) C$ – изменение запасов цезия по длине пруда;

$\gamma_2 C$ – изменение запасов цезия в районе кривой подпора выше входного сечения пруда

Интегрируя уравнение (4.40) при начальных значениях $\ell=0$, $C=C_0$, получим:

$$C = \frac{C_{CT}}{1 + \frac{C_{CT} - C_0}{C_0} e^{(\gamma_1 C_H - \gamma_2) \cdot \ell}} \quad (4.41)$$

Правила нахождения параметров C_{CT} , C_0 , $\gamma_1 C_H - \gamma_2$ аналогичны правилам нахождения W_{cm} , W_0 , $\mu_1 W_H - N$, описанным выше.

Используя эту методику находим: $C_0 = 2,2$ ГБк; $C_{cm} = 40$ ГБк;

$$\gamma_1 C_H - \gamma_2 = -0,01 \text{ 1/м}$$

На рис.4.19 квадратиками обозначены экспериментальные данные, ромбиками – рассчитанные по уравнению (4.41).

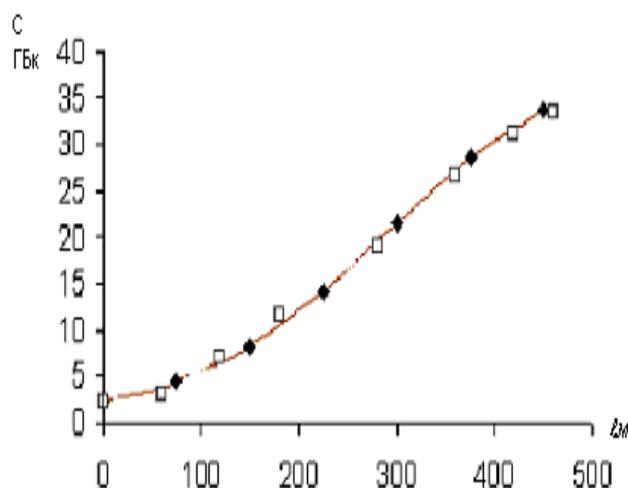


Рис.4.19 Распределение запасов цезия по длине пруда.

Согласие результатов расчета и экспериментальных данных дает все основания для практического использования математической модели при прогнозе распределения цезия в проточных водоемах

4.9. Миграция цезия – 137 в непроточных водоемах

Процессы переноса и концентрации радионуклидов в воде имеют важное значение при хозяйственном использовании водоемов, и их роль в этом плане все более и более возрастает. В этом параграфе проиллюстрируем как изменяются показатели радиоактивности воды в водоемах со стоячей водой (т.е. вода уже лишилась большей части взвесей) в условиях:

- а) ограниченного испарения с открытой поверхности;
- б) свободного испарения при комнатной и повышенной температуре;
- в) при поступлении атмосферных осадков в водоем и без них.

1 –ый опыт

Вода темно-коричневого цвета, без осадков и видимых взвесей с первоначальной объемной активностью – 118,2 Бк/л помещалась в измерительный контейнер-кюветку «Маринелли» с плотно закрывающейся крышкой, затем в полиэтиленовый пакет для минимизации испарения. Сосуд хранился в прохладном месте, в покое, в течение 24 периодов (циклов), продолжительностью 1-15 суток каждый. В конце циклов определялась объемная активность воды на радиометре РУБ – 01П6.

В течение месяца темная окраска исследуемой воды исчезла, образовались хлопья и осели на дно, вода стала прозрачной с желтоватым оттенком.

Объемная активность воды уменьшилась к 24 циклу (через 4 месяца) незначительно – на 12,9 Бк/л.

Естественный распад ядер цезия – 137 за это время составил 0,8 Бк/л:

$$C_t = C_0 \cdot \exp \frac{-0,693t}{T} = 118,2 \cdot \exp \frac{-0,693 \cdot 0,3}{30} = 117,4 \text{ Бк/л}$$

$$118,2 - 117,4 = 0,8 \text{ Бк/л}$$

2-ой опыт

Изучался вынос цезия с открытой водной поверхности в результате испарения воды при комнатной температуре. Использовалась радиоактивная вода из предыдущего опыта с начальной объемной активностью 97,1 Бк/л. Проба воды хранилась в открытом контейнере – кюветке «Маринелли» по периодам (циклам) испарения.

Контейнер прикрывался с поверхности марлевой салфеткой в один слой для ограждения от попадания пыли, мусора и других примесей.

Проведено 5 циклов испарения по 4-6 суток каждый. В конце цикла фиксировалась масса оставшейся после испарения воды, измерительный контейнер плотно закрывался крышкой, и производилось определение активности.

За 5 циклов в течение 24 суток масса воды уменьшилась с 270 г до 129,2г (2,09 раза), объемная активность возрасла в 1,95 раза.

Объемная активность увеличилась, во – первых, за счет повышения концентрации радионуклида цезия в оставшейся воде, во – вторых, показатель объемной активности пробы увеличивается с уменьшением массы и объема пробы в измерительном контейнере.

Изменение активности по циклам испарения происходило не равномерно и зависело, в основном, от количества испарившейся воды и от температуры воздуха.

Чтобы сделать вывод о количестве радионуклидов, испарившихся вместе с водой, необходимо произвести разбавление остатка воды (129,2г) с повышенной концентрацией цезия (188,9 Бк/л) дистиллированной водой до первоначальной массы 270г и вновь проверить активность. Это сделано в следующем опыте.

3-ий опыт

Использовалась радиоактивная вода предыдущего опыта массой 129,2 г с объемной активностью 188,9 Бк/л. Этот остаток воды разбавили дистиллированной водой до первоначального объема массой 270 г, и объемная активность разбавленной воды составила 84,9 Бк/л, т.е. снизилась на $97,1-84,9=12,2$ Бк/л. Это снижение произошло за счет выноса нуклидов с испаряющейся водой.

В опыте проводилось 2 этапа испарения по 5-6 циклов соответственно в каждом. После каждого этапа испарения и определения массы и активности оставшейся воды осуществлялось разбавление добавлением дистиллированной воды до первоначальной массы 270 г. Снова определялась объемная активность разбавленной воды.

После второго разбавления объемная активность составила 81,48 Бк/л и, таким образом, за счет испарения концентрация цезия снизилась на $84,9-81,48=3,42$ Бк/л.

После третьего разбавления оставшейся после испарения воды объемная активность снизилась на $81,48-80=1,48$ Бк/л, т.е. с испарившейся водой ушло в атмосферу комнаты 1,48 Бк/л цезия.

Всего за 75 суток испарения объемная активность воды уменьшилась на $97,1-80=17,1$ Бк/л. За все 3 месяца вода в сосуде «Маринелли» перемешивалась только трижды, в момент добавления дистиллированной воды: первый раз – 140,8 г, второй – 155 г, третий – 138,55 г.

В течение каждого этапа испарения концентрация цезия в оставшейся воде от цикла к циклу прогрессирующе нарастает. Вынос цезия с испаряющейся водой по этапам снижается, хотя продолжительность этапов испарения примерно одинакова.

Таким образом, интенсивность выноса цезия с испаряющейся влагой при комнатной температуре характеризуется следующим снижением объемной активности воды:

$$\frac{17,1\text{Бк/л}}{75\text{сут}} = 0,23\text{Бк/л в сутки}$$

С единицы площади испарения 1 м^2 удаляется при комнатной температуре за сутки 25,47 Бк/л цезия.

4-ый опыт

Изучалось изменение радиоактивности воды при испарении с открытой поверхности сосуда при подогреве воды до $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ без перемешивания с поэтапным разбавлением дистиллированной водой. До такой температуры нагревается вода в водоемах-охладителях атомных электростанций.

Мутная вода с объемной активностью 88,6 Бк/л осаждалась в течение 2 суток. Видимые взвеси при этом исчезли, объемная активность стала 33,6 Бк/л. Приготовленная таким образом вода подогревалась в открытом измерительном контейнере «Маринелли» по циклам продолжительностью 5-12 часов каждый. Опыт выполнялся в 3 этапа по 5-7 циклов. В начале нового этапа остаток воды с повышенной концентрацией цезия от предыдущего этапа разбавлялся дистиллированной водой до первоначальной массы. Продолжительность этапа 1,5-2 суток.

Через 5-12 часов подогрева воды кюветка – контейнер закрывалась крышкой, упаковывалась в полиэтиленовый пакет и помещалась в прохладное место для осаждения в течение 12-24 часов. На период подогрева и осаждения вода не взбалтывалась, не встряхивалась, не перемешивалась.

Определение активности пробы воды на радиометре РУБ -01 П 6 проводилось в конце каждого цикла после осаждения пробы.

После окончания испарительного этапа 1 в кюветку «Маринелли» с остатком воды массой 74,2 г и объемной активностью 142,6 Бк/л добавили дистиллированной воды до первоначальной массы 289,2 г. В конце второго этапа к остатку воды 52,3 г добавили 235,9г. В конце третьего этапа осталось 51,2 г воды с объемной активностью 142,2 Бк/л, добавили 238 г воды.

Вынос цезия с испаряющейся водой за 154,5 часа (время подогрева) составил $33,6 - 26,2 = 7,4$ Бк/л или 22%.

Интенсивность испарения за 6,44 суток $\frac{7,4}{6,44} = 1,15 \text{ Бк/л}$ в сутки.

Интенсивность испарения с подогревом в 5 раз выше, чем при комнатной температуре. В процентном отношении общий вынос цезия при испарении с подогревом отличается от выноса при комнатной температуре на $22\% - 17,6\% = 4,4\%$.

С единицы площади испарительного сосуда 1 м^2 удаляется при подогреве воды за сутки 127,35 Бк/л цезия.

5-ый опыт

Цель опыта: изучение изменения радиоактивности воды за счет осаждения радионуклида цезия – 137 на дно и стенки сосуда. Использовалась вода предыдущего опыта массой 289,2г, с объемной активностью 26,8 Бк/л. Вода очищалась от коллоидов фильтрованием через холщевую салфетку. Отфиль-

траванная вода массой 255,35г с начальной объемной активностью 19,45 Бк/л помещалась в кюветку «Маринелли» - 1, в которой определялась активность воды. Далее вода переливается из кюветки «Маринелли» - 1 в кюветку «Маринелли» -2. Габариты кюветок одинаковые. Вода в кюветке «Маринелли» - 2 отстаивается с закрытой крышкой по циклам в течение 2-40 часов каждый. После отстаивания вода снова переливается в кюветку «Маринелли» - 1 для определения активности на радиометре.

Обе кюветки после опорожнения протираются насухо салфеткой. Исследуемая проба воды отстаивается всегда в кюветке «Маринелли» -2, а активность ее определяется всегда в кюветке «Маринелли» - 1.

Разница в активности пробы воды до и после отстаивания характеризует количество осевших радионуклидов.

Проведено 8 циклов осаждения общей продолжительностью 131,5 час (5,5 суток). За счет потерь воды при протирании мокрых кюветок и последующем смачивании сухих масса пробы снизилась за 8 циклов на 14,65г.

Объемная активность воды за 8 циклов снизилась за счет осаждения радионуклидов на стенках и дне сосуда с 19,45 до 12,89 Бк/л, т.е. на 6,56 Бк/л, интенсивность осаждения составила 1,2 Бк/л в сутки.

При площади открытой водной поверхности 1м² осажается 132,9 Бк/л в сутки радионуклида цезия.

По- видимому, передвижение цезия в озерах и прудах в общих чертах аналогично этому процессу в опытных сосудах.

Попав в водоем, цезий захватывается прежде всего, планктоном путем адсорбции его на поверхности клеток. Планктон преимущественно состоит из одноклеточных зеленых водорослей с незначительной массой по отношению к массе воды, но с большой суммарной адсорбирующей поверхностью. Несколько медленнее цезий оседает на прикрепленных водорослях, растущих на дне и на укоренившихся высших растениях по берегам водоема.

Цезий проникает в мелкие водные насекомые, поедающие планктонные водоросли; улитки, питающиеся водорослями; далее в хищных животных.

Постоянно оседающий планктон и экскременты животных увеличивают долю цезия в донном иле.

Происходит накопление цезия и в пленке микроорганизмов, образующейся на стеблях, листьях растений и на поверхности донных отложений.

Между планктоном, водорослями, донным илом, осадком и водой постоянно происходит обмен радионуклидами до достижения состояния динамического равновесия.

Летом воды прудов и озер стратифицированы. Верхний слой теплой воды, отделен термоклином (зона быстрого изменения температуры с глубиной) от массы холодной воды на глубине. Поступивший с весенними талыми водами с полей радионуклид цезия вместе с планктоном и частицами опускается в нижние слои воды, где может переходить в ил и поглощаться бактериями и другими организмами, обитающими в иле. Некоторое количество цезия диффундирует из ила в воду.

Во многих водоемах, а в мелководных большая часть растительной продукции образуется прибрежными растениями, а не планктоном открытых вод и поглощение ими цезия становится важным фактором, характеризующим баланс цезия в водоеме.

Весной, когда вода имеет одну и ту же температуру по всей глубине и нет различий в плотности, воды прудов и озер легко перемешиваются ветром. Цезий снова выносится на поверхность, которая прогревается и наступает пик продуктивности планктона. Летом водоем опять стратифицирован, и ветер перемешивает только теплые, менее плотные поверхностные воды. Содержание цезия в поверхностных слоях воды снова уменьшается.

Осенью приповерхностные слои остывают, температура и плотность выравниваются по всей глубине, вновь происходит перемешивание воды в водоемах.

Выводы

- 1) Вынос с испаряющейся влагой, поглощение и аккумуляция цезия организмами, осаждение мертвых остатков вызывают отток поступившего с грунтовыми и весенними талыми водами радионуклида и очищение воды.
- 2) Постепенно цезий переходит из активного круговорота в менее активные формы со скоростью, характерной для экосистемы конкретного водоема.
- 3) Выявленные закономерности осаждения цезия в воде, на поверхности водных растений и микроорганизмов, удаления в процессе испарения влаги необходимо учитывать при проектировании прудов, отстойников, биоканалов.

4.10. Характеристика шахтных и трубчатых колодцев как источников орошения приусадебных участков

Для добывания подземных вод в качестве источника орошения дачных и приусадебных участков на радиоактивно загрязненной территории целесообразно использовать шахтные и трубчатые колодцы (буровые скважины). Шахтные колодцы представляют собой вертикальные выработки с большими поперечными размерами, врезающимися в водоносный пласт и служащие для забора подземных вод. Шахтные колодцы выполняются в основном из железобетонных колец диаметром 1 м., высотой 0,7-1 м, толщиной стен 1-10 см. Состоят из трех основных частей: шахты, водоприемной части и оголовка. Схема шахтного колодца представлена на рисунке 4.20.

Шахтные колодцы бывают глубиной 10-20 м. Предусматриваются в основном для добычи грунтовых вод и реже для межпластовых подземных вод. Водоприемная часть обеспечивает поступление подземных вод в колодец. Из-за неудовлетворительной конструкции водоприемной части колодец работает плохо, в него проникает водоносная порода, загрязняющие вещества. Колодец бывает оборудован воротом с ручками, журавль, воротом с колесом и т.д.

Трубчатые колодцы иногда называют буровыми скважинами, приспособленными для добывания воды. Стенки скважин закрепляют трубами. Различают два типа колодцев: а) глубокие, дающие преимущественно напорную и иногда

самоизливающуюся воду, и б) мелкие, преимущественно для добывания грунтовых вод. Глубину скважины для сельскохозяйственного водоснабжения чаще устраивают до 30 м. Водоприемная часть колодцев закрепляется фильтром. Фильтры выполнены в виде прочного каркаса, снабженного различными фильтрующими устройствами. Верхняя часть мелкотрубчатого колодца выходит на поверхность земли, называется устьем, а обделка устья – оголовком, который защищает скважину от попадания в нее загрязнений с поверхности земли. Схема мелкотрубчатого колодца представлена на рисунке 4.21. Конструкции мелкотрубчатых колодцев показаны на рисунках 4.22, 4.23.

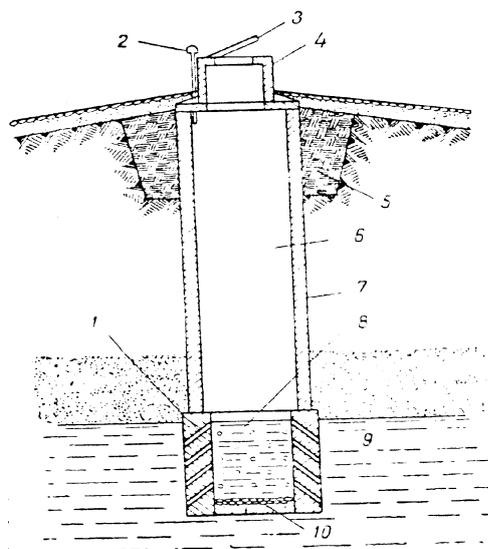


Рис.4.20 Схема шахтного колодца

1-водоприемное отверстие; 2.-вентиляционная труба; 3.-крышка или люк; 4-оголовок; 5-глиняный замок; 6.- шахта; 7-крепление шахты; 8-водоприемная часть; 9-водоносный пласт; 10-донный фильтр.

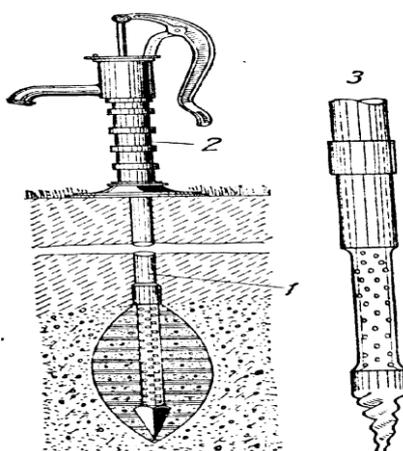


Рис.4.21. Мелкий трубчатый колодец

1-всасывающая труба с фильтром; 2- всасывающий насос, 3-фильтр со штопорообразным наконечником;

МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
 Федеральное агенство по сельскому хозяйству
 Управление мелиорации земель и технического обеспечения
 Брянский проектно-изыскательский институт
 ОАО "БРЯНСКИГПРОВОДХОЗ"

Местоположение скважины
Абсолютная отметка устья скважины
Глубина скважины 25 м
Проектируемый водоносный горизонт
Статический уровень (глубина от поверхности грунта) 8 м
Динамический уровень при дебите м куб./час составит м
Проектируемые данные откачки при динамическом уровне

Масштаб: в 1 см - 2 м	№№ слоев по порядку	Геологический индекс пород	Описание пород	Геологический разрез и конструкция скважины	Мощность слоев			№№ водоносных горизонтов	Уровни воды		Бурение		Крепление скважины		Примечания (сведения о фильтрах, тампонаже и т.п.)		
					от	до	пог. м		появление	установился	диаметры, мм	глубины, м	диаметры, мм	глубины, м			
2	1	Q	Песок		0	4	4							Цементация заглубного пространства всех колонн			
4																	
6	2	Q	Глина		4	8	4		8	8	244	8	168		8		
8																	
10	3	Kzt	Мергель		8	15	7										
12																	
14																	
16																	
18	4	Kzt	Мел		15	25	10										
20																	
22																	
24																	
26											190	25	133		25		
28																	
30																	
32																	

Примечание: способ бурения - вращательно-роторный (I тип)

Рис.4.22 Примерная конструкция мелкотрубчатого колодца.

МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
 Федеральное агентство по сельскому хозяйству
 Управление мелиорации земель и технического обеспечения
 Брянский проектно-изыскательский институт
 ОАО "БРЯНСКГИПРОВЕДХОЗ"

Местоположение скважины	
Абсолютная отметка устья скважины	
Глубина скважины	20 м
Проектируемый водоносный горизонт	
Статический уровень (глубина от поверхности грунта)	5 м
Динамический уровень при дебите	м куб./час составит м
Проектируемые данные откачки при динамическом уровне	

Масштаб: в 1 см - 2 м	№№ слоев по порядку	Геологический индекс пород	Описание пород	Геологический разрез и конструкция скважины	Мощность слоев			№№ водоносных горизонтов	Уровни воды		Бурение		Крепление скважины		Примечания (сведения о фильтрах, тампонаже и т.д.)
					от	до	пог. м		появление	установился	диаметры, мм	глубины, м	диаметры, мм	глубины, м	
2	1	Q	Песок		0	5	5		5		244	6	168	6	Цементация затрубного пространства
4															
6	2	Q	Глина		5	13	8	13							
8															
10															
12															
14	3	Q	Песок разнозернистый водоносный		13	20	7			190	20	133	20	Фильтр сетчатый с 15м по 19м	
16															
18															
20															
22															
24															
26															
28															
30															
32															

Примечание: способ бурения - ударно-канатный (II тип)

Рис. 4.23. Примерная конструкция мелкотрубчатого колодца.

4.11. Содержание радионуклидов в грунтовых водах загрязненных территорий по результатам экспериментальных исследований

Работы, проводимые БГСХА, включали радионуклидное опробование верхних водоносных горизонтов, эксплуатируемых для децентрализованного водоснабжения, а именно в шахтных и мелкотрубчатых колодцах.

В зоне заражения содержание радиоцезия в некоторых колодцах верхних горизонтов в 10 раз превышает фоновые (дочернобыльские), но в части из них содержание радиоцезия - ниже уровня вмешательства, регламентируемых НРБ - 99.

Для сравнения с благополучными районами Московской области в отношении радиоактивного регионального загрязнения чернобыльскими выбросами фоновые характеристики в поверхностных и подземных водах по данным ВСЕГИНГЕО представлены в таблице 4.4.

Таблица 4.4 - Фоновое содержание радионуклидов в различных водных объектах

Радионуклид	Содержание в водных объектах, Бк/л			
	реки	озера	грунтовые воды	пластовые воды
^{137}Cs	<0,005-0,01	<0,005-0,02	<0,005-0,01	<0,005
^{90}Sr	0,01-0,02	0,01-0,03	<0,005-0,02	<0,005

Водоносный горизонт четвертичных отложений, вскрываемый неглубокими скважинами, мелкотрубчатыми колодцами, шахтными колодцами, по гидрохимическим характеристикам сравнительно плохо защищен от проникновения в него как различных техногенных загрязнений, так и чернобыльского радиоцезия и стронция, выпавшего в результате аварии.

Однако, радиологическое состояние грунтового (четвертичного) водоносного горизонта, на основе полученных результатов обследования шахтных и мелкотрубчатых колодцев юго-западных районов Брянской области показало, что в большинстве опробованных колодцев содержание ^{137}Cs в воде достигло значения, фактически равного установленному по Нормам радиационной безопасности НРБ-99 уровню вмешательства для этого радионуклида –11 Бк/л. Результаты отбора проб воды представлены в таблице 4.5.

Максимальное содержание ^{137}Cs выше нормы наблюдалось в воде колодцев следующих населенных пунктов: г.Злынка, н.п. Корчи Новозыбковский район, н.п. Колодезский Новозыбковский район, д.Ясная Поляна Злынковский район, н.п. Старые Бобовичи Новозыбковский район, н.п.Каташин Новозыбковский район, н.п. Несвоевка Новозыбковский район, н.п. Верещаки Новозыбковский район, н.п. Ольховка Клинецовский район, н.п. Новый мир Клинецовский район, н.п. Новые Ивайтенки Унечский район, н.п. Холевичи Новозыбковский район.

Таблица 4.5 - Содержание загрязняющих веществ в воде, отобранной в колодцах

№	Административный район	Населенный пункт	Место отбора проб в колодце	Глубина колодца, м	Расстояние до воды, м	Содержание ^{137}Cs , Бк/л	pH	Жесткость
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Новозыбковский	Шеломы	северо – востоке с.Шеломы, на правобережной пойме р.Корна	12	8	0,35	7,6	0,38
2	Новозыбковский	Шеломы	Пруд справа. От дороги Шеломы-Журавка в 2 км от с.Шеломы			8,35	7,48	0,07
3	Новозыбковский	Корчи	Северо-восточная часть н.п. Корчи	5	3,8	16,85	7,47	0,18
4	Новозыбковский	Журавка	Мелкотрубчатый колодец – Северо-западная окраина с.Журавка			1,85	7,52	0,17
5	Новозыбковский	Катичи	Центр села, справа от дороги	9	5,5	1	7,46	0,44
6	Новозыбковский	Вихолка	Юго-западная окраина с.Вихолка	9	5	1,85	7,48	0,54
7	Новозыбковский	Грозный	Мелкотрубчатый колодец. Южная часть н.п. Грозный, справа от дороги Верещаки-Махоновка			5,7	7,41	0,13
8	Новозыбковский	Волна	Колодец – Журавль. Западнее н.п. Верещаки справа от дороги Верещаки Махоновка	8	4,5	1,5	7,4	0,5
9	Новозыбковский	Несвоевка	В центре с. Несвоевка у дороги	10	9	11,7	7,4	0,7
10	Новозыбковский	Верещаки	Северная окраина с.Верещаки	9	4	11,7	7,4	0,63
11	Красногорский	Увелье	Справа от дороги Верещаки-Увелье при въезде в село	10	8	6,5	7,4	0,58

Продолжение таблицы 4.5								
1	2	3	4	5	6	7	8	9
12	Красногорский	Яловка	Южная окраина села, справа от дороги Увелье-Яловка	9	4	0,5	7,42	0,91
13	Красногорский	Яловка	Колодец в поле слева от дороги Яловка-Городечня, в 2 км. о с.Яловка	10	9	6,5	7,39	0,14
14	Красногорский	Селец	Мелкотрубчатый колодец центр села			1,35	7,41	0,18
15	Красногорский	Дубенец	с. Дубенец слева от дороги Дубенец-Батуровка	9	3	0,35	7,43	0,7
16	Красногорский	Батуровка	Справа от а/д при въезде в с.Батуровка	9	3	1,2	7,47	0,3
17	Гордеевский	Алисовка	На въезде в н.п. Алисовка	12	9	1,15	7,49	0,55
18	Гордеевский	Кузнецы	На склоне в н.п. Кузнецы у дороги Кузнецы Селец	18	12	6,35	7,51	0,39
19	Гордеевский	Хармынка	На склоне в центре села	10	3,5	0,85	7,5	0,24
20	Гордеевский	Уношево	Колодец (родник) на въезде в н.п. Уношево справа	3	1,1	2,7	7,5	0,4
21	Гордеевский	Ямное	В центре села справа от а/д Ямное –Уношево	16	8	1,2	7,51	0,5
22	Гордеевский	Нежча	на высоком берегу ручья б/н, северо-запад н.п. Нежча	15	14	4,2	7,53	0,43
23	Гордеевский	Старая Полона	В пойме ручья. Западная часть н.п. Старая Полона	12	2,5	8,2	7,53	0,51
24	Гордеевский	Рудня Воробьевка	Мелкотрубчатый колодец правый берег р.Поконка, в центре села			0,7	7,52	0,25
25	Гордеевский	Староновицкая	Колодец справа от а/д Староновицкая-Ширяево в центре села	14	5	8,35	7,54	0,78

Продолжение таблицы 4.5

1	2	3	4	5	6	7	8	9
26	Гордеевский	Твори-шино	В центре села, слева от дороги в 100 м. Гордеевка-Клинцы	10	4	0,35	7,54	0,52
27	Унечский	Новые Ивайтенки	Справа от а/д Унеча-Почеп	12	8	13,7	7,5	0,5
28	Клинцовский	Ольховка	Правый берег ручья в 100 м. справа от уреза воды, у жилых домов н.п. Ольховка	4	1,5	0,7	7,9	0,44
29	Клинцовский	Ольховка	Колодец у ручья в 2 м. слева, левый берег ручья.	4	1	4,2	7,97	0,21
30	Клинцовский	Ольховка	Ручей, в створе колодца № 29			11,35	8	0,21
31	Клинцовский	Тулуковщина	Колодец на правом берегу р.Московка, слева в 250 м. церковь с.Тулуковщина	18	11	0,85	7,95	0,14
32	Клинцовский	Рожны	Мелкотрубчатый колодец. Юго-западная часть села, слева от дороги			1,35	7,91	0,16
33	Клинцовский	Кузнецы	Поселок выселен, 2 жилых дома, колодец слева от дороги Кузнецы-Новый Мир	8	7	2,2	7,93	0,24
34	Клинцовский	Новый Мир	Поселок выселен, 1 жилой дом. Колодец на правом берегу ручья б/н, левый приток р.Туросна	10	7	11,2	7,93	0,08
35	Клинцовский	Лесновка	При въезде в село слева у дороги, на западной окраине. Клинцы Ущерпье	10	7	5,5	7,94	0,15
36	Клинцовский	Кипель	Кол № 1. Центральная улица села	10	8,5	0,7	7,94	0,3
37	Клинцовский	Кипель	Кол №2. Центральная улица села в 150 м. от кол №1.	10	8,2	0,5	7,93	0,14

Продолжение таблицы 4.5

1	2	3	4	5	6	7	8	9
38	Клинцовский	Кипель	Кол № 3. Центральная улица села в 250 м. от кол №2 и 400 м. от кол №1.	10	6	8,5	7,98	0,69
39	Клинцовский	Веприн	На въезде со стороны н.п. Ущерпье	7	2,5	1,35	7,91	0,51
40	Клинцовский	Ягодка	При въезде в село	7	3,5	3	7,91	0,15
41	Новозыбковский	Холевичи	Центральная улица, слева от дороги, при въезде	10	4	20,7	7,88	0,35
42	Новозыбковский	Старя Рудня	Юго-западная часть села	8	5	1,35	7,85	0,25
43	Новозыбковский	Внуковичи	При въезде в село слева на склоне	10	8	8,35	7,85	0,36
44	Новозыбковский	Внуковичи	В 200 м. от кол №43, по центральной улице села.	18	10	4	7,89	0,37
45	Новозыбковский	Дедовский	Северо-восток села, при въезде со стороны н.п. Внуковичи	8	7,5	1,5	7,86	0,25
46	Новозыбковский	Тростань	Южная часть н.п. Тростань	12	9	6,85	7,81	0,31
47	Новозыбковский	д.Величка	Юг н.п. Замишево, правый берег р.Корна за ж/д	6	3	1,85	7,86	0,33
48	Новозыбковский	Замишево	Юг села слева от дороги через ж/д Тростань – Замишево.	6	3,5	6,5	7,85	0,27
49	Новозыбковский	Манюки	Юго-западная окраина села	12	7	8,2	7,85	0,11
50	Новозыбковский	Каташин	На левом берегу ручья б/н , слева от а/д	18	8	17,85	7,85	0,36

Наибольшая активность радиоцезия была обнаружена в воде колодцев н.п. Холевичи Новозыбковского района и составила 20,7 Бк/л, в г.Злынка –20,5 Бк/л, н.п. Колодезский Новозыбковского района –21,3 Бк/л, что в два раза превышает норматив по НРБ –99, в н.п. Корчи Новозыбковского района 16,85 Бк/л, н.п. Каташин Новозыбковского района –17,85 Бк/л, Ясная Поляна

Злынковского района –14,8 Бк/л, Старые Бобовичи –13,7 Бк/л, превышение норматива в 1,5 раза.

Следует отметить, что максимальное содержание радиоцезия характерно для колодцев в настоящее время не используемых, заброшенных. Рост концентрации радиоцезия обусловлен постоянным его поступлением в основном за счет смыва с поверхности атмосферными осадками и последующим накоплением в условиях застойного режима (испарение в летнее время).

Динамика изменения содержания радиоцезия в водах действующих колодцев определяется не только плотностью радиоактивного загрязнения местности, но и, в основном, конструкцией и режимом эксплуатации колодца.

Содержание радиоцезия в колодце у ручья б/н в н.п. Ольховка Клинцовского района, расположенного в 2-х метрах на левом берегу, было значительно ниже чем в ручье и составляло 4,2 Бк/л, а в ручье в этом же створе 11,35 Бк/л. В колодце расположенном на правом берегу ручья в 100 м. от уреза воды содержание цезия составило 0,7 Бк/л. Повышенное содержание радионуклидов в воде ручья является функцией двух составляющих:

1) поступление радионуклидов из грунтового водоносного горизонта; 2) смыв с прилегающей территории.

Смыв радионуклидов с поверхности почвы играет главную роль в загрязнении малых водотоков. Подобный механизм действует и при загрязнении плохо оборудованных колодцев, в которые могут попадать смываемые с поверхности почвы радионуклиды в дождливый период, во время снеготаяния и при неаккуратном использовании.

Наблюдения ВИМСА и ГГП «Брянскгеология» в водах четвертичного горизонта, на региональной гидрогеологической сети на полигонах «Деменка» и «Кожаны», показывают что содержание радиоцезия и радиостронция, в скважинах их сети значительно ниже, чем в водах, вскрываемых колодцами.

Это объясняется более свободным поступлением некоторой части поверхностных радионуклидов с дождевыми и талыми водами в колодцы, различием локальных защитных свойств зоны аэрации и значительной локальной неоднородностью плотности загрязнения территории.

Следовательно требования к конструкции, оборудованию, эксплуатации и контролю за состоянием шахтных колодцев, должны быть усилены.

Во многих колодцах вода неудовлетворительного качества из-за разрушения бетонных колец шахты, не обустроенности входного оголовка колодца –колодцы не закрыты.

Из всего выше изложенного можно сделать следующие выводы:

1. До Чернобыльской аварии в подземных водах радиоцезий и радиостронций либо отсутствовали, либо отмечались на уровне в 10000 раз меньше уровня воздействия по НРБ -99;
2. В настоящее время практически во всех исследованных подземных-грунтовых водах обнаруживается содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr выше фонового;

3. Измерение удельной активности радиоцезия в водах некоторых колодцах в 10 раз превышает фоновые, это связано с глобальным выпадением радионуклидов;
4. На загрязненной территории имеются локальные участки достаточно быстрого проникновения радионуклидов в грунтовый горизонт (западины, участки на которых зона аэрации маломощная или сложена высокопроницаемыми породами);
5. В дальнейшем, при организации орошения в районах, пострадавших от аварии на ЧАЭС, необходимо учитывать, то что сейчас наблюдается этап долговременного процесса поступления чернобыльских радионуклидов в подземные воды
6. В условиях интенсивного поступления загрязнений требуется предусмотреть мероприятия по недопущению попадания радионуклидов в эксплуатируемые колодцы.

4.12. Рекомендации по размещению мелкотрубчатых колодцев по территории

Грунтовые воды характеризуются своеобразным режимом во времени, т.е. изменением запасов, уровня, химсостава, бактериального состава, тесно связанным с климатическими условиями района, физико-химическими процессами, практической деятельностью человека.

Грунтовые воды легко доступны и для практического использования, и для загрязнения. При размещении мелкотрубчатых колодцев на территории необходимо учитывать перечисленные факторы.

Наиболее важными источниками их питания являются атмосферные осадки, просачивающиеся через породы зоны аэрации, особенно интенсивно в отрицательных формах рельефа и поверхностные воды, поглощаемые грунтами.

В речных долинах, оврагах, балках и других отрицательных формах современного рельефа грунтовые воды залегают неглубоко от поверхности. На водораздельных пространствах глубина залегания грунтовых вод достигает 10-12 м при отметках уровня воды существенно превышающих отметки уровней воды в отрицательных формах, рельефа.

На водораздельных площадях размещать колодцы не целесообразно по следующим причинам:

1. Грунтовые воды залегают глубоко.
2. Ввиду небольших водосборных площадей колодцев, водоносный пласт слабо пополняется весной и в дождливые периоды летом.
3. Полевые работы по измерению радиации показали, что на водоразделах наблюдается обычно повышенная радиация. Это закономерность нарушается, если только грунты на водоразделах хорошо проницаемые и обеспечивается высокая вертикальная миграция радионуклидов.

Колодцы следует размещать у подножий склонов в отрицательных формах рельефа, если они не являются замкнутыми накопителями радионуклидов.

В понижениях предварительно нужно провести мероприятия по организации поверхностного стока. Из колодцев, расположенных в пониженных местах воду на возвышенные территории населенных пунктов и к водонапорным башням подавать скважинными насосами под соответствующим напором.

При наличии на водосборной площади колодца лесных массивов необходимо иметь ввиду то, что в лесу атмосферные осадки на 10% задерживаются кроной деревьев, остальная часть инфильтруется в глубь и пополняет водоносный горизонт. Однако, в летний период лес истощает водоносный горизонт, забирая воду на транспирацию. Что касается радиации, отмечено, что лесная подстилка хорошо депонирует радионуклиды.

Целесообразно размещать колодцы в прибрежной полосе рек, озер, прудов, где поглощение речных, озерных, прудовых вод оказывает большое влияние на водные ресурсы колодца. В радиационном отношении воды открытых водных объектов по данным полевых обследований довольно благополучны.

Если водосборная площадь колодца находится в селитебной зоне, необходимо учитывать, что на этих территориях хорошо организован поверхностный сток. Это значит, что насыщение водоносного горизонта весенними и дождевыми водами затруднено, однако, в радиационном отношении такие водосборы являются более чистыми, чем незастроенные.

Не следует размещать колодцы на дренированных площадях, если предъявляются повышенные требования к дебиту колодца. Но в радиационном отношении осушенные территории существенно чище неосушенных.

В деревнях обычно устраивают несколько колодцев и, таким образом, можно добиться высокого суммарного дебита (обычно один колодец дает 1-2 м³/ч., т.к. столб воды не высок, значит понижения и дебиты не велики). Небольшие размеры водосборных площадей позволяют создавать густую сеть колодцев в населенных пунктах без снижения их дебита.

4.13. Экономический эффект при использовании мелкотрубчатых колодцев

Экономический эффект при нецентрализованном водоснабжении небольших (до 50 чел) населенных пунктов подсчитывается, исходя из сравнения затрат на централизованное и нецентрализованное водоснабжение, приходящихся на 1м. длины водопровода по нормативам. Согласно СНиП 2.04.02-84 «Водоснабжение. Наружные сети и сооружения», при наружном водоснабжении с водозабором из водоразборных колонок, радиус действия колонки составляет 100 м, то же относится и к мелкотрубчатому колодцу.

Средние показатели по водоснабжению сельских населенных пунктов из водоразборных колонок при централизованном водоснабжении в ценах 1991 г. складываются из следующих затрат:

- | | |
|---|---------------|
| 1. Бурение скважины глубиной 80 м. | 5,2 тыс. руб; |
| 2. Строительство насосной станции | 1,5 тыс. руб; |
| 3. Оборудование скважины
электронасосным агрегатом | 2,3 тыс. руб. |

4. Строительство водопроводной сети длиной 2000 м.	24,0 тыс.руб.
5. Строительство водонапорной башни	7,0 тыс. руб
6. Строительство зоны санитарной охраны	8,0 тыс. руб;
7. Строительство внешнего электроснабжения	2,1 тыс. руб;
Всего затрат по объекту:	50,1 тыс. руб.

Согласно нормам обеспечения населения питьевой водой из водоразборных уличных колонок, осуществляется в радиусе 100 м. То есть на длине 2000 м. будет, по нормам, находится 10 водоразборных колонок.

Затраты, приходящиеся на 1 м. длины улицы населенного пункта, составят: $Z_{ц.в.} = 50,1 \text{ тыс. руб}/2000 \text{ м.} = 25 \text{ руб/м.}$

В небольших населенных пунктах с числом жителей до 50 человек при водоснабжении из мелкотрубчатых колодцев при тех же нормативах, т.е. обслуживание одним трубчатым колодцем в радиусе 100 м., затраты составят:

1. Бурение мелкотрубчатого колодца с благоустройством площадки	900 руб.
2. Электронасосное оборудование	110 руб.
3. Внешнее электроснабжение	60 руб.
Итого затрат на один колодец	1070 руб.

Затраты, приходящиеся на 1 м. длины улиц населенного пункта обслуживаемого 1 колодцем, составят: $Z_{м.т.к.} = 1070 / 200 = 5,35 \text{ руб/м.}$

Экономический эффект (E) составит разность затрат, приходящихся на 1 м. длины централизованного водоснабжения по сравнению с водоснабжением из мелкотрубчатых колодцев: $E = Z_{ц.в.} - Z_{м.т.к.} = 25,0 - 5,35 = 19,65 \text{ руб/м.}$

Экономия составит $19,65 \times 200 \text{ м.} = 3930 \text{ руб}$ (в ценах 1991 г.)

Целесообразность строительства трубчатых колодцев по экономическим показателям не вызывает сомнений.

4.14. Цеолиты как средство очистки воды от радионуклидов

Цеолиты представляют собой твердые зернистые материалы, имеющие весьма пористую структуру и обладающие большой удельной поглощающей поверхностью. Достоинством цеолитов является высокая адсорбционная емкость при низких концентрациях адсорбируемых компонентов в смеси, позволяющая осуществлять тонкую очистку воды. Отечественные и зарубежные ученые, занимающиеся экологическими проблемами, считают, что в настоящее время природные цеолиты по значимости стоят на первом месте среди нерудных полезных ископаемых, а конец двадцатого столетия явился началом «цеолитового века» в связи с глобальной проблемой оздоровления, охраны окружающей среды и высокой эффективностью применения природных и модифицированных цеолитов.

За рубежом природные цеолиты часто используются в качестве наполнителя фильтров при проектировании очистных сооружений.

В 1959г. Л. Аймс впервые использовал цеолиты для удаления цезия и стронция из воды атомного реактора. В США цеолиты используют для обезза-

раживания радиоактивных отходов, удаления из них цезия и поглощения продуктов радиоактивного распада перед закладкой в хранилище.

Лабораторные и опытно-промышленные испытания в системе Московского коммунального хозяйства и в других организациях по очистке вод питьевого и промышленного водоснабжения показали высокую эффективность использования природных цеолитов для очистки вод от катионов металлов (в том числе радиоактивных Cs, Sr, Rb) и других вредных компонентов.

Трехлетние испытания на Рублевской водоочистной станции г. Москвы показали большую пропускную способность и грязеемкость цеолитовых фильтров по сравнению с песчаными (на 15 – 20%). Отмечено снижение жесткости воды по железу с 13,6 до 0,5 мг/л. Цеолитовый туф в процессе длительной эксплуатации не изменяет своих физико-химических свойств, сохраняя высокую осветляющую способность и ионообменную селективность к ряду нормируемых элементов.

Преимущество цеолитов перед другими ионообменными веществами заключается в том, что они не осмаливаются и не теряют необратимо поглощающей емкости и селективной способности поглощения.

Целесообразно использовать цеолитсодержащие трепелы близрасположенных от радиоактивно загрязненных районов месторождений Фокинского Брянской и Хотынецкого Орловской областей.

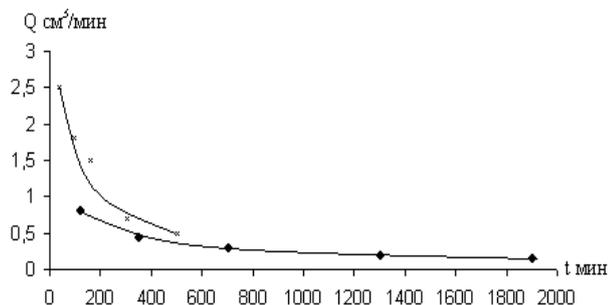
Минеральный состав цеолитсодержащих трепелов Хотынецкого месторождения следующий: клиноптилолит – 37,5%, кварц – 22, монтмориллонит – 8 – 10, кристобалит – 15 – 18, гидрослюда – 11, кальций – 3, минералы группы полевых шпатов – 0,5%. Удельный вес цеолитового туфа 2,49 г/см³, плотность 0,99г/см³, пористость 61,1% [148].

Результаты экспериментального изучения пропускной и адсорбционной способности цеолитовых кассет разных, примерных модификаций представлены в табл. 4.6 (использован цеолит Хотынецкого месторождения). Наилучшей способностью к накоплению цезия обладает кассета, созданная из одного цеолита – 63% накопления. Однако, пропускная способность ее мала – 0,039 л/мин·м². Смесь цеолита и щебня с одинаковыми размерами гранул 2 – 5мм пропускает в 1 минуту через 1м² в 4 раза больше воды при почти том же проценте накопления цезия. Из исследованных модификаций кассет наилучшими данными обладает смесь цеолита и щебня в соотношении 1:2,5 с одинаковыми гранулами d = 5 – 7мм: пропускная способность для воды 4,3 л/ мин·м², накопительная способность для цезия 28,7%.

В экспериментах использовалась вода с высокой объемной активностью – 41,8 – 101,7 Бк/л. По результатам натуральных измерений в водоемах Брянской области такая высокая объемная активность воды встречается крайне редко.

В процессе фильтрации воды через однородные цеолитовые кассеты и через смесь цеолита со щебнем с мелкими фракциями происходит снижение скорости фильтрации во времени (рис.4.24). При использовании кассет с более крупными фракциями цеолита и щебня снижение скорости фильтрации не наблюдается. Режим подачи воды на кассеты в опытах менялся: 1) непрерывная подача воды прекращалась только на время измерения активности в радиометре

(рис. 4.25, 4.26); 2) прерывистая подача поливной нормы в течение нескольких десятков минут один раз в сутки, пять раз за цикл, сменялась межполивным периодом, продолжительностью около одних суток, далее цеолит высушивался, измельчался до первоначальных гранул, и определялась его удельная активность (рис. 4.27; 4.28).



*Рис.4.24 Изменение скорости фильтрации воды через кассету во времени:
x – кассета из смеси цеолита со щебнем;
♦ - кассета из цеолита.*

Как видим, из рисунков 4.25; 4.26; 4.27; 4.28. ни режим подачи воды, ни замедление скорости фильтрации во времени, ни замораживание кассеты не влияют на темп накопления цезия. На всех графиках прослеживается прямо пропорциональная зависимость накопившейся удельной активности цеолита в кассете от количества поданной воды. Адсорбционная способность цеолита не снижалась даже при продолжительном использовании кассет: 97 суток (рис.4.27), 61 сутки (рис. 4.28).

Наибольшая опасность загрязнения водоемов радионуклидами возникает в меженный период. Весной, хотя цезия вымывается из почвы много, но в воде его содержится мало, так как велико разбавление. По сведениям Костякова А.Н. сток грунтовых вод в меженный период составляет 0,02 – 0,05 л/с с одного га. Расход в устье дрены длиной 300м при междренном расстоянии 10м составляет 0,72 л/мин.

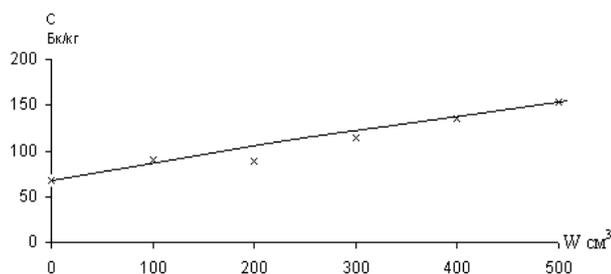


Рис.4.25 Накопление цезия в цеолите при фильтрации через него радиоактивной воды при непрерывной подаче.

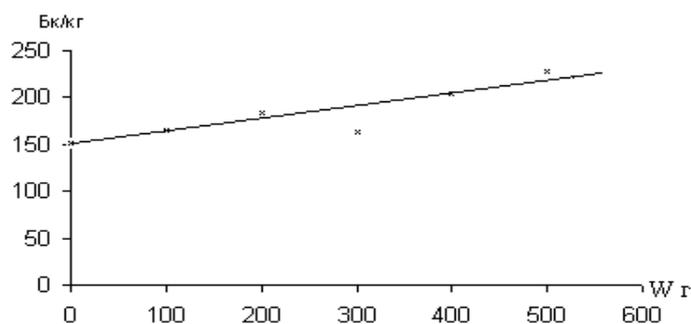


Рис.4.26 Накопление цезия в смеси цеолита и щебня при фильтрации через него радиоактивной воды при непрерывной подаче.

Установив кассету 1 м^2 в устье дрены или в смотровом колодце при впадении в закрытый коллектор, можно обеспечить очистку воды кассетами 3,4,5-ой модификаций (табл. 4.6). Можно ожидать повышенную активность в дренажном стоке дрен, проходящих через «цезиевые пятна». В таких случаях следует устанавливать несколько кассет одну за другой.

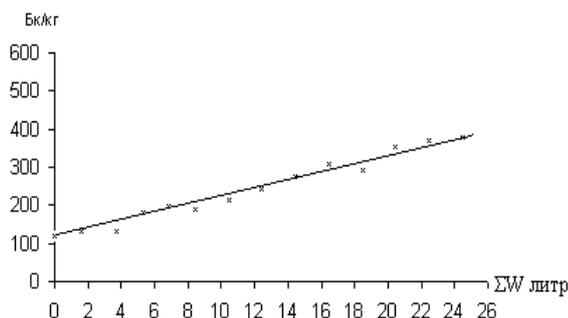


Рис.4.27 Накопление цезия в цеолите слоем 2,5 см в зависимости от количества поданной воды в течение 97 суток прерывистыми циклами.

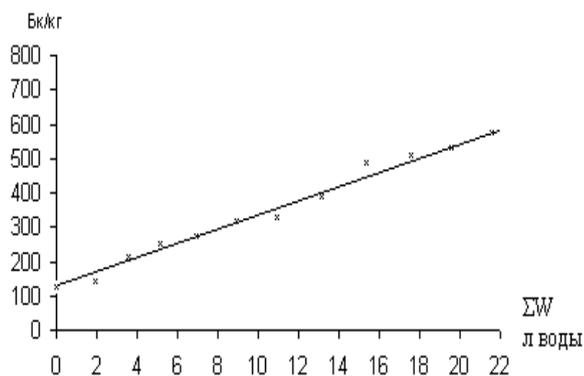


Рис.4.28 Накопление цезия в слое цеолита 2,5 см с периодическим замораживанием при фильтрации радиоактивной воды прерывистыми циклами.

В проводящих элементах осушительной сети, на ручьях расходы воды значительно превышают указанные в таблице 4.6. Чтобы увеличить пропускную способность кассет, можно строить на каналах и ручьях локальные очистные сооружения с поперечными сечениями в несколько м^2 , располагая кассеты по необходимости каскадом. На весенний период для пропуска расхода талых вод кассеты следует убирать.

Для облегчения замены кассет их нужно устраивать с жесткими дырчатых стенками.

Таблица 4.6. Накопление цезия – 137 в цеолитовых кассетах при фильтрации радиоактивной воды.

№	Структура кассеты	Толщина кассеты, см	Объемная активность воды, Бк/л	Средний удельный расход воды через 1м ² , л/мин· м ²	Объем воды, л/ м ²	Накопление цезия в кассете, Бк/кг	% накопления активности
1	2	3	4	5	6	7	8
1	Цеолит с гранулами 2-5мм	4	98,4	0,039	53	85	63
2	Смесь цеолита 2-5мм и щебня 2-5мм в соотношении 1,5:1	3,5	101,7	0,15	53	76,8	58
3	Чередующиеся кольца: 1) смесь цеолита и щебня 2-5мм в соотношении 1:1,5; 2) Щебень 5-7мм; 3) Смесь цеолита и щебня; 4) Щебень	3,5	50	2,2	348	76,6	20
4	Смесь цеолита 5-7мм и щебня 5-7мм в соотношении 1:2,5	3,5	55,1	4,3	162,6	57,2	28,7
5	Смесь цеолита 2-5мм и щебня 5-7мм в соотношении 1:2	3,5	41,8	0,76	126,3	40,5	32

В открытых проводящих каналах и ручьях в придонных слоях воды часто переносится основная масса взвешенных и влекомых наносов, здесь же содержится и основная концентрация радионуклидов. Целесообразно устанавливаемые вертикально кассеты конструировать так, чтобы нижние участки кассет набирались из цеолита или смеси цеолита со щебнем мелких фракций, выше должны быть участки с наполнителем все более крупных фракций.

По литературным данным степень очистки воды на цеолитовых фильтрах такова, что удовлетворяет всем рыбохозяйственным нормативам.

Внесение в условиях дефицита кислорода 0,02г цеолитового туфа на один литр раствора позволяет эффективно улучшить газовый режим, и концентрация растворенного в воде кислорода увеличивается уже в первые два часа не менее чем на 1мг/л, что способствует развитию микроорганизмов и самоочищению водоемов от радионуклидов.

Известно по литературе сведениям, что цеолитовые фильтры в 2 раза реже промываются для регенерации, чем угольно-песчаные. Удельный расход воды на промывку цеолитового туфа на 23% ниже, а объем воды, необходимый для удаления 95% загрязнений в 1,7 раза меньше, чем на промывку угольно-песчаных фильтров.

Кафедрой «Природообустройства и водпользования» были проведены испытания на возможность очистки цеолитовых кассет от радионуклидов методом промывки.

Кассета с начальной удельной активностью 318,7 Бк/кг промывалась дистиллированной водой из расчета 0,0842м³ на 1м² площади кассеты, что позволяло снизить удельную активность на 88,3 Бк/кг. При фильтрационном расходе 0,0058 л/мин, скорости фильтрации 0,037м/ч кассета теряет 27,7% цезия от первоначального содержания 318,7 Бк/кг. Снижение удельной активности на 1Бк/кг обеспечивается подачей на 1м² кассеты 0,954 литра воды. Регенерацию цеолитовых кассет можно ускорить подачей большего объема воды и, как рекомендуется по литературным источникам [16, 17], подачей 3 – 5% раствора хлористого натрия в течение 1 – 2сут.

Для очистки загрязненных радионуклидом цезия цеолитовых кассет можно применять метод выпаривания предварительно замоченных кассет.

Испытанию подвергалась кассета с гранулами цеолита до 2мм, исходной удельной активностью 696 Бк/кг. Кассета заливалась количеством воды, в три раза большем, чем вес цеолита. В замоченном состоянии кассета выдерживалась 9 часов, затем выпаривалась в течение 37 часов на электрокалорифере. Снижение удельной активности составило 88 Бк/кг или 12,6%.

4.15. Мероприятия, снижающие загрязнение радионуклидами водоносного горизонта

На небольших водосборных площадях трубчатых колодцев серьезной проблемой становится всяческое снижение величины поверхностного стока, повышение инфильтрационного питания водоносного горизонта. Очень важным вопросом в этой связи является совершенная методика для определения притока поверхностных вод со сравнительно маленьких водосборов. Такая методика разработана нами и изложена выше.

Нашими исследованиями радиационного загрязнения, установлено, что поверхностный и внутрипочвенный сток является основным поставщиком радионуклидов в водные объекты, поэтому мероприятия, направленные на перевод поверхностного стока в грунтовый, должны включать меры по очистке этого стока от радионуклидов.

Для перехвата и перевода поверхностного и внутрипочвенного стока в грунтовый устраивают колодцы-поглотители, собиратели с фильтрующей загрузкой, поглотительные колонки. Конструкции этих сооружений не должны мешать обработке почвы и уборке урожая или же их следует устраивать по границам постоянных контуров-дорог, лесополос, опушек леса, границ севооборота, жилой зоны и др.

Прерывистые собиратели, поглотительные колонки и колодцы должны иметь элементы, задерживающие радионуклиды. На колодцах и колонках следует устраивать цеолитовые кассеты из природного или гранулированного цеолита с высокими фильтрационными свойствами относительно воды. Кассеты устанавливаются горизонтально и должны легко сниматься для замены новыми. Загрязненные радионуклидами кассеты вывозятся и захораниваются в специально отведенных местах. В собирателях кассеты устанавливаются вертикально, и также должны быть съемными. Собиратели отводят воду в поглотительные колодцы и колонки. Схемы размещения собирателей и колодцев-поглотителей в зависимости от рельефа водосборных площадей приведены на рис 4.29.

Если верхний водонепроницаемый слой небольшой мощности, то вместо поглощающего колодца-скважины устраивают колодцы-шурфы. Дно колодца должно касаться песчаного слоя.

Мелкие водоемы, замкнутые западины, «блюдца», в которых застаивается талая и дождевая вода обычно заиливаются при осаждении мелких частиц почвы из воды. Дно этих понижений становится практически водоупором. Таких земель в Брянской области великое множество. Весной и во время летних ливней западины наполняются водой, озера стоят иногда до 2-3 недель, создавая значительные проблемы сельским труженикам.

Отвод воды в нижележащие водопроницаемые слои грунта можно осуществлять с помощью вертикальных поглощающих колодцев. Для этого в низком месте замкнутого понижения строят буровую скважину, которая проходит верхний слабопроницаемый слой и заканчивается в хорошо водопроницаемом грунте, обычно песчаном. В западных радиоактивно загрязненных районах области преобладающими грунтами являются песчаные, поэтому глубина таких скважин не будет превышать 2-3 м. Диаметр скважины 15-20 см, стенки крепятся асбестоцементными или гончарными трубами. Верхний оголовок трубы обсыпается фильтром: песком, мелким и крупным гравием. Поверх фильтра из гравия укладывается цеолитовая съемная кассета. Схема поглощающего колодца приведена на рис 4.30.

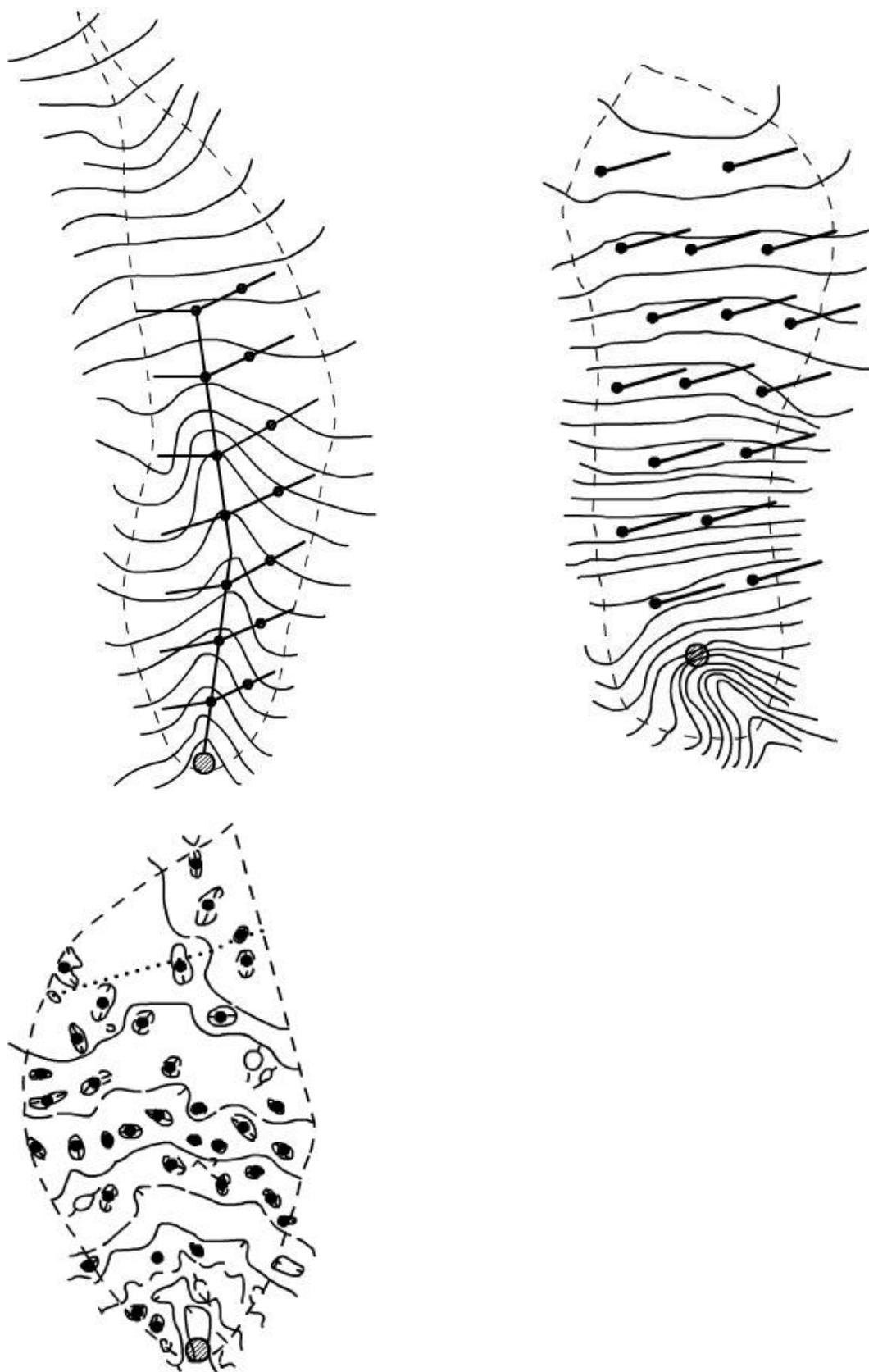
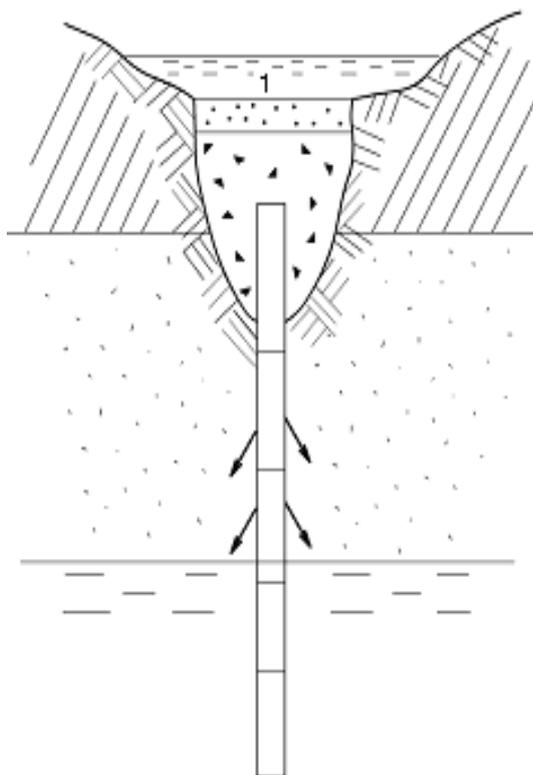


Рис. 4.29. Размещение колодцев-поглотителей и собирателей на водосборных площадях.

● - мелкотрубчатый колодец

—●— - поглотительный колодец с собирателем



*Рис. 4.30. Поглощительный колодец-скважина.
1- цеолитовая кассета*

4.16. Снижение радиоактивного загрязнения воды открытых водотоков с помощью цеолитовых конструкций

Устройство очистных резервуаров с цеолитовыми кассетами на открытых каналах и водотоках.

Открытые осушительные магистральные каналы рассчитываются на пропуск весеннего расхода 10% обеспеченности. Чтобы не препятствовать пропуску этого расхода на каналах рекомендуется устраивать заглубленный ниже дна канала резервуар с установленными вертикально съемными кассетами с цеолитовым наполнителем. Высота кассет рассчитывается из условия пропуска межженного расхода в режиме фильтрации через кассеты, а паводочный расход воды должен проходить поверх кассет.

Резервуары должны устраиваться перед впадением магистрального канала в водоприемник и по длине канала с частотой, определяемой степенью загрязнения воды радионуклидами и пропускной способностью цеолитовых кассет.

Донные запруды с цеолитовыми кассетами.

Для борьбы с донной эрозией в балках и оврагах применяются донные запруды, устраиваемые каскадом в тальвеге балок и оврагов, создающие опоры воды и тем самым предотвращающие размыв дна. Стенки запруд располагают поперек русла, врежая в дно и откосы оврага на 0,3-0,5 м. Высота стенок до

1 м. При устройстве плетневых сооружений колья забивают через 40 см один от другого и заплетают ивовыми прутьями. Целесообразно сделать два плетня с расстоянием 0,5 м между ними, куда поместить цеолитовую кассету. Плетень является временным сооружением, но и кассета является сменной. Более прочны и надежны каменные и бетонные запруды. Размещают донные запруды через 10-15 м и реже в зависимости от уклона оврага.

Донные запруды не обязательно должны совмещать функции очистки воды от радионуклидов и борьбы с донной эрозией. Их можно устраивать на всех проточных понижениях, ложбинах, балках, оврагах.

4.17. Предотвращение вторичного загрязнения воды радионуклидом цезия в водоемах

Загрязнение водосборных площадей радионуклидами после Чернобыльской аварии привело к радиоактивному загрязнению наносов внерусового происхождения. Смываемые с распаханых земель в результате плоскостной и ручейковой эрозии наносы имеют мелкий фракционный состав, развитую удельную поверхность и в большом количестве сорбируют радионуклиды. Большая часть радионуклидов цезия и стронция адсорбируется на частицах диаметром менее 0,07 мм [102].

Наши опыты по изучению скорости молекулярной диффузии в капиллярах ила, отобранного в пруду д.Карпилавка Злынковского района показали, что даже после 4 месяцев выстаивания под слоем воды верхний слой ила оказывался сильно разжиженным и четкой грани между водой и илом не существовало.

Этот полужидкий слой высокодисперсных илистых частиц обладает высокой удельной активностью. Нижний слой донных отложений, наоборот, очень уплотнен и препятствует распространению радионуклидов в глубину и загрязнению подрусловых вод. Коэффициенты диффузии в верхние слои в 10 раз выше, чем в нижние слои: в наших опытах $(5\div 6) \cdot 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}$.

Установленный нами факт наивысшей удельной активности верхнего слоя донных отложений пруда в д. Карпиловка не может быть объяснен процессами диффузии. В прудах отложения ила, загрязненные сразу после Чернобыльской аварии, покрывались затем менее радиоактивными продуктами эрозии последующих лет. Максимальная удельная активность цезия в верхних слоях донных отложений объясняется перераспределением фракции взвешенных наносов при их осаждении в мутных паводковых потоках весенних периодов, при взмучивании наносов ветровыми течениями летних и осенних периодов. В результате таких осадений наиболее мелкие, с наибольшей удельной активностью фракции оказываются в верхнем слое донных отложений.

На мелководных реках с илистым дном, на небольших слабопроточных и особенно непроточных водоемах, которых множество на загрязненной территории, донные отложения являются серьезным источником вторичного загрязнения воды радиоактивными веществами. Причем, если брать пробы воды на анализ в тихую, безветренную погоду, загрязнения радионуклидами можно и не обнаружить.

В настоящее время в западных, наиболее загрязненных радионуклидами цезия районах, для снижения его поступления в продукты растениеводства широко применяются калийные удобрения и известь. Эти материалы в наших экспериментах по вымыву цезия из почв способствовали ускоренному вымыву. Они же изменяют щелочно-кислую реакцию почвенного раствора и, попадая в водоем, изменяют показатель рН воды.

При поступлении цезия-137 с поверхностным или грунтовым стоком с низким значением рН в природные водоемы, вода которых обычно имеет показатель рН, близкий к нейтральному, радионуклид будет частично осаждаться на дно. С другой стороны, поставка цезия – 137 из донных отложений обратно в воду рек и водоемов со сниженным и повышенным рН против нейтральных значений, должна увеличиваться.

По литературным данным концентрация Ca^{2+} в дренажном стоке 1% обеспеченности весеннего периода на пропашных культурах достигает 153 мг/л, в летний период – 190 мг/л, в осенний период – 200 мг/л, превышая летом и осенью ПДК.

При разработке водоохранных мероприятий для водоемов необходимо учитывать все вышеизложенные особенности осаждения радионуклидов и вторичного их поступления из донных отложений в воду.

Изменение радиоактивности мутной воды в водоемах при внесении скрепляющих компонентов на поверхность донных отложений изучалось в лабораторных условиях при периодическом взмучивании поверхностного слоя отложений, затопленного слоем воды.

В качестве илистых отложений использовался грунт 2-х типов:

1. Ил верхнего слоя донных наносов с удельной активностью 2534 Бк/кг из существующего пруда п.Карпиловка СХП «Ромашино» Злынковского района Брянской области.
2. Радиоактивный грунт, представленный легкой супесчаной почвой с множеством растительных и гумусовых остатков, плохо промачиваемой при затоплении. Начальная удельная активность сухого измельченного грунта – 13790 Бк/кг. В качестве скрепляющих компонентов использовались порошкообразные цемент и известь.

Илистые отложения затапливались водопроводной водой с $\text{pH} = 7,5-7,8$.

Грунт и вода помещались в стеклянные цилиндрические емкости объемом 1 л, диаметром 10 см, высотой 15,5 см.

Активность взмученной воды определялась на радиометре РУБ-01-П6.

Для фиксации изменений кислотности воды при внесении скрепляющих компонентов измерялась активность ионов водорода с помощью ионометрического преобразователя И-500 по ГУ4 215-002-29074628-96.

Целью проведения опытов является:

- 1) Изучение снижения активности взмученной воды над слоем радиоактивных илистых отложений при внесении на поверхность отложений скрепляющих компонентов.

2) Разработка мероприятий, предотвращающих или ограничивающих вторичное поступление радионуклидов в существующих прудах и других водоемах при взмучивании придонного слоя.

Подготовленные сухие пробы илистых отложений засыпались в 4-е сосуда. В сосуды № 1, 2, 3 помещался ил с удельной активностью 2534 Бк/кг, массой по 242 г в каждый сосуд. В качестве скрепляющего компонента применялась сначала известь, затем после нескольких циклов взмучивания - цемент.

В сосуд №4 засыпан грунт с удельной активностью 13790Бк/кг, массой 190г. В качестве скрепляющего компонента применялся только цемент.

Схемы внесения скрепляющих компонентов:

Сосуд № 1.

Известь или цемент рассыпались на поверхность воды и размешивались в верхнем слое 1,5 см слое воды.

Сосуд №2.

На влажную поверхность ила вносилась известь или цемент, затем ил высушивался и заливался слоем воды 10 см.

Сосуд №3.

На высушенную поверхность ила рассыпались известь или цемент, ил рыхлился на глубину 0,5 см, увлажнялся небольшим количеством воды и заливался слоем воды 10 см.

Сосуд № 4.

Последовательность операции такая же, как в сосуде №3, но вносился изначально только цемент.

Степень взмученности слоя воды над затопленным илом измерялась активностью мутной воды. Взмучивание отстоявшейся воды проводилось в течение 1 минуты мешалкой, опущенной до середины слоя воды. Мешалка двигалась по горизонтальному кругу всегда со скоростью 60 об/мин.

После определения рН и активности взмученной воды проба возвращалась в свой сосуд и начинался новый цикл отстаивания.

Результаты опытов приведены в таблице 4.7.

Внесение извести на поверхность и чистой водопроводной воды, и взмученной отстоявшейся воды (сосуд № 1) способствует повышению рН при первом внесении на 1,5 единиц, при втором на 4,5 единиц. Активность взмученной воды также растет сразу после внесения извести. Показатель рН сразу после внесения извести растет, но затем снижается в течение 20 суток до начального значения.

После внесения 6г цемента объемная активность мутной воды снизилась со 175 Бк/л до 0,7 Бк/л и в дальнейшем в 7-ми взмучиваниях не превышала 50 Бк/л. Показатель рН вырос до 11,87 единиц и за 50 суток снизился до 8,75 единиц.

Таким образом, внесение цемента способствует ограничению взмучивания и поступления радионуклидов из донных отложений в воду.

Таблица 4.7. Изменение показателя кислотности pH и объемной активности воды С Бк/л над радиоактивны илом и грунтом после взмучивания.

Даты внесения извести и цемента и взмучивания воды	Внесение извести и цемента на поверхность воды сосуд №1		Внесение извести и цемента на поверхность влажного ила без рыхления сосуд №2		Внесение извести и цемента на поверхность сухого ила с рыхлением сосуд №3		Внесение цемента на грунт срыхлением и на поверхность воды сосуд №4	
	pH	С Бк/л	pH	С Бк/л	pH	С Бк/л	pH	С Бк/л
1	2	3	4	5	6	7	8	9
25.12.08	7,04	53,8	7,04	53,8	7,04	53,8	-	-
Внесение извести 1г 25.12.08	да		да		да		нет	
5.01.09	8,34	68,0	8,26	53,4	8,21	53,4	-	-
9.01.09	7,73	96,9	8,16	54,08	8,26	41,3	-	-
12.01.09	7,62	87,4	7,99	57,05	8,09	25,7	-	-
14.01.09	7,50	85,1	7,85	74,4	7,8	46,0	6,84	430,9
14.01.09 внесение 3 г цемента	нет		нет		нет		да	
Перемешивание воды и грунта 16.01.09	да		нет		нет		нет	
16.01.09 внесение 1 г извести	нет		да		нет		нет	
19.01.09 внесение 3 г извести	нет		нет		да		нет	
19.01.09	7,2	203,9	8,28	35,2	-	-	6,88	22
23.01.09	7,21	193	8,0	76,4	-	-	8,28	81,3
26.01.09 внесение извести 2 г	да		нет		нет		нет	
28.01.09	11,87	133	7,67	85,9	8,26	37,9	8,43	234,8
2.02.09	9,44	124	7,64	81,2	8,02	27,4	8,15	295
6.02.09	9,12	175,6	7,64	85,9	7,95	52,5	8,04	344
16.02.09 внесение 6 г цемента	да		да		нет		да на воду	
19.02.09	11,8	0,7	8,04	0,0	8,1	58,8	9,86	166,4
24.02.09	9,7	44,5	9,67	11,5	-	-	10,28	291,5
27.02.09 внесение 6 г цемента	нет		нет		да		нет	
2.03.09 внесение 6 г цемента до рыхления и 1 г после рыхления	нет		нет		нет		да	
11.03.09	10,16	31,8	8,99	34,55	9,45	9,4	7,87	23,6
17.03.09	10,03	3,6	9,43	51,04	9,4	25,8	9,4	19,5
19.03.09	9,91	23,6	9,25	56,5	9,23	22,8	9,41	44,6
11.04.09	8,77	53,7	8,52	60,8	8,27	53,1	8,96	35,83
13.04.09	8,75	43,7	8,02	49,9	8,17	33,6	8,57	37,9
16.04.09	8,89	46,1	8,25	83,7	8,38	61,1	8,7	60,4
17.04.09 внесение цемента	да 6г		да 10г		да 6г до рыхления, 3г после рыхления		нет	
20.04.09	13,2	10	-	-	-	-	8,51	48,24
23.04.09	13,22	28,8	7,56	34,08	7,7	16,6	8,78	30,2
24.04.09	13,13	34,7	9,14	34,8	9,39	16,9	8,6	46,8
27.04.09	12,77	32,1	9,59	14,0	10,16	21,3	8,56	30,9
29.04.09	11,78	8,6	9,33	20,0	10,01	9,1	8,47	40,4
30.04.09	11,7	14,2	9,45	13,4	10,12	23,6	8,6	36

Внесение извести на влажную поверхность ила (сосуд № 2) способствует созданию известковой корки, которая в течение 2 взмучиваний препятствует

поступлению радионуклидов из ила в воду. В дальнейшем корка разрушается и после 3-го взмучивания объемная активность воды растет - до 85,9 Бк/л к 9-му взмучиванию. Показатель рН изменяется также, как и в первом варианте опыта, но амплитуда изменений меньше.

После внесения цемента объемная активность взмученной воды изменяется примерно также, как в первом варианте опыта, а амплитуда изменения рН меньше – от 9,67 до 7,56 ед. Такое мероприятие можно проводить на прудах, ежегодно освобождаемых от воды для отлова рыбы.

При первом внесении извести на сухую поверхность донных отложений с последующим рыхлением (сосуд № 3) объемная активность мутной воды после 4-х взмучиваний оставалась равной объемной активности мутной воды без внесения скрепляющих компонентов – в пределах 53,4-46 Бк/л. При повторном внесении извести с рыхлением объемная активность взмученной воды оставалась меньше или равной объемной активности воды без скрепляющих компонентов – в пределах 37,9-52,5 Бк/л.

Таким образом, этот метод применим для снижения активности взмученной воды на существующих прудах. Диапазон изменения рН – от 7,04 до 8,26 единиц.

Внесение цемента на сухую поверхность отложений с рыхлением существенно снижает объемную активность воды – с 58,8 до 9,4 Бк/л.

При последующих 5 взмучиваниях роль цемента постепенно пропадает, и объемная активность воды снова возрастает до 61,1 Бк/кг.

При внесении 3г цемента в грунт с множеством гумусированных и растительных остатков (4 сосуд) объемная активность взмученной воды падает с 430,9 Бк/л до 22 Бк/л. Однако, созданный плотный слой быстро разрушился и после 5-ти взмучиваний объемная активность снова выросла с 22 до 344 Бк/л. Повторное внесение цемента на поверхность воды не способствовало длительному снижению активности воды, а наоборот – объемная активность после второго взмучивания достигла 291,5 Бк/л. Внесение 6г цемента в третий раз с рыхлением, увлажнением и дополнительным внесением 1г цемента на взрыхленную поверхность способствовало образованию после схватывания цемента плотного слоя с гладкой поверхностью. На протяжении 12-ти взмучиваний объемная активность воды изменялась в диапазоне 19,5 – 60,4 Бк/л.

Рекомендуемые первоначальные мероприятия:

1. На существующих прудах с толстым слоем радиоактивного ила необходимо спустить воду;
2. Высушить слой ила до состояния предельно полевой влагоемкости;
3. Произвести глубокую вспашку на глубину 40 см с переворотом пласта, чтобы верхний наиболее радиоактивный слой оказался погребенным;
4. На поверхность перевернутого пласта нанести скрепляющий материал – известь в количестве 300г/м², цемент в количестве 600 г/м². Предпочтительно вносить цемент.

5. Сразу после нанесения скрепляющего материала произвести рыхление на глубину 10-15см;
6. Увлажнить разрыхленный слой с помощью передвижной дождеваль-ной техники.
7. На увлажненную поверхность нанести дополнительно тонкий слой скрепляющего материала из расчета 100-130 г/м².
8. Увлажненный цементирующий материал в течение 3-4 суток должен схватываться.
9. Пруд снова, заполняется водой.

В опытах объем воды в сосудах незначителен по сравнению с объемом воды в пруду, поэтому рН в водоемах не будет выходить за пределы оптимального диапазона для гидробионтов.

Ежегодные мероприятия:

1. Можно частично спускать воду из пруда через донный водоспуск, чтобы уменьшить глубину воды и предупредить течение воды. На установившуюся водную поверхность и освободившуюся от воды площадь ложа нанести цемент.
2. В связи с внесением калийных удобрений и извести на сельскохозяйственных полях для снижения поступления цезия в продукцию растениеводства рекомендуется ежегодно проводить противоэрозионные мероприятия на водосборных площадях, чтобы снизить поступление растворившихся удобрений с поверхностным стоком в водоемы, где они интенсифицируют вторичное загрязнение воды радионуклидом цезия.

Глава 5

Экономическая эффективность инженерных реабилитационных мероприятий

5.1. Основные принципы определения доз облучения населения

Население, проживающее на радиоактивно загрязненной территории, получает облучение одновременно от нескольких источников:

- а) внешнее γ -облучение от загрязненной радионуклидами почвы;
- б) внутреннее облучение при ингаляционном поступлении загрязненной радионуклидами пыли;
- в) внутреннее облучение от радионуклидов, содержащихся в питьевой воде;
- г) внутреннее облучение от радионуклидов, поступивших с пищей растительного происхождения;
- д) внутреннее облучение от радионуклидов, поступивших внутрь человека с продукцией животноводства.

Ингаляционное поступление цезия составляет единицы процентов и менее от вклада за счет внешнего поступления и его можно исключить из рассмотрения [142].

Обследования источников питьевого водоснабжения в западных районах Брянской области в 2005-2006 выявили лишь отдельные колодцы в населенных пунктах, которые загрязнены цезием сверх нормы. Их можно исключить из водопользования или перейти на мелкотрубчатые колодцы, обеспечивающие более высокое качество питьевой воды при невысокой стоимости строительства колодца.

Эффективную среднегодовую дозу D жителей населенного пункта определяют как сумму дозы внешнего облучения $D_{\text{внеш}}$ и внутреннего облучения $D_{\text{вн}}$:

$$D = D_{\text{внеш}} + D_{\text{вн}}$$

Поскольку дозиметрический контроль в зоне Чернобыльской аварии показал, что эффективная средняя годовая доза у детей различных возрастных групп в 1987-1992 годах не превышала среднюю дозу у взрослых жителей того же н.п., Ильин Л.А и др. предложили в качестве средней дозы у всех жителей н.п. принимать среднюю дозу у взрослых [66]. Для упрощения расчетов воспользуемся этой рекомендацией.

Доза внешнего облучения населения характеризуется следующими факторами:

- а) поглощенной дозой в воздухе на высоте 1 м над поверхностью земли, на величину которой влияет поверхностная активность выпавших радионуклидов, заглубление радионуклидов в почву, вертикальная и горизонтальная миграция радионуклидов, их физический распад;

б) антропогенными факторами, зависящими от воздействия человека на природу при выполнении производственных операций, от защитных свойств жилых и производственных зданий;

в) Коэффициентом перехода от измеряемой мощности дозы в воздухе к величине эффективной дозы;

Уменьшение эффективной дозы внешнего облучения в зимний период времени по сравнению с ее величиной летом для различных групп населения оценивается по рекомендации МУ 2.6.1.-95 в пределах 0,45-0,6 [116]. Период снеготаяния в загрязненных регионах России рекомендуется принимать в среднем около 5 месяцев.

По данным МУ 2.6.1.-95 в течение 1986-91г коэффициент перехода (к.п.) радионуклидов в растения через корневую систему и через корм в животные продукты, полученные на дерново-подзолистых и черноземных почвах, характерных для загрязненных регионов России убывал, а начиная с 1991-92г снижение к.п. цезия-137 замедлилось [116]. В течение 1993-95г снижение не выявлено, поэтому можно воспользоваться для расчетов значениями к.п. для 1993-95г, приведенными в таблице 5.1. [116].

Таблица 5.1. - Средние значения коэффициентов перехода ^{137}Cs из почвы в молоко и картофель в 1993-95г, $10^{-3}\text{м}^2/\text{кг}$.

Тип почвы	^{137}Cs	
	молоко	картофель
дерново-подзолистые: песчаные	0,2	0,04
супесчаные	0,1	0,02
легкосуглинистые	0,05	0,01
среднесуглинистые	0,04	0,007
тяжелосуглинистые	0,03	0,005
серые лесные	0,03	0,005
луговые	0,03	0,005
черноземы	0,01	0,004

Среднегодовое поступление радионуклидов цезия в организм жителей загрязненных территорий с полным рационом питания эквивалентно потреблению ими молока (эквивалент продуктов животного происхождения) и картофеля (эквивалент продуктов растительного происхождения). Количество этих продуктов определено по данным опросов местных жителей.

Среднегодовые потребления молока при расчетах дозы ^{137}Cs принято 370л, картофеля (сырой вес) тоже 370кг.

5.2. Экономическая эффективность промывных поливов (в примерах)

5.2.1. Расчет предотвращенной дозы внутреннего облучения

Загрязнение сельхозпродукции определяется по формуле [132]:

$$Q = K_{II} \cdot \sigma \text{ Бк/кг}, \quad (5.1)$$

где K_{II} - коэффициент перехода ^{137}Cs из почвы в продукцию в любой год после аварии (Бк/кг)/(кБк/м²). Для молока (см. табл.5.1) $K_{II}^M = 0,1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, для картофеля $K_{II}^K = 0,02 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$.

σ - плотность загрязнения ^{137}Cs пашни, сенокосов и пастбищ.

В результате проведения промывных поливов и мероприятий по регулированию внутриснежного стока плотность загрязнения снижается на 200 кБк/м², соответствующая снижению удельной активности на 800 Бк/кг.

Предотвращаемая индивидуальная доза облучения при потреблении молока равна:

$$Q_{\text{вн.инд.}}^M = 0,1 \cdot 10^{-3} \cdot 200 = 20 \text{ Бк/кг}$$

При потреблении картофеля:

$$Q_{\text{вн.инд.}}^K = 0,02 \cdot 10^{-3} \cdot 200 = 4 \text{ Бк/кг}$$

С учетом потребления одним человеком 370л молока и 370кг картофеля в год получим:

$$Q_{\text{вн.инд.}}^M = 20 \cdot 370 = 7400 \text{ Бк/год}$$

$$Q_{\text{вн.инд.}}^K = 4 \cdot 370 = 1480 \text{ Бк/год}$$

Общая предотвращенная индивидуальная доза облучения ^{137}Cs [132]:

$$D_{\text{вн.инд.}} = (Q_{\text{вн.инд.}}^M + Q_{\text{вн.инд.}}^K) \cdot dK \text{ мЗв/год}, \quad (5.2.)$$

где $dK = 1,4 \cdot 10^{-5} \text{ мЗв/Бк}$ - коэффициент пересчета от годового поступления ^{137}Cs в организм человека к эффективной дозе.

$$D_{\text{вн.инд.}} = (7400 + 1480) \cdot 1,4 \cdot 10^{-5} = 0,1244 \text{ мЗв/год}$$

Коллективная предотвращенная доза внутреннего облучения [131]:

$$D_{\text{вн.кол.}} = D_{\text{вн.инд.}} \cdot N \text{ чел. Зв}, \quad (5.3.)$$

где N - число жителей в населенном пункте, чел.

$$D_{\text{вн.кол.}} = 0,1244 \cdot 1057 = 0,1314 \text{чел.} \cdot \text{Зв}$$

5.2.2. Расчет предотвращенной дозы внешнего облучения

На всей территории населенного пункта и на сельхозугодиях проводятся мероприятия по регулированию внутриснежного стока, в результате которых удельная активность почвы снижается на 400 Бк/кг или в переводе на плотность загрязнения на 100 кБк/м².

Перейдем от предотвращенного загрязнения 100кБк/м² к снижению фона γ -излучения мкР/час [12]:

$$1 \text{мкР/час} = 3700 \text{Бк/м}^2$$

За год фон излучения после проведения защитных мероприятий снизится на:

$$\frac{100 \cdot 10^3}{3700} = 27 \text{мкР/час}$$

Расчет предотвращенной дозы внешнего облучения проводится в соответствии с рекомендациями [50]:

Годовая эквивалентная доза (БЭР) за счет внешнего облучения складывается из дозы, полученной при выполнении производственной деятельности на территории хозяйства, работы на личном приусадебном участке и пребывания в закрытых помещениях.

Время выполнения производственных заданий-2000час/год.

Время пребывания на открытых территориях-2380час/год.

Время нахождения в закрытых помещениях (дома)-4380час/год (12 часов в сутки)

В н.п. Новые Бобовичи снежный покров устанавливается на 4 месяца - декабрь, январь, февраль, март.

Годовая доза внешнего облучения жителя Новые Бобовичи $D_{\text{н}}$, находящегося на открытом воздухе определится так:

От начала года до 1 июня

$$\begin{aligned} D_{\text{н}}' &= \frac{2380}{365} \cdot 90 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 27 + \frac{2380}{365} \cdot 61 \cdot 0,87 \cdot 27 = 9649,6 + 9343,2 = \\ &= 18,9926 \text{мбэр} = 0,019 \text{бэр} \end{aligned}$$

После 1 июня до конца года

$$D_n'' = \frac{2380}{365} \cdot 31 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 27 + \frac{2380}{365} \cdot 183 \cdot 0,87 \cdot 27 = 0,03136 \text{ бэр}$$

где 90 и 31- число дней со снежным покровом;
 61 и 183- число дней без снега;
 0,87- коэффициент перехода от экспозиционной дозы γ - излучения к поглощенной, бэр/P;
 0,7- коэффициент задержки γ - излучения снежным покровом.

$$D_n = D_n' + D_n'' \quad (5.4)$$

$$D_n = 0,019 + 0,03136 = 0,0502 \text{ бэр}$$

Годовая доза внешнего облучения жителя в закрытом помещении:
 до 1 июня:

$$D_n' = \frac{4380}{365} \cdot 151 \cdot 0,87 \cdot 0,5 \cdot 27 = 0,02128 \text{ бэр}$$

после 1 июня

$$D_n'' = \frac{4380}{365} \cdot 214 \cdot 0,87 \cdot 0,5 \cdot 27 = 0,03016 \text{ бэр}$$

0,5- коэффициент экранирования закрытых помещений.

$$D_n = D_n' + D_n'' \quad (5.5)$$

$$D_n = 0,02128 + 0,0301 = 0,05144 \text{ бэр}$$

Работающие на производстве 2000 час/год могут работать и на открытых территориях и частично в помещениях, поэтому введем для этих часов коэффициент экранирования 0,75.

От начала года до 1 июня

$$D_{ин}' = \frac{2000}{365} \cdot 90 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 27 \cdot 0,75 + \frac{2000}{365} \cdot 61 \cdot 0,87 \cdot 27 \cdot 0,75 = 0,01197 \text{ бэр}$$

От 1 июня до конца года

$$D_{ин}'' = \frac{2000}{365} \cdot 31 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 27 \cdot 0,75 + \frac{2000}{365} \cdot 183 \cdot 0,87 \cdot 27 \cdot 0,75 = 0,01976 \text{ бэр}$$

$$D_{ин} = D_{ин}' + D_{ин}'' \quad (5.6)$$

$$D_{ин} = 0,01197 + 0,01976 = 0,03172 \text{ бэр}$$

Годовая индивидуальная предотвращенная доза внешнего облучения:

$$D_{внеш. инд.} = D_n + D_n + D_{ин} \quad (5.7)$$

$$D_{внеш. инд.} = 0,0502 + 0,05144 + 0,03172 = 0,1334 \text{ бэр/год} = 1,334 \text{ мЗв/год}$$

$$0,1\text{бэр/год}=1\text{мЗв/год}$$

Годовая коллективная предотвращенная доза внешнего облучения:

$$D_{\text{внеш.кол.}} = D_{\text{внеш.мнд.}} \cdot N = 1,334 \cdot 1057 = 1,41\text{чел} \cdot \text{Зв/год}$$

Сумма внешней и внутренней годовой предотвращенной дозы облучения:

$$D_{\text{общ.кол.}} = 1,41 + 0,1314 = 1,5414\text{чел} \cdot \text{Зв}$$

5.2.3. Определение стоимости строительства оросительных систем

Для реабилитации радиоактивно загрязненных территорий применяем промывные поливы.

В состав сооружений оросительной системы для поливов приусадебных участков сельского населения входит плотина с водосбросным сооружением, стационарная насосная станция, стационарная сеть трубопроводов, дождевальные устройства.

Стоимость строительства сооружений определяем в ценах 1984 года по справочнику [172]. С учетом затрат на промывку 115руб/га укрупненный норматив на строительство оросительной системы = 1400 руб/га.

Стоимость строительства орошаемых культурных пастбищ составляет 2080 руб/га. Для систем с передвижными насосными станциями и разборным трубопроводом вводится понижающий коэффициент 0,6-0,7.

$$2080 \cdot 0,6 = 1248 \text{руб/га}$$

С учетом затрат на промывку земель: $1248 + 115 = 1363$ руб/га.

Строительство оросительной системы для сенокосов:

$$1285 + 115 = 1400 \text{руб/га.}$$

Для населенного пункта Новые Бобовичи годовая потребность в картофеле составит:

$$1057\text{чел} \cdot 370\text{кг/чел} = 391090\text{кг,}$$

потребность в молоке:

$$1057\text{чел} \cdot 370\text{л/чел} = 391090\text{л}$$

В конце 80-х годов в колхозе «Решительный», центральной усадьбой которого являлся населенный пункт Новые Бобовичи, на орошаемых землях получали урожай картофеля по 382-440 ц/га. Примем в расчетах урожайность 350 ц/га. Необходимая площадь под картофель $\frac{391090}{350} = 11,2\text{га}$.

Стоимость строительства оросительной системы для орошения приусадебных участков $1400 \cdot 11,2 \cdot 110 = 1724800$ руб, где 110 коэффициент перехода от цен 1984г к ценам 2008г.

Одна корова в год потребляет 30 ц сена. При урожайности люцерны 115 ц/га на одну корову потребуется 0,26 га сенокоса. При надое 16 л/сут за год корова дает $16 \cdot 10 \cdot 30 = 4800$ л/год молока. Необходимое количество коров:

$$\frac{391090}{4800} = 82 \text{ гол}$$

Площадь сенокоса $82 \cdot 0,26 = 21,4$ га.

Стоимость строительства орошаемого сенокоса:

$$1400 \cdot 21,4 \cdot 110 = 3295600 \text{ руб}$$

Площадь злакового пастбища на 1 корову за пастбищный период равна 0,32 га, на 82 коровы - 26,2 га.

Стоимость строительства орошаемого культурного пастбища:

$$1363 \cdot 26,2 \cdot 110 = 3928166 \text{ руб.}$$

5.2.4. Определение стоимости мероприятий по регулированию внутриснежного стока

Приемы обработки почвы, имеющие мелиоративную направленность и снежные мелиорации, стоят не дорого и в производственных условиях обычно не превышают 8-10руб. на 1га. Стоимость дополнительной продукции полученной благодаря их проведению, составляет в среднем 60-70руб. на 1га. По овощным культурам и картофелю эта разница бывает еще больше.

В капитальные затраты входят проектные работы и стоимость самих мероприятий по регулированию внутриснежного стока:

1. Облегченный поглотитель ЭППВ - 1 на расход до 10 л/с стоит 19,4 руб [171].

2. По справочнику рыхление рыхлителем ГР - 2 стоит 5,3 руб./га [171].

3. Создание осушителей-распылителей проходами трактора.

Цена 1т. дизтоплива - 60 руб [172]. За 1 час работы трактора Т-150 расходуется 10-13 л. топлива, скорость движения на холостом ходу до 35 км/час.

При расстоянии между проходами 20м, трактор на 1 га пройдет путь 500м
 $t = 0,5 / 20 = 0,025$ час.

Расход топлива $13 \cdot 0,025 = 0,325$ л., стоимость топлива $0,325 \cdot 0,06 = 0,0195$ руб.

Зарплата тракториста $200/167 = 12$ руб./час или за обработку 1га - $12 \cdot 0,025 = 0,03$ руб.

Всего затрат $0,03 + 0,02 = 0,05$ руб.

4. Устройство пленочных экранов в снеге

Пленочные экраны в виде ленты шириной 0,5м (по средней высоте снежного покрова) можно затягивать в щель устраиваемую в снеге щелерезом, прикрепив ее к последнему. Другой конец ленты закреплен на катушке, которая вращается по мере движения трактора.

При расстоянии между экранами 40м и общей протяженности ее на 1 га 250,0м, ширине пленки 0,5м, потребуется $125,0\text{м}^2$ пленки. По проектным мате-

риалам Рязаньгипропроводхоза устройство противофильтрационного экрана стоит 2,96руб. 100м^2 или $2,96 \cdot 12,5 = 3,7$ руб. на 1га.

Пленка из полиэтилена толщиной 0,2-0,5мм стоит 811руб. 1т или 0,174руб./ м^2 (1 м^2 пленки весит 0,215кг).

Стоимость 125,0 м^2 равна $0,174 \cdot 125,0 = 21,8$ руб.

Общая стоимость сооружения пленочных экранов на 1га 25,5руб.

5. Затраты на проектные работы составляют 10% от стоимости объектов основного назначения.

Затраты на строительство регулирующих устройств на 1 га:

$$\Delta K = 19,4 + 5,3 + 0,05 + 25,5 + 0,1 (19,4 + 5,3 + 0,05 + 25,5) = 55,28 \text{ руб}$$

Мероприятия по регулированию внутриснежного стока проводятся на территории населенного пункта 140га, на сенокосах 21,4 га и пастбищах 26,2 га.

Общие капитальные затраты на площади $140 + 21,4 + 26,2 = 187,6$ га составят $55,28 \cdot 187,6 \cdot 110 = 114065$ руб.

5.2.5. Расчет экономической эффективности промывных поливов

В практике мелиоративного строительства нормативный срок окупаемости капитальных вложений принимается 10 лет. Обычно этот срок выполняется даже на землях осушаемых дорогостоящим закрытым дренажем. Исходя из нормативных коэффициентов эффективности капиталовложений в мелиорацию земель, срок окупаемости не должен превышать для хозяйств овоще-молочной специализации 8,3 года [172]. Для разреженной сети неглубоких (0,7м) открытых собирателей в сочетании с агро-мелиоративными мероприятиями срок окупаемости можно принимать 5 лет.

Площадь земель, используемых для сельскохозяйственного производства, составляет:

- 1) пастбища 26,2 га, стоимость строительства 3928166 руб.
- 2) сенокосы 21,4 га, стоимость строительства 3295600 руб.
- 3) пахотные земли для картофеля 11,2га, стоимость строительства 1724800 руб.

Общие капиталовложения для строительства оросительных систем, ускоряющих вымыв радионуклидов из почвы, приносящих чистую прибыль от производимой сельскохозяйственной продукции, составит:

$$3928166 + 3295600 + 1724800 = 8948566 \text{ руб.}$$

а.) Валовой сбор сена на площади 47,6 га на орошаемых землях при урожайности 115 ц/га составит 547400 кг. При закупочной цене в настоящее время 3 руб/кг цена продукции будет 1642200 руб. Общая себестоимость при орошении составляет 812889 руб. Чистый доход 829311 руб.

Валовой сбор сена без орошения при урожайности 58ц/га составляет $58 \cdot 47,6 = 276080$ кг. Общая цена продукции $276080 \cdot 3 = 828240$ руб. Общая себестоимость сена без орошения при себестоимости единицы продукции 2,48 руб/ц составит 753146 руб. Чистый доход получаемый без орошения 75094

руб. Таким образом, дополнительный чистый доход от повышения урожайности при орошении составит 754217 руб. в ценах 2008 года.

б.) Валовой сбор картофеля на площади 11,2 га на орошаемых землях при урожайности 350 ц/га составит 392000 кг. При закупочной цене в настоящее время 5 руб/кг общая цена продукции будет 1960000 руб. Общая себестоимость при орошении составляет 1293600 руб. Чистый доход с орошаемых земель 666400 руб.

Валовой сбор картофеля без орошения при урожайности 120 ц/га составит 134400 кг. Себестоимость продукции при себестоимости 1 ц 4,46 руб. составит 659366 руб. Чистый доход на землях до орошения составлял 12634 руб.

Таким образом, дополнительный чистый доход от повышения урожайности при орошении составит 653766 руб. в ценах 2008 года.

Суммарный дополнительный чистый доход:

$$754217 + 653766 = 1407983 \text{ руб}$$

Согласно нормам радиационной безопасности НРБ-99 для обоснования расходов на радиационную защиту принимается, что облучение в эффективной коллективной дозе в 1 чел.-Зв приводит к потенциальному ущербу, равному потере 1 чел.-года жизни населения [122]. Величина денежного эквивалента потери 1 чел.-года жизни населения устанавливается в размере не менее 1 годового душевого национального дохода. Средний душевой доход составил в 2008 году – 140000руб.

Эквивалентная стоимость предотвращенного за год облучения в 0,1314 чел.-Зв составит $C=0,1314 \cdot 140000=18396$ руб.

Окупаемость общих затрат на создание оросительных систем, снижающих радиоактивное загрязнение местности составит :

$$T = \frac{K}{C + Д}$$
$$T = \frac{8948566}{18396 + 1407983} = 6,27 \text{ лет}$$

Полученная окупаемость в 6,27 лет ниже нормативной окупаемости в целом по народному хозяйству – 7,1 года [172].

Необходимо отметить, что в данном примере принимались показатели по интенсивности вымыва радионуклидов, урожайности картофеля, многолетних трав, по годовым надоям молока и др. близкие к средним показателям.

5.2.6. Расчет экономической эффективности мероприятий по регулированию внутриснежного стока

В качестве критерия оптимальности при технико-экономических расчетах целесообразно использовать дифференциальный чистый доход, получаемый по регулированию внутриснежного стока, который вычисляется по формуле:

$$Дq = \Delta Ц - (\Delta G + E_n \cdot \Delta K),$$

где ΔC - дополнительная продукция от применения предлагаемых мероприятий за вычетом расходов на ее уборку руб/га ;

ΔK - затраты на регулирование внутриснежного стока;

ΔG - дополнительные текущие затраты на получение дополнительной продукции от регулирования внутриснежного стока ;

E_n - нормативный коэффициент эффективности капитальных вложений в мелиорацию, принимаемый для хозяйств овощеводческой спецификации - 0,11.

Дополнительные текущие затраты представляют собой сумму амортизационных отчислений, и затрат на эксплуатацию устройств по регулированию внутриснежного стока.

$$\Delta G = 0,01(\alpha_1 + \alpha_2)\Delta K = 0,01\alpha \cdot \Delta K$$

Согласно действующим нормативам, величина $\alpha=3-5\%$ [155].

Дополнительную продукцию за счет равномерного распределения влаги на полях можно представить в следующем виде [70, 71]:

$$\Delta C = \eta[Y_0 \cdot (1-\Delta Y)-Y'],$$

где η - цена единицы продукции за вычетом расходов на ее уборку, руб/ц;

Y_0 - проектная урожайность с/х культур, ц/га;

Y' - урожайность на землях без регулирования внутриснежного стока;

ΔY - потери урожая от переувлажнения почвы, дол. ед., определяется в диапазоне $\Delta Y=0-20\%$ по формуле: $\Delta Y=A \cdot t$

A - удельные потери урожая дол. ед./сут;

t - продолжительность переувлажнения почвы.

Значение A в зависимости от вида с/х культур изменяются в пределах 0,005-0,15 дол. ед./сут [77]. При больших значениях t , в связи переносом сева на более поздние сроки и сокращении вегетационного периода, будут иметь место значительные потери урожая с/х культур, кроме того, в предпосевной период начинается вегетация озимых культур и многолетних трав, поэтому продолжительное переувлажнение почвы также отрицательно скажется на урожайности.

Необходимо, чтобы избежать потерь урожая, стремиться достичь небольшой продолжительности ($t=1-3$ сут.) отвода поверхностной воды и времени наступления мягкопластичного состояния почвы. Отвод поверхностной воды должен заканчиваться одновременно со сходом снежного покрова.

Принимаем для однолетних и многолетних трав и для зерновых культур

$A = 0,005$ дол. ед./сут., $t = 2$ сут., получим:

$$\Delta Y=0,005 \cdot 2=0,01 \text{ руб.}, Y^1 = 13,2 \text{ ц/га}, Y = 22 \text{ ц/га (проект)}, \eta = 9 \text{ руб./ц.}$$

$$\Delta C = 9[22,0(1-0,01)-13,2] = 77,22 \text{ руб./га}$$

$$\Delta G = 0,01\alpha \cdot \Delta K$$

$$\Delta G + E_n \cdot \Delta K = 0,01\alpha \cdot \Delta K + E_n \cdot \Delta K = (0,01\alpha + E_n)\Delta K$$

$$0,01\alpha + E_n = 0,15$$

$\alpha = 0,03 - 0,05$ по действующим нормативам;

$E_n = 0,11$ - для овощеводческих хозяйств.

Чистый доход от проведения мероприятий по регулированию внутриснежного стока в расчете на 1 га:

$$D_q = 77,22 - 0,15 \cdot 55,28 = 68,93 \text{ руб/га.}$$

Общий чистый доход $68,93 \cdot 47,6 \cdot 110 = 360917$ руб.

Общие капиталовложения для создания систем регулирующих внутриснежный сток на площади 187,6 га составляют 1140655 руб.

Предотвращенная доза внешнего облучения равна $1,41 \text{ чел} \cdot \text{Зв/год}$.

Эквивалентная стоимость предотвращенного за год облучения в $1,41 \text{ чел} \cdot \text{Зв/год}$ составит $C = 1,41 \cdot 140000 = 197400$ руб.

Окупаемость общих затрат на создание систем, регулирующих внутриснежный сток, снижающих радиоактивное загрязнение местности на 100 кБк/м^2 :

$$T = \frac{1140655}{197400 + 360917} = 2,04 \text{ года}$$

В действительности срок окупаемости будет еще ниже, т.к. в расчетах не учтено снижение величины дозы облучения на 47,6 га площади за счет проведения промывных поливов и др.

Литература

1. Аверьянов С.Ф. Борьба с засолением орошаемых земель. - М.: Колос, 1978. – 288 с.
2. Аверьянов С.Ф. Об осушении низинных болот. Научные записки МИ-ИВХ – 1957. – Т.19. – С. 27-30
3. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.
4. Алексахин Р.М. Радиоэкологические уроки Чернобыля // Радиобиология. - 1993. - Т. 33. - Вып. 1. – С. 3–14
5. Алексахин Р.М., Васильев А. В., Дикарев В. Г. и др.; под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. Сельскохозяйственная радиоэкология. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
6. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Агрохимия ^{137}Cs и его накопление сельскохозяйственными растениями // Агрохимия. - 1977. – N 2. – С. 129-142
7. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Поведение ^{137}Cs в системе почва - растение и влияние внесения удобрений на накопление радионуклида в урожае // Агрохимия. – 1992. – N 8. – С. 127 – 138
8. Андреева Л.З., Панов В.К., Никитин И.Д. и др. Справочник по экономике и планированию мелиораций в северо-западной зоне РСФСР. - М.: Россельхозиздат, 1972. – 392 с.
9. Анисимов В.С. Влияние форм аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе "почва - растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС. Дис. канд. биол. наук. – Обнинск. 1995. – 137с.
10. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. – 1991. – N 9. – С. 31 – 40
11. Анненков Б.Н. Итоги исследований по радиобиологии и радиоэкологии сельскохозяйственных животных // Вестн. Рос. акад. с.-х. наук.-1996.-N4. – С.15-25
12. Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии – М.: Агропромиздат, 1991. – 286 с.
13. Анохин В.Л. Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах. – М.: Атомиздат, 1974. – 144 с.
14. Антыков А.Я. Почвы Брянской области и условия их образования. – Брянск, 1958. – 162 с.
15. Астапов С.В. Мелиоративное почвоведение (практикум). – М.: Сельхозиздат., 1958. – 367с.
16. Байкова С.Н., Балакирев Н.А., Богерук А.К. и др. Цеолиты: эффективность и применение в сельском хозяйстве. Часть I. ФГНУ «Росинформагротех» – М., 2000. – 293с.

17. Байкова С.Н., Балакирев Н.А., Богерук А.К. и др. Цеолиты: эффективность и применение в сельском хозяйстве. Часть II. ФГНУ «Росинформагротех». – М., 2000. – 331с.
18. Белова Е.И., Антропова З.Г. Сравнительное распределение стронция -90 и цезия -137 в различных типах почв. Ядерная метеорология. / Труды ИЭМ. –Вып. 21. – М.: Гидрометеоздат, 1971. – 77 с.
19. Белова Е.И., Коготков А.Я. Экспериментальные исследования распределения стронция-90 по профилю некоторых типов почв / В сб. «Моделирование поведения и токсического действия радионуклидов». – Свердловск, 1978. – С. 56 – 59
20. Белоус Н.М. и др. Способы уменьшения содержания радионуклидов в кормах // Химия в сел. хоз-ве. -1996.- N1.- 26 с.
21. Белоус Н.М., Шаповалов В.Ф. Продуктивность пашни и реабилитация песчаных почв. – Брянск: БГСХА, 2006. – 432с.
22. Беляев В.А. Борьба с водной эрозией почв в Нечерноземной зоне. – М.: Россельхозиздат, 1976. – 272с.
23. Бобовникова Ц.И., Варченко Е.П., Коноплев А.В. и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС// Почвоведение. – 1990. – N 10. – С. 20 –25
24. Бондаренко Н.Ф. Физические основы мелиорации почв. – Л.: Колос, 1975. – 258 с.
25. Бондарь П.Ф., Шмаай Г.С., Ярмолович Т.Л. Исследования подвижности радионуклидов в почве и их потенциальной доступности растениям ионообменным методом. // Почвоведение. – 1995. – N6. – С. 714-717
26. Булгаков А.А., Коноплева А.В., Попов В.Е., Бобовникова Ц.И., Сиверина А.А., Шкуратова И.Г. Механизм вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30- километровой зоны ЧАЭС// Почвоведение. – 1990. – N10. – С. 14-39
27. Вакуловский С.М. и др. Загрязнение цезием-137 и стронцием-90 водных объектов на территории, подвергшейся воздействию выбросов аварийного блока ЧАЭС // Метеорология и гидрология. – 1991. – N7. – С. 64 - 73
28. Вакуловский С.М. др. Загрязнение цезием-137 и стронцием-90 водных объектов Российской Федерации в зоне влияния аварийного выброса ЧАЭС // Метеорология и гидрология. – 1996. – N4. – С. 19 – 24
29. Василенко И.Я. Цезий-137 в биосфере. // Гигиена и санитария. – 1989. – N 7. – С. 55-58
30. Василенков В.Ф. Моделирование процессов стекания грунтовых вод с водосбора и методы расчетов сельскохозяйственного дренажа. – Брянск.: Изд. БГСХА, 1995. – 250 с.
31. Василенков В.Ф., Василенков С.В., Кувшинова И.М., Мельникова Е.А. Переход от кинетических моделей к множественной регрессии / Матер. междунар. научно- прак. конф. – Брянск, 2000. – С. 391-393

32. Василенков В.Ф., Ивченко Л.В. Математическая модель самоочищения рек. /Сб. Проблемы природообустройства и экологической безопасности. Материалы XVII межвузовской научно-практической конференции. – Брянск.: ГСХА, 2003. – С. 5-11
33. Василенков В.Ф., Мельникова Е.А. «К построению модели движения жидкости в ненасыщенной почве при испарении». /Сб. «Достижения науки и передовой опыт в производство и учебно-вспомогательный процесс». – Брянск: БГСХА, 1995. – С. 57-58
34. Василенков В.Ф., Мельникова Е.А. Математическая модель испарения почвенной влаги. / Сб. Проблемы природообустройства и экологической безопасности. Материалы XI межвузовской научно-практической конференции. – Брянск: БГСХА, 1998. – С. 28-31
35. Василенков В.Ф., Севрюк Е.В. Математическая модель передвижения радионуклидов в почве./ Материалы XVI межвузовской научно-практической конференции. Проблемы природообустройства и экологической безопасности. – Брянск: БГСХА, 2003. – С. 28-31
36. Василенков С.В Модели регулирования внутриснежного стока/ Матер. междунар. научно- прак. конф. – Горки. Беларусь. – 1999. – Ч.1 – С. 131-134
37. Василенков С.В. Промывка «цезиевых пятен» способом задержания внутриснежного стока. / Сб. науч. труд. «Проблемы энергетики, природопользования, экологии». – Брянск: Изд. БГСХА, 2007. – С. 101-106
38. Василенков С.В. Самоочищение воды от радионуклидов в водоемах. /«Проблемы экологической безопасности и природопользования» Материалы международной научно-практической конференции. Вып.7. – М.: Норма МАЭБП, 2006. – С. 137-140
39. Василенков С.В. Цеолиты как средство очистки воды от радионуклидов. / Сб. научных трудов «Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных мелиоративных технологий». Под редакцией Ю.А. Мажайского. – Рязань: Мещерский филиал ГНУ ВНИИГ и М Россельхозакадемии, 2008. – Вып.3 – С. 515-518
40. Василенков С.В. Режим промывки радиоактивно загрязненных земель от цезия // Мелиорация и водное хозяйство. – 2008. – N3. – С. 35-36
41. Василенков С.В., Холодкова Г.С. Рекомендации по регулированию внутриснежного стока. – Брянск: изд. БГСХА, 1999. – 30с.
42. Васильева И.А., Журавлев Г.И., Корюкин С.Н. и др. Под ред. Розанова Н.П. Гидротехнические сооружения. – Стройиздат, 1978. – 647 с.
43. Васильченко Г.В. Отчет о результатах выполнения НИР. – Минск, 1993. –65с.
44. Вигдорчик Е.М., Шейнин А.Б. Математическое моделирование непрерывных процессов растворения. – Л.: Химия, 1975. – 248с.
45. Волков П.С. Щелевание как метод увлажнения почвы поверхностными водами. // ГиМ – 1954. – N1. – С.19-30
46. Воробьев Г.Т. Почвы Брянской области. – Брянск: «Грани», 1993. – 160с.

47. Воробьев Г.Т., Гучанов Д.Е., Маркина З.Н., Новиков А.А., Калацкий В.С., Карпеченко С.В. Радиоактивное загрязнение почв Брянской области. – Брянск: Изд-во Грани, 1994. – 148 с.
48. Временные рекомендации по проведению проектно-изыскательских работ по строительству осушительных систем в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на Чернобыльской АЭС. – С.Петербург, 1992. – 9с.
49. Временные рекомендации по проектированию мелиоративных объектов на землях, загрязненных радионуклидами аварийных выбросов Чернобыльской АЭС. – Минск, 1987. – 40с.
50. Гавриченко А.И., Овсянников Е.П., Карпова Л.Н. и др. Правила безопасности при выполнении сельскохозяйственных работ в условиях радиоактивного загрязнения территории./ ВНИОТ (НИИ охраны труда) – М., 1992. – 33 с.
51. Голованов А.И., Зимин Ф.М., Козлов Д.В. и др. Природообустройство. – М.: Колос, 2008. – 552с.
52. Голованов А.И., Кузнецов Е.В. Основы капельного орошения. – Краснодар: КГАУ, 1996. – 96с.
53. Гончаров В.Н. Динамика русловых потоков. – Л.: Гидрометеиздат, – 1962. – 374 с.
54. Грачев Ю.П., Тубольцев А.К., Тубольцев В.К. Моделирование и оптимизация тепло- и массообменных процессов пищевых производств. – М.: «Легкая и пищевая промышленность», 1984. – 216с.
55. Гребенщикова Н. В., Самусев Н. И., Новик А. А. Поведение радионуклидов ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах Гомельской области. Тез. докл. 3-ей Всес. конф. по с.-х. радиологии. – Обнинск.– 1990. –Т. 1. – С. 18-19
56. Грибкова Н.Г. Повышение урожайности путем эффективного использования осадков. – Л.: Гидрометеиздат, - 1969. – 94с.
57. Гулякин И. В., Юдинцева Е.В. Сельскохозяйственная радиобиология – М.: Колос, 1973. – 272 с.
58. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Бакунов Н. А. Поступление ^{137}Cs в растения в зависимости от свойств почвы // Доклады ТСХА. – 1966. – Вып. 119. – С. 121-124
59. Жилина Н.И., Крылов А.Л., Носов А.В. и др. Компьютерное моделирование последствий поступления радиоактивных веществ в поверхностные водоемы. // Известия РАН. Энергетика, 2004. – N 3. – С. 74-81
60. Зверева Т.С., Ковеня С.В. Действие ультразвука на некоторые минералы, встречающиеся в почвах. / Сб. трудов по агрономической физике. Физические проблемы мелиораций и обработки почв. – Л.: Колос, 1970. – С. 88 – 90
61. Зимон А.Д. Мир частиц. – М.: «Наука», 1988. – 192с.
62. Зимон А.Д. Радиоактивные загрязнения. Источники. Опасность. Дезактивация. – М.: «Военные знания», 2000. – 51с.

63. Ибад-Заде Ю.А., Нуриев И.Г. Расчет отстойников. – М.: Стройиздат, 1972. – 168с.
64. Иванов И., Платиканов Д. Коллоиды. – Л.: «Химия», 1975. – 153с.
65. Израэль Ю.А., Вакуловский С.М. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. – Л.: Гидрометеиздат, 1990.
66. Ильин Л.А., Кириллов В.Ф., Коренков И.А. Радиационная безопасность и защита. – // Медицина, 1996. – 336 с.
67. Ильин М. И., Перепелятников Г. П. Миграция радионуклидов в агроценозах Полесья Украины, расположенных на торфяных почвах / «Проблемы с.-х. радиологии» (сб. тр. под ред. Н. А. Лощилова). – Киев, 1993. – С.97-110
68. Казаков С.В. Принципы оценки радиозэкологического состояния водных объектов. // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2004. – Т. 44. – №6. – С. 694 – 704
69. Калацкий В.С. Чернобыль и Брянщина // Химия в сел. хоз-ве. – 1996. – №1. – С.15-16
70. Канцибер Ю.А. Организация стока талых вод с осушенных торфяников./ Сб. Мелиорация сезонно-мерзлых почв. Сев НИИГ и М. – Л., 1981. – С.75-81
71. Канцибер Ю.А., Смирнов А.М. Эффективность действия поглотительных колонок в ранневесенний период и их расчет. /Сб. Мелиорация сезонно-мерзлых почв. Сев. НИИГ и М. – Л., 1981. – С.93-103
72. Караваева Б.Н., Молчанова И.В. Поведение радионуклидов в переувлажненных почвах зон воздействия ядерного предприятия на Урале //Экология. -1997. – №3. – С. 191 -194
73. Кафаров В.В. Основы массопередачи. – М.: «Высшая школа», 1972. – 496с.
74. Клечковский В.М., Гулякин И.В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония // Почвоведение. – 1958. – №3. – С. 1-16
75. Клечковский В.М. и др. Поведение радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступление в растение и накопление в урожае. – М.: Изд-во АН СССР, 1956. –150 с.
76. Климко А.И. Осушение тяжелых почв закрытым дренажем. /Сб. Осушение тяжелых почв. – М.: Колос, 1981. – С.41-50
77. Климко А.И., Канцибер Ю.А., Ермолина Л.М. Расчеты оптимальных параметров с/х дренажа. – М.: «Колос», 1979. – 143 с.
78. Колабин Т.В. Введение в прикладную экологию. – Мурманск, 1998.
79. Кононович А.А., Носов А.В. Продольный перенос вредных примесей речным потоком. //Атомная энергия, 2001. – Т.90. - №1.
80. Коноплев А.В., Бобовникова Ц.И. и др. Распределение радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции, в системе «почва-вода» // Метеорология и гидрология. –1988. – №12. –С.63-74

81. Корнеев Н.А., Егорова В.А. К вопросу о миграции ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове // Сельскохозяйственная биология. – 1989. – N1. – С.35-40
82. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиозкологии сельскохозяйственных животных. – М.: Энергоатомиздат, 1987.
83. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., Корнеева Н.В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. – М.: Колос, 1977.
84. Корнеев Н.А., Фирсакова С.К., Малышева М.Р. Поступление стронция-90 в луговые травы из почв различных типов Нечерноземной зоны // Почвоведение. – 1975. – N 11. – С.53 – 59
85. Крылов А.А., Носов А.В., Крышев А.И. и др. Расчет содержания радионуклидов в воде и донных отложениях рек. // Метеорология и гидрология, – 2007. – N7. – С.81-92
86. Круглов С.В. Физико-химические аспекты загрязнения сельскохозяйственных угодий в результате радиационной аварии и миграция радионуклидов в системе почва-растение (на примере Чернобыльской АЭС). Автореф. дис. докт. наук. – Обнинск, 1997. – 54 с.
87. Круглов С.В., Алексахин Р.М., Васильева Н.А., Куринов А.Д., Ратников А.Н. О формировании радионуклидного состава почв в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. – 1990. – N10. – С. 26 – 34
88. Кузнецов М.С., Пушкарева М.М., Флэсс А.Д., Литвин Л.Ф., Блохин Е.Л., Демидов В.В. Прогноз интенсивности водной эрозии и миграции радионуклидов в загрязненных районах Брянской области // Почвоведение. – 1995. – N5. – С.677-625
89. Куликов Н.В., Молчанова И.В., Пискунов Л.И. Миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в лесных почвах / В сб., "Чернобыль'94". IV Международная научно-техническая конференция. Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. – Зеленый мыс. – 1994. – С.26 – 34
90. Куркин К.А., Голованов А.И. К вопросу об эрозии на распаханых участках поймы в период половодья // Почвоведение, 1964. – N8. – С.81 – 87
91. Куропатенко Ф.К., Богданов В.П., Яцухно В.М. Мелиоративная реконструкция лессово-западинных земель БССР и формирование культурных ландшафтов. – Горки: Изд. Белорусской СХА, 1982. – 27с
92. Лархер В. Экология растений. – Мир, 1978. – 184с.
93. Лепорский О.Р., Седов С.Н., Шоба С.А., Бганцов В.Н. Роль промораживания в разрушении первичных минералов подзолистых почв. // Почвоведение. – 1990. – N6. – С.112-116
94. Линслей Г.К., Колер М.А., Паулюс Д.Л.Х., Прикладная гидрология. Л.: Гидрометеиздат, 1962. – 759 с.
95. Лошилов Н.А., Иванов Ю.А., Бондарь П.Ф. и др. Параметры миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах Полесья / Тез. докл. 3-ей Всес. конф по с.-х. радиологии. – Обнинск, 1990 – Т. 4. – С.3 – 4

96. Лоцилов Н.А., Иванов Ю.А., Кашпаров В.А. и др. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах. / "Проблемы с.-х. радиологии" - сб. научных трудов (под ред. Н. А. Лоцилова). – Киев, 1991. – Вып. 1. – С.36 – 44
97. Мазур И.И., Молдованов О.И. Курс инженерной экологии. – М.: Высшая школа, 1999. – 447с.
98. Мазур И.И., Молдованов О.Н., Шишов В.Н. Инженерная экология. – М.: Высшая школа, 1996. – Т.1. – 655с.
99. Мазур И.И., Молдованов О.Н., Шишов В.Н. Инженерная экология. – М.: Высшая школа, 1996. – Т.2. – 655с.
100. Максимов М.Т., Оджагов Г.О. Радиоактивные загрязнения и их измерение. – М.: Энергоатомиздат. 1986. – 224 с.
101. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. – М.: Атомиздат, 1976. – 224с.
102. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. –М.: Атомиздат, 1974. – 250 с.
103. Маркелов С.В., Малухин Н.Г., Лобанов П.Д. Ресурсосбережение и экология в процессах инженерной геотехнологии при освоении урановых месторождений. НиТАООС, №6, ВИНТИ, – М., 2003. – С.3-95
104. Маркина З.Н., Курганов А.А., Воробьев Г.Т. Радиоактивное загрязнение продукции растениеводства Брянской области. – Брянск: БГСХА, 1997. – 241 с.
105. Маслов Б.С. Весенний поверхностный сток на осушенных болотах. // Метеорология и гидрология. – 1962. – №1. – С.12-14
106. Махонько К.П. К вопросу о миграции загрязняющих веществ в экосистеме / В кн.: "Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах". – Л., 1985. – С.8 -17
107. Мельникова М.К., Ковеня С.В. Применение радиоактивных индикаторов для моделирования процессов лессиважа // Почвоведение. – 1971. – №10. – С.42-49
108. Мельчаков Ю.Л., Суриков В.Т. Сравнительная оценка интенсивности эвапотранспирационного массоэлементопереноса в таежных ландшафтах северного и среднего Урала // Экология. – 2006. – №1. – С.74-76
109. Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий – 137 в биосфере. – М.: Атомиздат, 1975. – 184 с.
110. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М. и др. Исследование поведения ¹³⁷Cs в системе почва - растение / Тез. докл. 1-й Всес. науч. конф.: "Проблемы взаимодействия общества и природы". – М.: МГУ, 1978. – С.141 – 142
111. Молчанова И.В. Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологическое изучение почвенно-растительного покрова сопряженных участков ландшафта в зоне Чернобыльской АЭС // Экология. – 1990. – № 3. – С.30 -35
112. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Влияние режима почвенного увлажнения на переход стронция-90, цезия-137 и церия-144 из почвы в раствор // Экология. – 1972. – №4. – С. 57 – 62

113. Молчанова И.В., Куликов Н.В. О распределении Sr-90 и Cs-137 в почвенно-растительном покрове тундры / Докл. АН СССР. 1970. – Т.195. – N4. – С.959-961
114. Муравьев Б.Д. Ликвидация последствий Чернобыльской катастрофы на водных объектах Брянской области. /Сб. Проблемы природообустройства и экологической безопасности. – Брянск.: Изд. БГСХА, 1998. – С.3-5
115. Мурахтанов Е.С., Ахременко С.А., Акименков Н.В., Самойленко В.М. Радиоационно-экологическая обстановка Брянской области. – Брянск, 1994. –71с.
116. МУ 2.6.1.-95. Реконструкция накопленной эффективной дозы облучения в 1986-1995гг. жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986г. – 22 с.
117. Натальчук М.Ф., Василенков В.Ф. и др. Рекомендации по расчетам регулирования влажности почвы при водосберегающей технологии поливов в условиях Нечерноземной зоны РФ. – Рязань: РСХИ, 1988. – 28с.
118. Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Косенко Н.Н. и др. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 году // Атомная энергия. –1989. –Т.67. – N2. – С. 74-80
119. Николаев Г.К., Роговой В.К. Перспективы использования поверхностных вод в Брянской области / В сб. «Рациональное природопользование на территории Брянской области». – М., 1983. – С.24 – 34
120. Николис Г., Пригожин И. Самоорганизация в неравновесных системах. – М.: Мир, 1979. – 512с.
121. Ногина Н.А. Белорусская провинция дерново - подзолистых слабогумусированных почв и низинных болот / Почвенно-географическое районирование СССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 79 – 80
122. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). – М.: Минздрав России, 1999. – 116с.
123. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. – Департамент Госсанэпиднадзора России, 2005. – 86с.
124. Оводов В.С. Сельскохозяйственное водоснабжение и обводнение. Издание третье, переработанное и дополненное. М.: «Колос», 1984. – 480с.
125. Орлова Е.И., Смиренная В.А. Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений. – Сыктывкар. –1974.
126. Отчет о НИР: «Изучить состояние и разработать прогноз радиационной обстановки на мелиоративных объектах, а также комплекс мероприятий по локализации миграционных процессов с использованием мелиоративных технологий». Научные руководители Зейдельман Ф.Р., Тихомиров Ф.А., Мукашев Ш.Б. – М., 1991. – 216 с.
127. Отчет о научно исследовательской работе по федеральной целевой программе «Социальное развитие села до 2010 года» на тему: «Проведение научных исследований по реабилитации водных объектов в сельской мест-

ности инженерными средствами в зоне радиоактивного загрязнения». № гос. регистрации 0120.0601161, инв. номер №0220.0600264. – Брянск: БГСХА, 2005. – 161 с.

128. Отчет о научно-исследовательской работе по Федеральной целевой программе «Социальное развитие села до 2010 года» на тему: «Развитие питьевого водоснабжения в сельской местности на базе мелкотрубчатых колодцев в зоне радиоактивного загрязнения», № гос. регистрации 0120. 0601 162, инв. номер № 0920. 0600 265. – Брянск: БГСХА, 2006. – 173 с.

129. Пааль Л.Л. и др. Справочник по очистке природных и сточных вод. – М.: Высш. шк., 1994. – 336 с.

130. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 215 с.

131. Панов А.В., Фесенко С.В., Алексахин Р.М. Эффективность мероприятий, направленных на снижение доз облучения жителей сельских населенных пунктов в отдаленный период после аварии Чернобыльской АЭС. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2001. – Т.41. – №6. – С. 682-694

132. Панов А.В., Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М., Прудников П.В., Пастернак А.Д. Влияние сельскохозяйственных защитных мероприятий на облучение населения, проживающего на территориях, загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т.46. – №2. – С. 233-239

133. Панченков Г.М., Лебедев В.П. Химическая кинетика и катализ. – М.: Химия, 1974. – 591 с.

134. Поляков Ю.А. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве / В кн.: Современные проблемы радиобиологии. – Т. 2., Радиоэкология. Под ред. В.М. Ключковского. – М.: Атомиздат, 1971. – С. 90 – 97

135. Поляков Ю.А. Радиоэкология и дезактивация почв. – М.: Атомиздат, 1970. – 303 с.

136. Почвоведение. Под ред. В.А. Ковды, Б.Г. Розанова. В 2 ч. – М.: Высш. шк., 1988. – 768 с.

137. Природное районирование и типы сельскохозяйственных земель Брянской области. - Брянск: Приокское кн. издат., 1975. – 611 с

138. Пристер Б.С., Иванов Ю.А., Перепелятникова Л.В. Проблемы применения контрамер в сельском хозяйстве Украины после аварии на Чернобыльской АЭС // Вісник Агр. науки. -1996. – N 1. – С.74 – 81

139. Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец Щ.Ф. и др. Основы сельскохозяйственной радиологии. – Киев: Урожай, 1988.

140. Пристер Б.С., Омеляненко Н.П., Перепелятникова Л.В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. - 1990. – N 10. – С.23 – 27

141. Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В., Омеляненко Н.П. Вертикальное распределение радионуклидов в почве и переход их в растение в районе аварии на ЧАЭС / "Проблемы с.-х. радиологии" - сб. научных трудов (под ред. Н.А. Лоцилова). - Киев, 1992. – Вып. 2. – С.95 – 101

142. Прокофьев О.Н. Определение уровня внутреннего облучения людей при землепользовании на территории, загрязненной радионуклидами. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. – Т. 42. – N4. – С.457-461
143. Просянных Е.В. Оценка плодородия и экологической устойчивости почв агросистем, загрязненных радионуклидами / Тез. Докл. II съезда общества почвоведов РАН. – С. – Петербург, 1996. – Кн. II. – С.242 – 243
144. Просянных Е.В. Пути повышения эффективности плодородия Брянской области в условиях интенсивного земледелия. – Белгород, 1990. – 16с.
145. Просянных Е.В., Кошелев И.А. К вопросу об адаптивном использовании речных пойм бассейна Верхнего Днепра. / Современные проблемы охраны земель: Труды Межгосударственной научной конф. Киев СОПС Украины, НАН Украины. – Киев, 1997. – С.62-64
146. Просянных Е.В., Кошелев И.А., Силаев А.Л. Некоторые экосистемные особенности поведения радионуклидов в поймах рек Брянской области /Мат. докл. Межвузовской научно-методической конференции. Ярославль.: ЯГСХА, 1996. – С.113 -115
147. Просянных Е.В., Рыжиков В.А. Естественные пойменные луга в роли радиоэкологического барьера / Экологические проблемы сельскохозяйственного производства: (Тез. докл. Межд. конф.) / Воронеж: ВГАУ – 1994. – С.29 – 30
148. Просянных Е.В., Осмоловский В.В., Кабанов М.М. Эффективность использования цеолитосодержащего трепела Фокинского месторождения на дерново-подзолистых почвах.// «Вестник» Брянской ГСХА – 2007. – С. 30-35
149. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-механические механизмы и моделирование / Под ред. Алексахина Р.М. – М.: Энергоиздат, 1981. – 98 с.
150. Прохоров В.М., Фрид А.С. Связь между адсорбцией и скоростью диффузии микроколичеств стронция в почве // Радиохимия. – 1966. – Т. 8. – N6. – С.695-696
151. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. – М.: Энергоиздат, 1981. – 99с.
152. Пуриньш А. Миграция ^{137}Cs в луговых почвах и механических фракциях в зависимости от их свойств. / Труды Латвийской с.-х. академии. – 1971. – Вып. 39. – С.25 – 35
153. Рассел Р.С. Радиоактивность и пища человека. Пер. с англ. – М.: Атомиздат, 1971. – 375 с.
154. Рекомендации по проектированию и выполнению строительных работ по глубокому и мелиоративному рыхлению почв Нечерноземной зоны РСФСР. – М., 1981. – 62с.
155. Рекомендации по мелиоративному обеспечению объектов орошения в зоне деятельности Ленгипроводхоза.– Л.: Ленгипроводхоз, 1974. – 180с.

156. Ресурсы поверхностных вод СССР / Описание рек и озер. Т.5. Белоруссия и Поднепровье. Ч.1. – Л.: Гидрометеиздат, 1971. – С. 153-169
157. Ресурсы поверхностных вод СССР / Описание рек и озер. Т.5. Белоруссия и Поднепровье. Ч. I. - Л.: Гидрометеиздат, 1967. – С.277 – 285
158. Роде А.А. Основы учения о почвенной влаге. – Л.: Гидрометеиздат, – 1965. –Т.1 – 663с.
159. Родзиллер И.Д. Прогноз качества воды водоемов – приемников сточных вод. – М.: Стройиздат, 1984. – 263с.
160. Романенко А. А. Пути снижения поступления ^{137}Cs в молоко при пастбищном содержании коров. Автореф. дисс. канд. биол. наук. – Брянск, 1994. –20с.
161. Руководство по глубокому рыхлению осушаемых минеральных почв. ВТР-П-27-80. – М., 1981. – 40с.
162. Санжарова Н.И. и др. Формы нахождения в почвах и динамика накопления Cs - 137 в сельскохозяйственных культурах после аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. – 1997. – N 2. – С. 159 – 164
163. Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Алексахин Р.М. Динамика биологической доступности Cs - 137 в системе почва - растение после аварии на Чернобыльской АЭС/ Докл. РАН. – 1994. – Т. 338. – С.564 – 568
164. Светов В.А. Проблемы Чернобыля в агропромышленном комплексе России // Химия в сел. хоз-ве. – 1996 – N1. – С. 2 – 3
165. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
166. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Миграция ^{137}Cs в почвах СССР / Труды ИЭМ. – 1980. – вып. 10 (86). – С. 47 – 51
167. Системный анализ и научное знание. Отв. Ред. Д.П. Горский. – М.: Наука, 1978. – 245с.
168. Смирнов А.М. Расчет поглотительных колонок на дренах. // М и ВХ – 1990. – N10. – С. 31-34
169. Снег. Под ред. Грея и Д.Х. Мэйла. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 751с.
170. Справочник химика. М.Л.: изд. Химия, 1968.– Т.5. – 974с.
171. Справочник по экономике и планированию мелиораций в северо-западной зоне РСФСР. – М.: Россельхозиздат, 1972. – 392с.
172. Справочник. Мелиорация и водное хозяйство. I. Экономика. Под редакцией В.Ф. Моховикова, – М.: Колос, 1984. – 255 с.
173. Ставрова Н.Г. Факторы эффективности применения удобрений на песчаных дерново-подзолистых почвах с разной мощностью песчаного слоя. Дис. Канд. с./х. наук. – М., 1972. – 190 с.
174. Сурмач Г.П., Барабанов А.Т. Влияние зяблевой обработки светлокаштановых почв на сток, эрозию и урожай. // Почвоведение, – 1968. – N11. – С.133-139
175. Сухарев И.П. Регулирование и использование местного стока. М.: Колос, 1976. – 272с.

176. Титлянова А.А. Поведение цезия в почвах и слоистых минералах и накопление его в растениях. Автореф. дис. канд. биол. наук. – Свердловск: Институт биологии УрО АН СССР, 1963. – 21 с.
177. Тихомиров Ф.А., Санжарова Н.И. Практические и теоретические вопросы миграции ^{90}Sr в травянистых фитоценозах / Тез. Докл. 1-й Всес. науч. конф.: "Проблемы взаимодействия общества и природы". – М.: Изд-во МГУ, 1978. – С.146-147
178. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветкова О.Б., Кляшторина А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС. // Почвоведение. – 1990. – N10. – С.41-50
179. Толчельников Ю.С. Эрозия и дефляция почв. Способы борьбы с ними. – М.: Агропромиздат, 1990. – 158 с.
180. Томсон Х.Ю. Воздействие глубокого рыхления на водно-воздушный режим почвы и урожайности с/х культур в условиях Эстонской ССР/ Сб. Осушение тяжелых почв. - М.: Колос, 1981. – С. 168-177
181. Ториков В.Е., Киселева Е.Н., Кислов Н.А., Бондаренко А.А. О роли личных подсобных хозяйств в обеспечении населения продовольствием/ Научный журнал «Вестник Брянской ГСХА». – Брянск: БГСХА, 2007. – С. 19-24
182. Трегубов П.С., Зверханский Н.В. Борьба с эрозией почв в Нечерноземье. – Л.: Колос, Ленинградское отделение, 1981. – 160 с.
183. Турецкий Р.Л. Механизация агромелиоративных работ на тяжелых минеральных почвах. Сб. Осушение тяжелых почв. – М.: Колос, 1981. – С.189-202
184. Тюрюканов А.Н. Об особенностях химического состава почвенно-грунтовых вод поймы и определяющих ее факторах // Почвоведение. – 1957.-N9.
185. Тюрюканов А.Н. Пойменные почвы нижнего течения р. Москвы. Дисс.- М., 1956.
186. Тюрюканов А.Н., Федоров В.М. Н.В. Темофеев-Ресовский: Биосферные раздумья. – М., 1996. – 368 с.
187. Тюрюканова Э.Б. Радиогеохимия почв полесий Русской равнины (на примере Мещерской низменности). – М.: Наука, 1974. – 156 с.
188. Тюрюканова Э.Б. Экология стронция - 90 в почвах. – М.: Атомиздат, 1976. – 128 с.
189. Федеральный закон «О радиационной безопасности населения». – ФЗ от 09.01.96. – N3.
190. Фесенко С.В., Панов А.В., Алексахин Р.М. Методический подход к обоснованию защитных мероприятий в сельских населенных пунктах в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС. // Радиационная биология. – Радиоэкология. – 2001. – N4. – Т.41. – С.415-426
191. Фесенко С.В., Скотникова О.Г., Скрыбин А.М., Сафронова Н.Г., Гонтаренко И.А. Моделирование долгосрочной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в непро-

- точном водоеме // Радиационная биология. – 2004. – №4. – Т.44. – С. 466-472
192. Фирсакова С.К. Луговые биогеноценозы как критические радиоэкологические системы и принципы ведения луговодства в условиях радиоактивного загрязнения (на примере Белорусского Полесья после аварии на Чернобыльской АЭС). Автореф. дис. докт. наук. – Обнинск, 1992. – 54 с.
193. Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В. Поглощение ^{90}Sr и ^{137}Cs луговыми растениями из дернины // Докл. ВАСХНИЛ. – 1980. – №9. – С.19-22
194. Фридман А.И., Мастицкий Н.В., Фаворин Н.Н., Маттисен А.Э. Малые реки в народном хозяйстве СССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1949.
195. Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П. Сельскохозяйственная радиология. – М.: Дрофа, 2005. – 367 с.
196. Черкасов А.А. Мелиорация и сельскохозяйственное водоснабжение. – М.: Сельхозиздат, 1958. – 376 с.
197. Черненко В.Я., Стариков Х.Н. Эффективность глубокого рыхления тяжелых почв в Нечерноземной зоне. // ГиМ – 1980. – №5. – С. 52-54
198. Чернобыль. Пять трудных лет: /Сборник материалов. – М.: Изд. АТ., – 1992. – 381с.
199. Чудновский А.Ф. Теплофизика почв. – М.: Наука, 1976. – 352 с.
200. Шагалова Э.Д. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белоруссии // Почвоведение. – 1982. – №11. – С. 26 – 33
201. Шамов Г.И. Речные наносы. Режим, расчеты и методы измерений. – Л.: Гидрометеоиздат, 1959. – 380 с.
202. Шпак И.С. Зависимость коэффициента стока от влажности и глубины промерзания почвы. // Почвоведение, – 1969. – №12. – С. 57-61
203. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. – М.: «Наука», 1999. – 265с.
204. Эндрюс Дж.Ф., Петри К.Дж.С., Грин Н.М.Д. Математические модели контроля загрязнения воды. – М.: Мир, 1981.
205. Юдинцева Е.В., Гулякин И.В. Агрехимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. – М.: Атомиздат, 1968. – 472 с.
206. Яковлев Е.А. Оценка роли геологической среды в формировании радиоэкологической обстановки зоны влияния ЧАЭС / Проблемы экологического мониторинга. Мат. Рос. радиобиол. науч. - практич. конф. – Брянск, 1991. – С. 28-30
207. Aarkrog A., Traturon Y., Policarpov G.G. Sources to environmental radioactive contamination in the former USSR // Roskilde, Denmark: Riso National Laboratory, 1993.
208. Evans E. J., Dekker A.J. Fixation and release of Cs-137 in soil and soil separates//Canadian journal of Soil Science, 1966. – Vol. 46. – N 3. – P.217-222
209. Evans E.G., Dekker A.G. Fixation and release of ^{137}Cs in soils and soil separates // Canad. J. Soil Sci., 1996. – V. 46. – N2. – P. 175-180
210. Evans E.G., Dekker A.G. The fixation and plant recovery of ^{137}Cs //Soil Sci. – 1969. – V. 107. – N3. – P. 175-180

211. Ellis F.B., Mercer E.R. Studies of environmental contamination with fallout //Agric. Research Council. Radiobiological Lab., Annual report, 1965. – V.4.
212. Gracham Bryce L.I. Giffiesion of Gations. Ser. Internat. Atomic Energi Adencu, 1965. – N 48. – 42p.
213. Graham E.R.. Uptake of waste ^{90}Sr and ^{137}Cs by soil and vegetation // Soil Sci., – 1958. – N86. – P. 91 - 97
214. Graham E. Potassium dynamics in the soil // Soil Science, 1972. – 114. – N 5. – P. 349 - 354
215. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments produced in col laboration with the International Union of Radioecologist // Vienna: International Atomic Energy Agency.- 1994.- 75 p.
216. Handly R., Overstreet R. Effect of various cationc upon absorption of carrierfree cesium // Plant Phesiology, 1961. – N 36. – P.66-69
217. ICRP Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intace of Radionuclides // ICRP Publication 56. Annals of the ICKP. Pergamon Press, Oxford. ISBN 0-08-040763-3.
218. Sawney B.L. Sortion and fixation of microquantities of cesium by clay minerals: effect of saturating cations // Soil Sci. Soc. Am. Proc. - 1964. -V. 28.- P. 183- 186.
219. Schulz R.K., Overstreet R., Barshad I. On the Soil Chemistry of Caesium - ^{137}Cs // Soil Sci. -1960. - V. 89. - N 1. - P. 16 - 27.
220. Squire H.M., Middleton L.J. Long-term behavior of ^{90}Sr and ^{137}Cs in soil.- Agric. Research Coucil. Radiobiological Lab., Annual report, 1963. – N10. – 43p.
221. Valckle E. The behaviour dynamics of radiocaesium and radiostrontium in soils rich in organic matter. - Diss. of agric. - Belgium, 1992. – 111 p
222. WHO Regional Office for Europe. Health hazards from radiocaesium following the Chernobyl nuclear accident: Report on a WHO working group// Environ. Radioaktivty. 1989. – N3. – P. 257-296

Приложения

1. Термины и определения, принятые в нормах радиационной безопасности (НРБ-99)

1. Активность (A) - мера радиоактивности какого-либо количества радионуклида, находящегося в данном энергетическом состоянии в данный момент времени:

$$A = \frac{dN}{dt}$$

где dN - ожидаемое число спонтанных ядерных превращений из данного энергетического состояния, происходящих за промежуток времени dt . Единицей активности является беккерель (Бк).

Используемая ранее внесистемная единица активности кюри (Ки) составляет $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк,

2. Активность минимально значимая (МЗА) - активность открытого источника ионизирующего излучения в помещении или на рабочем месте, при превышении которой требуется разрешение органов Госсанэпиднадзора на использование этих источников, если при этом также превышено значение минимально значимой удельной активности.

3. Активность минимально значимая удельная (МЗУА) - удельная активность открытого источника ионизирующего излучения в помещении или на рабочем месте, при превышении которой требуется разрешение органов Госсанэпиднадзора на использование этого источника, если при этом также превышено значение минимально значимой активности.

4. Активность удельная (объемная) - отношение активности A радионуклида в веществе к массе m (объему V) вещества:

$$A_m = \frac{A}{m} \qquad A_v = \frac{A}{V}$$

Единица удельной активности - беккерель на килограмм, Бк/кг. Единица объемной активности - беккерель на метр кубический, Бк/м³.

5. Активность эквивалентная равновесная объемная (ЭРОА) дочерних продуктов изотопов радона - ^{222}Rn и ^{220}Rn - взвешенная сумма объемных активностей короткоживущих дочерних изотопов радона - ^{218}Po (RaA); ^{214}Pb (RaB); ^{214}Bi (RaC); ^{212}Pb (ThB); ^{212}Bi (ThC) соответственно:

$$(\text{ЭРОА})_{\text{Rn}} = 0,10 A_{\text{RaA}} + 0,52 A_{\text{RaB}} + 0,38 A_{\text{RaC}}$$

$$(\text{ЭРОА})_{\text{Tn}} = 0,91 A_{\text{ThB}} + 0,09 A_{\text{ThC}},$$

где A_i - объемные активности дочерних изотопов радона.

6. Вещество радиоактивное - вещество в любом агрегатном состоянии, содержащее радионуклиды с активностью, на которые распространяются требования настоящих Норм и Правил.

7. Взвешивающие коэффициенты для отдельных видов излучения при расчете эквивалентной дозы (W_R) - используемые в радиационной защите множители поглощенной дозы, учитывающие относительную эффективность различных видов излучения в индуцировании биологических эффектов

Фотоны любых энергий		1
Электроны и мюоны любых энергий		1
Нейтроны с энергией менее 10 кэВ		5
	От 10 кэВ до 100 кэВ	10
	от 100 кэВ до 2 МэВ	20
»	от 2 МэВ до 20 МэВ	10
	более 20 МэВ	5
Протоны с энергией более 2 МэВ, кроме протонов отдачи		5
Альфа-частицы, осколки деления, тяжелые ядра		20

Примечание: Все значения относятся к излучению, падающему на тело, а в случае внутреннего облучения - испускаемому при ядерном превращении..

8. Взвешивающие коэффициенты для тканей и органов при расчете эффективной дозы (W_T) – множители эквивалентной дозы в органах и тканях, используемые в радиационной защите для учета различной чувствительности разных органов и тканей в возникновении стохастических эффектов радиации:

Гонады	0,20
Костный мозг (красный)	0,12
Толстый кишечник	0,12
Легкие	0,12
Желудок	0,12
Мочевой пузырь	0,05
Грудная железа	0,05
Печень	0,05
Пищевод	0,05

Щитовидная железа	0,05
Кожа	0,01
Клетки костных поверхностей	0,01
Остальное	0,05*

* При расчетах учитывать, что "Остальное" включает надпочечники, головной мозг, экстрагортальный отдел органов дыхания, тонкий кишечник, почки, мышечную ткань, поджелудочную железу, селезенку, вилочковую железу и матку. В тех исключительных случаях, когда один из перечисленных органов или тканей получает эквивалентную дозу, превышающую самую большую дозу, полученную любым из двенадцати органов или тканей, для которых определены взвешивающие коэффициенты, следует приписать этому органу или ткани взвешивающий коэффициент, равный 0,025, а оставшимся органам или тканям из рубрики "Остальное" приписать суммарный коэффициент, равный 0,025.

9. Вмешательство действие, направленное на снижение вероятности облучения, либо дозы или неблагоприятных последствий облучения.

10. Группа критическая - группа лиц из населения (не менее 10 человек), однородная по одному или нескольким признакам - полу, возрасту, социальным или профессиональным условиям, месту проживания, рациону питания, которая подвергается наибольшему радиационному воздействию по данному пути облучения от данного источника излучения.

11. Дезактивация - удаление или снижение радиоактивного загрязнения с какой-либо поверхности или из какой-либо среды.

12. Доза поглощенная (D) - величина энергии ионизирующего излучения, переданная веществу:

$$D = \frac{\bar{de}}{dm}$$

где \bar{de} - средняя энергия, переданная ионизирующим излучением веществу, находящемуся в элементарном объеме, а dm - масса вещества в этом объеме.

Энергия может быть усреднена по любому определенному объему, и в этом случае средняя доза будет равна полной энергии, переданной объему, деленной на массу этого объема. В единицах СИ поглощенная доза измеряется в джоулях, деленных на килограмм ($\text{Дж} \times \text{кг}^{-1}$), и имеет специальное

название - грей (Гр). Используемая ранее внесистемная единица рад равна 0,01 Гр.

13. Доза в органе или ткани (D_T) - средняя поглощенная доза в определенном органе или ткани человеческого тела:

$$D_T = (1/m_T) \int_{m_T} D \cdot dm$$

где m_T - масса органа или ткани, а D - поглощенная доза в элементе массы dm .

14. Доза эквивалентная ($H_{T,R}$) - поглощенная доза в органе или ткани, умноженная на соответствующий взвешивающий коэффициент для данного вида излучения, W_R :

$$H_{T,R} = W_R \times D_{T,R}$$

где $D_{T,R}$ - средняя поглощенная доза в органе или ткани T , а W_R - взвешивающий коэффициент для излучения R .

При воздействии различных видов излучения с различными взвешивающими коэффициентами эквивалентная доза определяется как сумма эквивалентных доз для этих видов излучения.

$$H_T = \sum_R H_{T,R}$$

Единицей эквивалентной дозы является зиверт (Зв).

15. Доза эффективная (E) - величина, используемая как мера риска возникновения отдаленных последствий облучения всего тела человека и отдельных его органов и тканей с учетом их радиочувствительности. Она представляет сумму произведений эквивалентной дозы в органах и тканях на соответствующие взвешивающие коэффициенты:

$$E = \sum_T W_T \times H_T$$

где H_T - эквивалентная доза в органе или ткани T , а W_T - взвешивающий коэффициент для органа или ткани T . Единица эффективной дозы - зиверт (Зв).

16. Доза эквивалентная ($H_T(\tau)$) или эффективная ($E(\tau)$) ожидаемая при внутреннем облучении - доза за время τ , прошедшее после поступления радиоактивных веществ в организм:

$$H_T(\tau) = \int_{t_0}^{t_0+\tau} H_T(t) dt$$

$$E(\tau) = \sum_T W_T \times H(\tau)$$

где t_0 - момент поступления, а $H_T(t)$ - мощность эквивалентной дозы к моменту времени t в органе или ткани T . Когда - τ не определено, то его следует принять равным 50 годам для взрослых и $(70-t_0)$ - для детей.

17. Доза эффективная (эквивалентная) годовая - сумма эффективной (эквивалентной) дозы внешнего облучения, полученной за календарный год, и ожидаемой эффективной (эквивалентной) дозы внутреннего облучения, обусловленной поступлением в организм радионуклидов за этот же год.

Единица годовой эффективной дозы - зиверт (Зв).

18. Доза эффективная коллективная - мера коллективного риска возникновения стохастических эффектов облучения; она равна сумме индивидуальных эффективных доз. Единица эффективной коллективной дозы – человеко – зиверт (чел.-Зв).

19. Доза предотвращаемая - прогнозируемая доза вследствие радиационной аварии, которая может быть предотвращена защитными мероприятиями.

20. Загрязнение радиоактивное - присутствие радиоактивных веществ на поверхности, внутри материала, в воздухе, в теле человека или в другом месте, в количестве, превышающем уровни, установленные настоящими Нормами и Правилами.

21. Загрязнение поверхности неснимаемое (фиксированное) - радиоактивные вещества, которые не переносятся при контакте на другие предметы и не удаляются при дезактивации.

22. Загрязнение поверхности снимаемое (нефиксированное) - радиоактивные вещества, которые переносятся при контакте на другие предметы и удаляются при дезактивации.

23. Захоронение отходов радиоактивных - безопасное размещение радиоактивных отходов без намерения последующего их извлечения.

24. Зона наблюдения - территория вокруг радиационного объекта за пределами санитарно-защитной зоны, где проводится радиационный контроль и на которой при возникновении проектной радиационной аварии может потребоваться проведение мер защиты населения.

25. Зона радиационной аварии - территория, где уровни облучения населения или персонала, обусловленные аварией, могут превысить пределы доз, установленные для нормальной эксплуатации техногенных источников ионизирующего излучения.

26. Источник ионизирующего излучения - (в рамках данного документа - источник излучения) радиоактивное вещество или устройство, испускающее или способное испускать ионизирующее излучение, на которые распространяется действие настоящих Норм и Правил.

27. Источник излучения природный - источник ионизирующего излучения природного происхождения, на который распространяется действие настоящих Норм и Правил.

28. Источник излучения техногенный - источник ионизирующего излучения специально созданный для его полезного применения или являющийся побочным продуктом этой деятельности.

29. Источник радионуклидный закрытый - источник излучения, устройство которого исключает поступление содержащихся в нем радионуклидов в окружающую среду в условиях применения и износа, на которые он рассчитан.

30. Источник радионуклидный открытый - источник излучения, при использовании которого возможно поступление содержащихся в нем радионуклидов в окружающую среду.

31. Категория объекта радиационного - характеристика объекта по степени потенциальной опасности объекта для населения в условиях его нормальной эксплуатации и при возможной аварии.

32. Квота - часть предела дозы, установленная для ограничения облучения населения от конкретного техногенного источника излучения и пути облучения (внешнее, поступление с водой, пищей и воздухом).

33. Класс работ - характеристика работ с открытыми источниками ионизирующего излучения по степени потенциальной опасности для персонала, определяющая требования по радиационной безопасности в зависимости от радиотоксичности и активности нуклидов.

34. Контроль радиационный - получение информации о радиационной обстановке в организации, в окружающей среде и об уровнях облучения людей (включает в себя дозиметрический и радиометрический контроль).

35. Место рабочее - место постоянного или временного пребывания персонала для выполнения производственных функций в условиях воздействия иони-

зирующего излучения в течение более половины рабочего времени или двух часов непрерывно.

36. Мощность дозы - доза излучения за единицу времени (секунду, минуту, час).

37. Население - все лица, включая персонал вне работы с источниками ионизирующего излучения.

38. Облучение - воздействие на человека, ионизирующего излучения.

39. Облучение аварийное - облучение в результате радиационной аварии.

40. Облучение медицинское - облучение пациентов в результате медицинского обследования или лечения.

41. Облучение, планируемое повышенное - планируемое облучение персонала в дозах, превышающих установленные основные пределы доз, с целью предупреждения развития радиационной аварии или ограничения ее последствий.

42. Облучение потенциальное - облучение, которое может возникнуть в результате радиационной аварии.

43. Облучение природное - облучение, которое обусловлено природными источниками излучения.

44. Облучение производственное • облучение работников от всех техногенных и природных источников ионизирующего излучения в процессе производственной деятельности.

45. Облучение профессиональное - облучение персонала в процессе его работы с техногенными источниками ионизирующего излучения.

46. Облучение техногенное - облучение от техногенных источников как в нормальных, так и в аварийных условиях, за исключением медицинского облучения пациентов.

47. Обращение с отходами радиоактивными - все виды деятельности, связанные со сбором, транспортированием, переработкой, хранением и (или) захоронением радиоактивных отходов.

48. Объект радиационный - организация, где осуществляется обращение с техногенными источниками ионизирующего излучения.

49. Органы государственного надзора за радиационной безопасностью - органы, которые уполномочены правительством Российской Федерации или ее субъектов осуществлять надзор за радиационной безопасностью.

50. Отходы радиоактивные - не предназначенные для дальнейшего использования вещества в любом агрегатном состоянии, в которых содержание радионуклидов превышает уровни, установленные настоящими Нормами и Правилами.

51. Паспорт радиационно-гигиенической организации - документ, характеризующий состояние радиационной безопасности в организации и содержащий рекомендации по ее улучшению.

52. Паспорт радиационно-гигиенической территории - документ, характеризующий состояние радиационной безопасности населения территории и содержащий рекомендации по ее улучшению.

53. Паспорт санитарный - документ, разрешающий организации в течение установленного времени проводить регламентированные работы с источниками ионизирующего излучения в конкретных помещениях, вне помещений или на транспортных средствах.

54. Персонал - лица, работающие с техногенными источниками излучения (группа А) или находящиеся по условиям работы в сфере их воздействия (группа Б).

55. Предел дозы (ПД) - величина годовой эффективной или эквивалентной дозы техногенного облучения, которая не должна превышать в условиях нормальной работы. Соблюдение предела годовой дозы предотвращает возникновение детерминированных эффектов, а вероятность стохастических эффектов сохраняется при этом на приемлемом уровне.

56. Предел годового поступления (ПГП) - допустимый уровень поступления данного радионуклида в организм в течение года, который при монофакторном воздействии приводит к облучению условного человека ожидаемой дозой, равной соответствующему пределу годовой дозы.

57. Радиационная авария - потеря управления источником ионизирующего излучения, вызванная неисправностью оборудования, неправильными действиями персонала, стихийными бедствиями или иными причинами, которая привела к облучению людей или радиоактивному загрязнению окружающей среды, превышающим величины, регламентированные для контролируемых условий.

58. Радиационная безопасность населения - состояние защищенности настоящего и будущих поколений людей от вредного для их здоровья воздействия ионизирующего излучения.

59. Работа с источником ионизирующего излучения - все виды обращения с источником излучения на рабочем месте, включая радиационный контроль.

60. Работа с радиоактивными веществами - все виды обращения с радиоактивными веществами на рабочем месте, включая радиационный контроль.

61. Риск радиационный - вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения.

62. Санитарно-защитная зона - территория вокруг радиационного объекта, на которой уровень облучения людей в условиях нормальной эксплуатации техногенных источников ионизирующего излучения может превысить установленный предел дозы облучения населения.

63. Санпропускник - комплекс помещений, предназначенных для смены одежды, обуви, санитарной обработки персонала, контроля радиоактивного загрязнения кожных покровов, средств индивидуальной защиты, специальной и личной одежды персонала.

64. Санилюз - помещение между зонами радиационного объекта, предназначенное для предварительной дезактивации и смены дополнительных средств индивидуальной защиты.

65. Средство индивидуальной защиты - средство защиты персонала от внешнего облучения, поступления радиоактивных веществ внутрь организма и радиоактивного загрязнения кожных покровов.

66. Уровень вмешательства (УВ) - уровень радиационного фактора, при превышении которого следует проводить определенные защитные мероприятия.

67. Уровень контрольный - значение контролируемой величины дозы, мощности дозы, радиоактивного загрязнения и т.д., устанавливаемое для оперативного радиационного контроля, с целью закрепления достигнутого уровня радиационной безопасности, обеспечения дальнейшего снижения облучения персонала и населения, радиоактивного загрязнения окружающей среды.

68. Устройство (источник), генерирующее ионизирующее излучение - электрофизическое устройство (рентгеновский аппарат, ускоритель, генератор и т.д.), в котором ионизирующее излучение возникает за счет изменения скорости заряженных частиц, их аннигиляции или ядерных реакций.

69. Эффекты излучения детерминированные - клинически выявляемые вредные биологические эффекты, вызванные ионизирующим излучением, в отношении которых предполагается существование порога, ниже которого эффект отсутствует, а выше - тяжесть эффекта зависит от дозы.

70. Эффекты излучения стохастические - вредные биологические эффекты, вызванные ионизирующим излучением, не имеющие дозового порога возникновения, вероятность возникновения которых пропорциональна дозе и для которых тяжесть проявления не зависит от дозы.

2. Перечень полевых и лабораторных работ

№ п/п	№ опыта	Тематика опыта
1	2	3
1.	1п	- Радиоактивность почвы в верхнем 10 см слое на осушительно-оросительной системе п. Карпиловка, к-з «им. Ромашина», Злынковского р-на, Брянской области, построенной в 1982-1983 гг. (Обследование территории от 25.09.05г).
2.	2п	- Радиоактивность почвы в верхнем 10 см слое на осушительной системе п. Колодезский, к-з «Комсомолец», Новозыбковского р-на, Брянской области, построенной в 1985-1986 гг. (Обследование территории от 24.09.05г).
3.	3п	- Радиоактивность илестых отложений в верхнем 10 см слое в ложе пруда п. Карпиловка, к-з «им. Ромашина», Злынковского р-на, Брянской области, построенного в 1982 г. (Обследование 22.11.05г).
4.	4п	- Радиоактивность воды в отводящем канале на оросительно-осушительной системе п. Карпиловка, к-з «им. Ромашина», Злынковского р-на, Брянской области, построенного в 1982 - 1983 гг. (Обследование 22.11.05г).
5.	5п	- Послойная радиоактивность илестых отложений в ложе пруда, п. Карпиловка к-з «им. Ромашина», Злынковского р-на, Брянской области, построенного в 1982г. (Обследование 25.03.06г).
6.	6п	- Послойная радиоактивность почво-грунтов на осушительной системе п. Колодезский, к-з «Комсомолец», Новозыбковского р-на, Брянской области, построенной в 1985-1986 гг. (Обследование 25.08.06г).
7.	7п	- Послойная радиоактивность почво-грунтов на осушительной системе п. Колодезский, к-з «Комсомолец», Новозыбковского р-на, Брянской области, построенной в 1985-1986 гг. (Дополнительное обследование 20.09.06г).
8.	7п-1	- Радиоактивность рогоза осенью 2006г. Осушительная система п. Колодезский, к-з «Комсомолец», Новозыбковского р-на. (Обследование 20.09.07г).
9.	7п-2	- Радиоактивность рогоза летом 2007г. Осушительная система п. Колодезский, к-з «Комсомолец», Новозыбковского р-на. (Обследование 7.06.07г).
10.	7п-3	- Радиоактивность лишайника в осенне-зимний период 2007г. в п. Кокино, Выгоничского р-на, Брянской области. (Сбор 13.12.07г).
11.	7-4 промывка золы,	- Вымыв радионуклидов цезия-137 из слоя 4,0 см золы радиоактивного рогоза при поливах дождеванием.

	кюв. «Е»	(Проверка активности мокрой золы).
1	2	3
12.	8 кюв. «Маринелли»	- Изменение показателей активности пробы радиоактивного грунта под слоем не радиоактивного грунта в измерительном контейнере на радиометре РУБ-01П6.
13.	8-1 кюв. «Маринелли»	- Изменение показателей активности одной и той же пробы радиоактивного грунта при разной уплотненности его в измерительном контейнере на радиометре РУБ-01П6.
14.	8-3 кюв. «Маринелли»	- Изменение показателей активности одной и той же пробы грунта при увеличении массы навески от 50г до 1000г в измерительном контейнере на радиометре РУБ-01П6.
15.	8-4 остывание	- Изменение показателей активности пробы грунта, нагретой во время сушки на электро-калорифере, в зависимости от продолжительности остывания. (На примере опыта 14-6, после циклов 15, 16,17).
16.	8-5 остывание	- Изменение показателей активности грунта, нагретого во время сушки на электро-калорифере, в зависимости от продолжительности остывания. (На примере опыта 14-1, после циклов 12, 13,14).
17.	8-6 остывание - подогрев 40 мин.	- Изменение показателей активности при остывании сухого грунта, после непродолжительного подогрева его на электро-калорифере, до температуры 40 ⁰ С. (На примере опыта 14-6, цикла 16).
18.	8-7 кюв. «Маринелли», брикет	- Изменение показателей активности пробы в виде сухого брикета.
19.	8-8 кюв. «Е»	- Изменение показателей радиометра РУБ-01П6 для пробы одного и того же грунта при измерении активности в кюветке «Маринелли» и в кюветке «Е» для навесок 500, 400, 300, 200, 100, 50гг.
20.	9 кюв. «Маринелли»	- Изменение показателей активности пробы радиоактивного грунта под слоем дождевой воды в измерительном контейнере - кюв. «Маринелли».
21.	9-1 кюв. «Маринелли»	- Изменение показателей активности пробы радиоактивной воды при изменении ее массы в измерительном контейнере - кюв. «Маринелли» в убывающем порядке от 1000г до 50 г.
22.	9-2 кюв. «Маринелли», закрыта	- Изменение радиоактивности воды при хранении в закрытом сосуде, без перемешивания, при комнатной температуре.

1	2	3
23.	9-4 кюв. «Маринелли», открыта	- Изменение радиоактивности воды при испарении с поверхности в открытом сосуде, без перемешивания, при комнатной температуре. (Испарение в 1 этап).
24.	9-5 кюв. «Маринелли», открыта	- Изменение радиоактивности воды при испарении с поверхности в открытом сосуде при подогреве до 50 ⁰ С, без перемешивания, с разбавлением дистиллированной водой. (Испарение в 3 этапа).
25.	9-6 кюв. «Маринелли», открыта	- Изменение радиоактивности воды при испарении с поверхности в открытом сосуде с разбавлением дистиллированной водой, без перемешивания, при комнатной температуре. (Испарение в 3 этапа).
26.	9-7 кюв. «Маринелли», осаждение	- Изменение радиоактивности воды за счет осаждения радионуклидов цезия-137 на дно и стенки сосуда. (На примере воды из опыта 9-5).
27.	10п внедрение	- Изменение радиоактивности в верхнем 10 см слое почвы на орошаемом овощном участке ОПХ «Волна революции» в п. «Глыбочко» Новозыбковского р-на, Брянской области. (Зона отселения, обследование 30.08.07. и 3.10.07.).
28.	10 Сосуд 1 Пр., от- крыт, дожд. во- да	- Подготовка радиоактивной воды методом перемешивания радиоактивного грунта с дождевой водой и изменением активности мутной воды в зависимости от продолжительности отстоя. Слив с двух точек (т.6, т.10).
29.	10-1 Сосуд 1 Пр., открыт, дожд. вода	- То же что в опыте 10, слив с трех слоев: – без отстоя, слив черпаком через верх; - отстой 1 сут, слив из т.6. - отстой 1 сут, слив из т.10.
30.	10-2 Сосуд 1 Пр., от- крыт, дожд. во- да	- То же что в опыте 10-1, слив с трех точек: –отстой 4 сут., слив черпаком через верх; - отстой 4 сут, слив из т.6. - отстой 4 сут, слив из т.10
31.	10-3 сосуд 1 Пр., открыт, дожд. вода	- То же что в опыте 10-2, слив с трех точек: – без отстоя, слив черпаком через верх; - отстой 10 сут, слив из т.6. - отстой 10 сут, слив из т.10
32.	11 пр. Дарси Н _В = 7 см	- Вымыв радионуклидов цезия – 137 водопроводной водой на приборе Дарси из слоя 5 см супесчаного грунта, с первоначальной активностью 2303 Бк/кг.

1	2	3
33.	12 Сосуд 5 Пр., Закрыт, дистиллир. вода	- Осаждение радионуклидов цезия – 137 в мутной воде вместе со взвешьями, в зависимости от продолжительности отстоя воды в закрытом сосуде. (Каждый слив +200г дистиллированной воды взамен отправленной на высушивание осадка).
34.	12 -1 Сосуд 3 Пр. Закрыт, дождевая вода	- Осаждение радионуклидов цезия – 137 в мутной воде вместе со взвешьями в зависимости от продолжительности отстоя воды в закрытом сосуде. (Каждый слив полная замена воды на чистую дождевую взамен воды отправленной на высушивание осадка).
35.	13 пр. Дарси H _B = 5 см	- Вымыв радионуклидов цезия – 137 из 5,5 см слоя супесчаного грунта на приборе «Дарси», с первоначальной удельной активностью 11916 Бк/кг, непрерывными 4-х суточными поливными циклами. (Циклы 1÷6).
36.	13-1 пр. Дарси	- Тоже, что в опыте 13, промывка водопроводной водой + ультразвук, 4 -х – суточными циклами с ретонкой. (Циклы 7. 8)
37.	13-2 пр. Дарси	Тоже, что в опыте 13, промывка водопроводной водой + аэрация, 4 -х – суточными циклами с компрессором. (Циклы 9, 10, 11).
38.	13-3 пр. Дарси	- Тоже, что в опыте 13, промывка водопроводной водой + KCl, 4 -х – суточными циклами с гранулированным удобрением на поверхность грунта. (Цикл 12+27,6г; цикл 13+27,6г; цикл 14+13,8г; цикл 15 –без KCl).
39.	13-4 пр. Дарси H _B = 5,5 см, замораж. 5 сут.	- Вымыв радионуклидов цезия – 137 из 4,5 см слоя супесчаного грунта, прошедшего короткую 5-ти суточную заморозку в холодильнике, на приборе «Дарси» водопроводной водой, непрерывными 4-х суточными поливными циклами. (Циклы 20, 21, 22, 23).
40.	13-5 пр. Дарси H _B = 5,5 см	- Тоже, что в опыте 13-4, промывка водопроводной водой непрерывными односуточными и 0,5-суточными поливными циклами с предварительной замочкой радиоактивного грунта. (Циклы 24, 25, 26, 27, 28,29; цикл 29 с увеличенной скоростью фильтрации).
41.	13-6 пр. Дарси H _B = 30см	- Вымыв радионуклидов цезия – 137 из 3,0 см слоя супесчаного грунта водопроводной водой на приборе «Дарси» с увеличенным напором воды до 30см, непрерывными поливными циклами, с предварительной замочкой и без нее. (Короткие циклы 0,5 суток –циклы 30,31,32; длительный 23 суток –цикл 33).
42.	14 Сосуд- 2 Сосуд -3	- Испарение радионуклидов цезия -137 из влажного грунта слоем 7,7 см, непрерывными 5 сут. циклами. - при комнатной температуре; - с подогревом слоя грунта снизу до 50-65 °С.

		- (циклы 1÷5).
1	2	3
43.	14-1 Сосуд 2	- Испарение радионуклидов цезия -137 из влажного грунта слоем 8,1 см при комнатной температуре. (Продолжение опыта 14, цикл 6-18, испарение непрерывными циклами 5-30 суток).
44.	14-3 Кюв. «Е», торф, брикет	- Испарение радионуклидов цезия -137 с поверхности торфянистого грунта слоем 3,2 см при комнатной температуре с обогревом около электро-калорифера при температуре 24-35 °С.
45.	14-4 Кюв. «Е», Супесчаный, брикет	- Испарение радионуклидов цезия -137 с поверхности влажного супесчаного грунта слоем 3,3 см при комнатной температуре с обогревом около электро-калорифера при температуре 11-23 °С.
46.	14-5 Кюв. «Е» в холодильнике	- Сублимация – испарение радионуклидов цезия – 137 из влажного супесчаного грунта слоем 4 см при температуре (-7÷8)°С. (Вымораживание в холодильнике).
47.	14-6 Сосуд 3, подогрев	- Испарение радионуклидов цезия -137 из влажного грунта слоем 7,6 см при подогреве с поверхности. (Продолжение опыта 14, циклы 12-17, испарение 5 суток).
48.	14-7 Сосуд 3, подогрев	- Испарение радионуклидов цезия -137 из влажного грунта слоем 8,0 см при подогреве с поверхности. (Продолжение опыта 14-6, циклы 18-25, испарение 7-16 суток, замена верхнего слоя на грунт с маленькой радиоактивностью).
49.	14-8 Сосуд -5, Без дренажа	- Перемещение радионуклидов цезия – 137 во влажном грунте слоем 9,7 см по вертикальному профилю в условиях малого испарения, без дренажа.
50.	14-9 Сосуд-4, с дренажом	- Перемещение радионуклидов цезия – 137 во влажном грунте слоем 9,7 см по вертикальному профилю в условиях малого испарения, с дренажом.
51.	14-10 Испарение, подпор.	- Испарение радионуклидов цезия -137 из влажного грунта слоем 9 см при поддержке влажности за счет подпорного горизонта воды на уровне подошвы: - испарение при комнатной температуре с поливом и без полива.
52.	14-12 Кюв. «Е», измельчен грунт	- Испарение радионуклидов цезия -137 из слоя глубиной 3см при сушке на электро-калорифере грунтов разного типа: - влажного грунта (периодическая замочка); - сухого грунта (повторяющаяся сушка)
53.	14-12(1)	- Тоже, что в опыте 14-12 для супесчаного грунта. (Грунт из опыта 14-4).
54.	14-12(2)	- Тоже, что в опыте 14-12 для торфянистого грунта. (Грунт из опыта 14-3).

1	2	3
55.	14-12(3)	- Тоже, что в опыте 14-12 для супесчаного грунта. (Грунт из опыта 25-2).
56.	14-12(4)	- Тоже, что в опыте 14-12 для супеси с бровки песчаного карьера пос. Колодезский. (Карьер около 4 сосен).
57.	14-12(5)	- Тоже, что в опыте 14-12 для среднесуглинистого грунта + 10% навоза. (Грунт из опыта 25-1).
58.	14-12(6)	Тоже, что в опыте 14-12 для легкосуглинистого грунта. (Грунт из опыта 10).
59.	14-13 (5) испарение, заморозка- оттаивание	- Испарение радионуклидов цезия -137 из 2,8 см слоя влажного среднесуглинистого грунта + навоз при периодическом замораживании и оттаивании, грунт из опыта 14-12 (5).
60.	15 п 26.03.08	Изменение радиоактивности в верхнем 10 см слое почвы на орошаемом овощном участке СПК «Решительный» в п. «Новые Бобовичи» Новозыбковского р-на, Брянской области. (Обследование 26.03.08).
61.	15п-1 эрозия 26.03.08	- Вынос цезия -137 весенними талыми водами из верхнего слоя пахотного горизонта на овощном участке СПК «Решительный» в п. «Новые Бобовичи», Новозыбковского р-на, Брянской области. (Обследование 26.03.08).
62.	16п гамма – фон, природа	- Изменение гамма-фона на разной высоте над открытой поверхностью радиоактивного грунта.
63.	16-1п гамма – фон, природа	- Изменение гамма-фона на разной высоте над поверхностью радиоактивного грунта прикрытого слоем не радиоактивного грунта.
64.	16-2п гамма – фон, природа	- Изменение гамма-фона над поверхностью радиоактивного грунта, погружаемого под слой дождевой воды.
65.	16-3п гамма – фон, природа	- Изменение гамма-фона на разной высоте над поверхностью радиоактивного грунта, прикрытого слоем снега.
66.	16-4 гамма – фон, комната	- Изменение гамма-фона на разной высоте над открытой поверхностью радиоактивного грунта. (В комнатных условиях).
67.	16-5 гамма – фон, комната	- Изменение гамма-фона на разной высоте над поверхностью радиоактивного грунта, прикрытого слоем не радиоактивного грунта. (В комнатных условиях).
68.	17п	Радиоактивность почв на поливаемых землях дачно-садоводческого товарищества Г.Т.П, основанного в 1964 году в пригороде г. Новозыбков, п. Людково. (Об-

		следование 24.05.08г, 8.07.08).
1	2	3
69.	17 Сублимация, кюв. «Е»	- Влияние сублимации (испарение твердых тел) на изменение радиоактивности супесчаного, сухого, измельченного грунта слоем 3,0 см. (Подогрев слоя грунта – снизу).
70	17-1 Сублимация, кюв. «Е», брикет	- Влияние сублимации (испарение твердых тел) на изменение радиоактивности супесчаного слоя грунта в виде сухого брикета. (Подогрев поверхности брикета).
71.	17-2 кюв. «Е», Сублимация	- Влияние сублимации (испарение твердых тел) на изменение радиоактивности, сухого, измельченного супесчаного грунта слоем 3,2 см. (Подогрев слоя грунта – с поверхности).
72.	17-3 кюв. «Е», Сублимация	- Влияние сублимации (испарение твердых тел) на изменение радиоактивности, супесчаного измельченного грунта слоем 2,5 см: 1) Охлажденная проба; 2) Подогретая проба. (Подогрев слоя грунта снизу).
73.	18 Сосуд 25 см, с цеолитом	- Вымыв радионуклидов цезия-137 из 17,5 см слоя разнородного (3-х слойного) грунта при регулярных поливах дождеванием. (Три типа грунта, в т.ч. гранулированный цеолит диаметром 1,2 x 5 мм; Дренажные отверстия в сосуде на уровне 1 см от дна).
74.	18-1 Сосуд 25 см, без цеолита	- Вымыв радионуклидов цезия-137 из 17,5 см слоя разнородного (2-х слойного) грунта при регулярных поливах дождеванием. (Два типа грунта, без цеолита; Дренажные отверстия в сосуде на уровне 1 см от дна).
75.	18-2 Сосуд 25 см, с цеолитом, за- морозка в поле	- Вымыв радионуклидов цезия-137 из 17,5 см слоя разнородного (3-х слойного) грунта при регулярных поливах дождеванием, с периодической заморозкой влажного грунта. (Три типа грунта в т.ч. гранулированный цеолит диаметром 1,2 мм ÷ 2 мм; Дренажные отверстия в сосуде на уровне 1 см от дна).
76.	19 Сосуд открытый, грунт	- Изменение радиоактивности по вертикальному профилю разнородного грунта общим слоем 18,5 см под слоем стоячей воды 8-12 см.
77.	19-1 Сосуд откры- тый, грунт	- Изменение радиоактивности по вертикальному профилю однородного грунта общим слоем 18,5 см под слоем стоячей воды.

1	2	3
78.	20 Сосуд открытый, ил	- Изменение радиоактивности по вертикальному профилю илистых отложений общим слоем 18,3 см под слоем стоячей воды 8-12 см.
79.	20-1 Сосуд открытый, грунт	- Послойное перераспределение радионуклидов цезия-137 в толще осадка, отложившегося под слоем воды после одноразового взмучивания в открытом сосуде.
80.	20-III сосуд III р, открыт	- Послойное перераспределение радионуклидов цезия-137 в толще осадка, отложившегося под слоем воды после многократного взмучивания, отстоя и слива мутной воды в открытом сосуде. (На примере опыта – 10)
81.	20-IV сосуд 4 _{2р} , закрыт	- Послойное перераспределение радионуклидов цезия-137 в толще осадка, отложившегося под слоем воды после многократного взмучивания и отстоя в закрытом сосуде. (На примере взмучивания илистых отложений).
82.	20-V Рыхление, сухой грунт	- Послойное перераспределение радионуклидов цезия-137 по вертикальному профилю легкосуглинистого грунта слоем 13,5 см при механическом рыхлении на всю глубину. (Грунт из опыта 10п).
83.	20-VI Рыхление, сухой грунт	Послойное перераспределение радионуклидов цезия-137 по вертикальному профилю супесчаного грунта слоем 7,5 см при механическом рыхлении на всю глубину. (Грунт из опыта 17п).
84.	21 Цеолит h = 4 см	- Изменение активности слоя 4 см гранулированного цеолита d=2-5 мм при фильтрации через него радиоактивной воды слоем 0,7-0,8 см.
85.	21-1 Смесь цеолит – 150 гр щебень – 100гр	- Изменение активности слоя из смеси цеолита d=2÷5 мм (150 гр) и щебня d = 2 ÷ 5 мм (100 гр), при фильтрации радиоактивной воды. Слой воды 0,7 ÷ 0,8 см; 4 ÷ 10см.
86.	21-3 Смесь -220г Щебень – 150г	Изменение активности смеси (цеолит – щебень) – 220г d=2-5 мм и чистого щебня -150 г d=5-7 мм чередующимися кольцами в кюв. «Е» слоем 3,5 см при пропуске радиоактивной воды слоем 5 см.
87.	21-4 Смесь цеолит – 100 г щебень – 200г	Изменение активности смеси цеолита d=2÷5 мм (100 г) и щебня $5 \leq d \leq 7$ (200г) в кюв. «Е» слоем 3,5 см при пропуске радиоактивной и чистой воды слоем 5-10 см, выпаривание.
88.	21-5 Смесь цеолит – 100 гр	- Изменение активности смеси цеолита $5 \leq d \leq 7$ (100г) и щебня d=5 ÷ 7 мм (250г) слоем 3,5 см при пропуске радиоактивной и чистой воды слоем 3-5 см.

	щебень – 250гр	
1	2	3
89.	21-6 Очищение цеолитовых кассет	- Самоочищение цеолитовых кассет от накопившихся радионуклидов цезия – 137 (кассета из смеси цеолит – 150г, d = 2 ÷ 5 мм; щебень – 100 г, d = 1 -5 мм).
90.	21-7 Очищение рад. стоячей воды	- Очищение стоячей радиоактивной воды с помощью цеолитовых кассет (кассета из смеси: цеолит -100г, d = 5 ÷ 7 мм; щебня – 250г, d = 5 ÷ 7 мм).
91.	21-8 Цеолит из опыта 18-2	- Промывка цеолита слоем 2,5 см от накопившихся радионуклидов цезия -137. (Цеолит d=1,2÷2 мм из опыта 18-2).
92.	22 Сосуд 27,5 см, заморозка	- Вымыв радионуклидов цезия-137 из 19,5 см слоя однородного грунта при регулярных поливах дождеванием, с периодической заморозкой влажного грунта. (Дренажные отверстия в дне сосуда).
93.	23п Сосуд 27,5 см в поле	- Вымыв радионуклидов цезия-137 из 20,5 см слоя однородного грунта в поле при естественном увлажнении и периодических заморозках по сезонам года.
94.	25 В кюв. «Е»	- Вымыв радионуклидов цезия-137 из суглинистого грунта слоем h=3см при поливах дождеванием. (Проверка активности мокрого грунта).
95.	25-1 В кюв. «Е»	- Вымыв радионуклидов цезия-137 из суглинистого грунта + 10% навоза слоем 3,8 см при поливах дождеванием. (Проверка активности мокрого грунта).
96.	25-2 В кюв. «Е»	- Вымыв радионуклидов цезия-137 из супесчаного грунта слоем 3 см при поливах дождеванием. (Проверка активности мокрого грунта).
97.	28п	- Радиоактивность сточных вод в весенний период с очистных сооружений г Новозыбков, Брянской области. (Обследование 5.04.07).
98.	28п-1	- Радиоактивность сточных вод в летний период с очистных сооружений г. Новозыбков, Брянской области. (Обследование 30.08.07.).
99.	29 пр. Дарси, заморозка	- Вымыв радионуклидов цезия-137 водопроводной водой на приборе Дарси из слоя 5,5 см супесчаного грунта с первоначальной удельной активностью 8621 Бк/кг, прошедшего один длительный период заморозки.
100	32	- Транспирация растениями и вынос цезия-137.
101	33 пр. Дарси, короткие циклы	- Вымыв цезия-137 водопроводной водой на приборе Дарси из слоя 5,5 см супесчаного грунта с первоначальной удельной активностью 13565 Бк/кг, непрерывными 9-ти часовыми циклами. (Грунт из опыта 32).

1	2	3
102.	34 пр. Дарси, капельное орошение	- Вымыв цезия-137 из слоя 5,0 см супесчаного грунта с первоначальной удельной активностью 12381 Бк/кг на приборе «Дарси» с помощью капельного орошения. (Грунт из опыта 33).
103	35 пр. Дарси, капельное орошение	- Вымыв цезия-137 из слоя 7,5 см легкосуглинистого грунта со средней первоначальной удельной активностью 4646 Бк/кг на приборе «Дарси» с помощью капельного орошения. (Грунт из опыта 15п).
104	36 термофорез	- Вынос цезия -137 от нагретой поверхности почвенного слоя вместе с частицами аэрозолей за счет естественного восхождения потока теплого воздуха.
105	36-1 термофорез	- Вынос цезия -137 из почвенного слоя в результате термофореза в условиях дополнительной воздушной тяги.
106	37 калий K^{40}	- Радиоактивность калия K^{40} (в удобрении KCl).
107	38 радиолиз	- Влияние радиоактивного излучения на изменение кислотности стоячей воды над слоем радиоактивного грунта. (Радиолиз воды в сосудах с открытой и закрытой поверхностью).
108	39 Реабилитация водоемов	- Закрепление илистой поверхности ложа существующих прудов с помощью скрепляющих – цементирующих материалов.

ВАСИЛЕНКОВ С.В.

ВОДОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РЕАБИЛИТАЦИОН- НЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ НА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Научное издание

Подписано в печать 2009 г. Т. - экз. Формат 60x84/8
Объем 16 уч.-изд.л. Печать ротационно-трафаретная.
Бумага офисная. Цена договорная. Заказ №

Отпечатано в лаборатории множительной техники МГУП

127550, Москва, ул. Прянишникова 19