



ВАСИЛЕНКОВ В.Ф., ВАСИЛЕНКОВ С.В., КОЗЛОВ Д.В.

ВОДОХОЗЯЙСТВЕННАЯ РАДИОЛОГИЯ

Учебное пособие

Рекомендовано Министерством сельского хозяйства Российской Федерации в качестве учебного пособия для студентов высших учебных заведений, обучающихся по направлению подготовки дипломированных специалистов
«Водные ресурсы и водопользование»

Москва 2009

УДК 631.6: 504.53.06: 504. 4.06 (075)
ББК 40.6: 31.5: 20.1
В 19

Рецензенты:

кафедра Комплексного использования водных ресурсов
Московского государственного университета
природообустройства
(заведующий кафедрой проф., канд. техн. наук Л.Д.Раткович)

Василенков В.Ф., Василенков С.В., Козлов Д.В.

Водохозяйственная радиология: учебное пособие для студентов
вузов. М.: МГУП, 2009. – 383 с.

ISBN 0 – 0000 – 0000 - 0

Изложены результаты экспериментальных и теоретических исследований по вопросам миграции радионуклидов. Большое внимание уделено математическому моделированию вертикальной и горизонтальной водной миграции радионуклидов в почве, перемещению их в водоемах, удалению с испаряющейся влагой. Изложены результаты полевых исследований радиоактивного загрязнения почв и водоемов. Рассмотрены водохозяйственные мероприятия по реабилитации радиоактивно загрязненных территорий и водоемов. Даны рекомендации по осуществлению таких мероприятий. Приведены примеры лабораторных работ и практических расчетов.

Для студентов высших учебных заведений, обучающихся по направлению подготовки дипломированных специалистов «Водные ресурсы и водопользование».

ISBN 0 – 0000 – 0000 – 0

© Московский государственный
университет природообустройства, 2009

СОДЕРЖАНИЕ

| | |
|---|-----------|
| Введение | 7 |
| Глава 1. Общие сведения о радиоактивном загрязнении | 10 |
| 1.1. Радиоактивность | 10 |
| 1.2. Термины и определения, принятые в нормах радиационной безопасности (НРБ-99) | 17 |
| 1.3. Распределение радионуклидов в почвах радиоактивно загрязненных территорий | 27 |
| 1.4. Особенности и уровень загрязнения окружающей среды радионуклидами через 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС | 36 |
| 1.5. Радиоактивный распад | 44 |
| 1.6. Природный радиационный фон | 49 |
| 1.7. Изотопно-индикаторные методы | 63 |
| 1.8. Измерение радиоактивности | 66 |
| Литература | 77 |
| | |
| Глава 2. Водохозяйственные мероприятия по выводу радионуклидов из почвы | 78 |
| 2.1. Процессы растворения, десорбции и диффузии | 78 |
| 2.2. Режим фильтрации воды в почве при промывке цезия | 84 |
| 2.3. Моделирование процесса выноса радионуклидов промывными поливами | 92 |
| 2.4. Выщелачивание цезия – 137 из почвы при разных способах и режимах орошения | 103 |
| 2.4.1. Промывка радиоактивного загрязнения затоплением поверхности почвы | 103 |
| 2.4.2. Вымыв цезия – 137 из почвы периодическими поливами | 121 |
| 2.4.3. Промывка загрязненных цезием – 137 почв с помощью капельного орошения | 140 |
| 2.4.4. Влияние качества поливной воды на интенсивность выщелачивания цезия из почвы | 149 |

| | |
|--|------------|
| 2.5. Вымыв цезия из почвы при орошении овощей на радиоактивно загрязненных землях | 161 |
| 2.6. Система капельного орошения дачных и приусадебных участков | 167 |
| 2.7. Вынос цезия -137 с эвапотранспирационным потоком влаги | 170 |
| 2.8. Вынос цезия-137 из почвы в зимне-весенний период | 181 |
| 2.9. Регулирование внутриснежного стока талых вод | 194 |
| 2.10. Рекомендации к проведению промывных поливов | 211 |
| 2.11. Математическая модель передвижения радионуклидов по территории | 216 |
| 2.12. Методы расчетов влияния сельскохозяйственного дренажа на распределение радионуклидов по территории | 222 |
| 2.13. Мероприятия, ускоряющие поверхностный, внутрпочвенный и грунтовый сток | 228 |
| 2.14. Правила размещения открытых собирателей на водосборных площадях | 233 |
| 2.15. Требования к предпроектным изысканиям по изучению радиоактивного загрязнения местности | 237 |
| Литература | 240 |

| | |
|---|------------|
| Глава 3. Предотвращение загрязнения цезием водных объектов | 243 |
| 3.1. Моделирование процесса выноса цезия – 137 с продуктами водной эрозии почв | 243 |
| 3.2. Борьба с эрозией почв как средство очищения воды водоемов от радионуклидов | 252 |
| 3.3. Диффузия цезия - 137 в капиллярах ила и почвы | 253 |
| 3.4. Способ реабилитации радиоактивно загрязненных водосборов прудов | 258 |
| 3.5. Особенности осаждения радионуклидов в отстойниках | 259 |
| 3.6. Роль биоканалов в очистке от радиоактивного загрязнения водоемов | 269 |
| 3.7. Самоочищение воды от радионуклидов | |

| | |
|--|------------|
| в водоемах..... | 275 |
| 3.8. Моделирование процесса распределения цезия – 137 в донных отложениях прудов | 281 |
| 3.9. Миграция цезия – 137 в непроточных водоемах | 292 |
| 3.10 Характеристика шахтных и трубчатых колодцев как источников орошения приусадебных участков | 298 |
| 3.11. Содержание радионуклидов в грунтовых водах загрязненных территорий по результатам экспериментальных исследований | 302 |
| 3.12. Рекомендации по размещению мелкотрубчатых колодцев по территории | 310 |
| 3.13. Определение глубины залегания водоупора | 312 |
| 3.14. Экономический эффект при использовании мелкотрубчатых колодцев | 317 |
| 3.15. Цеолиты как средства очистки воды от радионуклидов | 318 |
| 3.16. Мероприятия, снижающие загрязнения радионуклидами водоносного горизонта | 326 |
| 3.17. Снижение радиоактивного загрязнения воды открытых водотоков с помощью цеолитовых конструкций | 329 |
| Литература | 330 |

| | |
|---|------------|
| Глава 4. Экономическая эффективность инженерных реабилитационных мероприятий | 332 |
| 4.1. Основные принципы определения доз облучения населения | 332 |
| 4.2. Экономическая эффективность промывных поливов (в примерах) | 334 |
| 4.2.1. Расчет предотвращенной дозы внутреннего облучения | 334 |
| 4.2.2. Расчет предотвращенной дозы внешнего облучения | 335 |
| 4.2.3. Определение стоимости строительства оросительных систем | 338 |
| 4.2.4. Определение стоимости мероприятий по регуливанию внутриснежного стока | 339 |

| | |
|--|------------|
| 4.2.5. Расчет экономической эффективности промывных поливов | 341 |
| 4.2.6. Расчет экономической эффективности мероприятий по регулированию внутриснежного стока | 343 |
| 4.3. Экономическая эффективность систем мероприятий, ускоряющих поверхностный, внутрипочвенный и грунтовый сток (в примерах) | 345 |
| 4.3.1. Расчет предотвращенной дозы внутреннего облучения | 345 |
| 4.3.2. Расчет предотвращенной дозы внешнего облучения | 346 |
| 4.3.3. Определение стоимости строительства защитных мероприятий, снижающих дозу облучения людей | 349 |
| 4.3.4. Расчет экономической эффективности | 351 |
| 4.4. Расчет времени достижения среднегодовой дозы облучения жителей населенных пунктов | 353 |
| Литература | 355 |
| Дополнительная литература | 357 |

ВВЕДЕНИЕ

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

Известно, что с конца 1940-х и начала 1950-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 1948 году в Московской сельскохозяйственной академии имени К.А.Тимирязева 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 деятельности.

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

В результате аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) 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 загрязнения достигали 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 Российской Федерации 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, внутрипочвенный и грунтовый сток: вертикальная планировка земель; 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 1960-е – 1990-е годы было построено множество мелиоративных систем для осушения, орошения, двойного регулирования водного режима, в том числе в западных областях страны, 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, внутрипочвенного и грунтового стока, особенно в периоды таяния снега и ливней. После

реконструкции систем на мелиорированных землях можно организовать работы по вымыву цезия с этих территорий.

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 свой радиоактивный навоз.

Минеральные удобрения снижают поступление радионуклидов в продукцию растениеводства, но не уменьшают дозу внешнего отлучения. Сельские жители питаются, в основном, продуктами со своих подсобных участков и подворий. Да и для всего населения роль продукции, полученной в личных хозяйствах высока. В 2005 году 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 горожан 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 близ расположенных 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 современных социально-экономических условиях возрастает роль специалиста-водохозяйственника широкого профиля. Наполнение учебных программ новыми сведениями, новыми дисциплинами (в т.ч. дисциплинами специализации) – веление жизни. Осуществлять это, не перегружая студентов, можно путем ранжирования материала по уровням представлений, умений и навыков с учетом особенностей регионов, где вероятнее всего будет работать выпускник.

ГЛАВА 1. ОБЩИЕ СВЕДЕНИЯ О РАДИОАКТИВНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ

1.1. Радиоактивность

Величайшим научным достижением конца XIX века и начала XX века явилось открытие Анри Беккереля невидимого излучения, испускаемого ураном и его соединениями, а также работы Марии Складовской – Кюри и Пьера Кюри, установившие природу этих невидимых лучей. Ученые начали проникать в тайны строения атома.

Было установлено, что атом имеет сложное строение и состоит из положительно заряженного ядра, где сосредоточено 99,95% массы атома, и вращающихся вокруг него электронов.

Дальнейшие исследования показали, что ядро атома также имеет сложное строение и состоит из протонов (ядер водорода) и нейтронов.

Протон обладает единицей положительного заряда, а атомный вес его примерно равен единице. Нейтрон является нейтральной частицей, масса которого примерно равна массе протона.

Массовым числом называется целое число, ближайшее к атомному весу изотопа данного химического элемента. Массовое число равно общему числу частиц (протонов и нейтронов), входящих в состав ядра. Элементы, обладающие одинаковыми химическими свойствами, но разными массовыми числами (или соответственно разными атомными весами), называются изотопами. Очевидно, что ядра изотопов одного и того же элемента состоят из одинакового числа протонов и разного числа нейтронов.

Между частицами, входящими в состав ядра, т.е. между протонами и протонами, нейтронами и нейтронами, протонами и нейтронами действуют ядерные силы притяжения. Особенность этих сил состоит в том, что они чрезвычайно велики на расстояниях порядка размера ядра и резко уменьшаются с увеличением расстояния между частицами. Помимо ядерных сил

притяжения между одноименно заряженными частицами ядра – протонами, действуют кулоновские силы отталкивания. У большинства химических элементов ядерные силы притяжения превосходят кулоновские силы отталкивания, чем и обуславливается устойчивость ядер этих элементов.

Однако, у тяжелых элементов, ядра которых состоят из большого числа частиц, ядерные силы притяжения уже не способны скомпенсировать кулоновские силы отталкивания. В этом случае начинаются процессы самопроизвольного перехода ядер из менее устойчивого состояния в более устойчивое. Это явление получило название радиоактивность.

В процессе радиоактивного распада ядра атомов испускают либо альфа-частицу, либо бета - частицу, причем, как правило, все ядра данного радиоактивного изотопа испускают частицы одного рода. Альфа-частицы - поток ядер гелия - состоят из двух протонов и двух нейтронов. Таким образом, альфа-частица обладает двумя единицами положительного заряда, а ее атомный вес равен 4. Все ядра данного радиоактивного изотопа испускают альфа-частицы вполне определенной энергии. Энергия альфа-частицы, испускаемая известными в настоящее время радиоактивными изотопами, лежит примерно в пределах 3-9 Мэв.

Бета-частицы - поток электронов или позитронов. Максимальная энергия бета - спектра у известных в настоящее время радиоактивных изотопов лежит в пределах от нескольких десятков килоэлектронвольт до 3-3,5 Мэв.

В некоторых случаях дочернее ядро, образующееся в результате радиоактивного распада, может оказаться в возбужденном состоянии. Переход ядра из возбужденного состояния в невозбужденное сопровождается испусканием гамма-излучения. Энергия гамма-квантов, испускаемых в процессе радиоактивного распада, лежит в пределах от нескольких десятков килоэлектронвольт до 3-4 Мэв.

Место γ – лучей среди семейства электромагнитных волн представлено на рис.1.1.

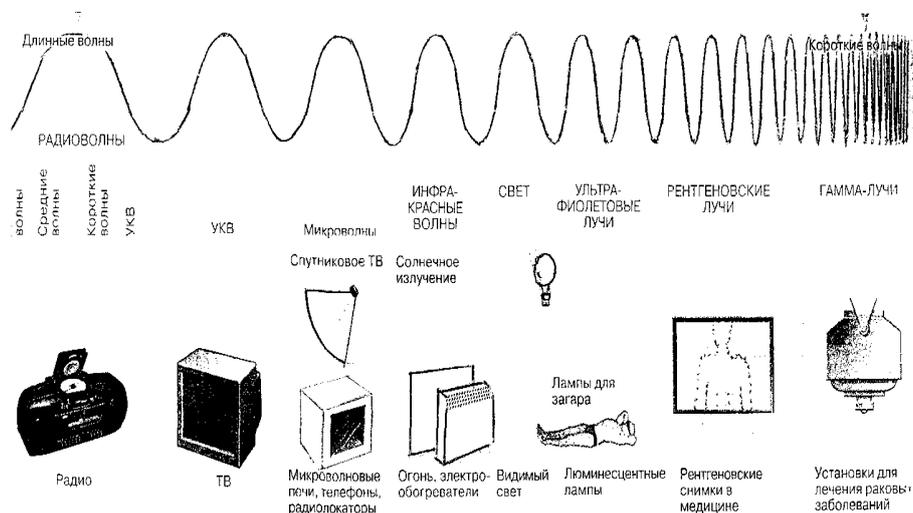


Рис. 1.1. Схема различных типов электромагнитных излучений.

Радиация очень опасна для человека. В больших дозах она приводит к поражению тканей живой клетки, в малых – вызывает раковые явления и способствует генетическим изменениям.

При ядерной реакции испускаются нейтроны, гамма-лучи, бета и альфа-частицы. Но если альфа- и бета-частицы способны распространяться в воздухе лишь на небольшие расстояния, то гамма-лучи и нейтроны распространяются во все стороны от центра взрыва на многие сотни метров и даже на километры. Поток гамма-лучей и нейтронов, испускаемых из зоны ядерного взрыва и радиоактивного облака, принято называть проникающей радиацией.

Толщина слоя половинного ослабления проникающей радиации по гамма излучению следующая:

- Вода – 14-20см;
- Полиэтилен – 15-25 см;
- Свинец – 1,4-2 см
- Грунт – 10-14 см;
- Бетон – 6-12 см;
- Дерево – 15-30 см.

Время действия проникающей радиации при ядерном взрыве определяется двумя факторами: во-первых, подъемом продуктов взрыва и, во-вторых, периодом полураспада короткоживущих радиоактивных «осколков». Вредное биологическое воздействие гамма-лучей и нейтронов обусловлено их способностью ионизировать атомы и молекулы клеток живой ткани. В результате ионизации клетка погибает или теряет способность к дальнейшему делению. Во время облучения человек не испытывает боли. Однако, через некоторое время у него может развиваться лучевая болезнь.

Общие нарушения в организме под действием радиации приводят к изменению обмена веществ, которые влекут за собой патологические изменения головного мозга. При попадании радиоактивных веществ внутрь организма поражающее действие оказывают в основном альфа - источники, а затем и бета - источники, т.е. в обратной наружному облучению последовательности. Альфа-частицы, имеющие небольшую плотность ионизации, разрушают слизистую оболочку, которая является слабой защитой внутренних органов по сравнению с наружным кожным покровом.

Существуют три пути поступления радиоактивных веществ в организм: при вдыхании воздуха, загрязненного радиоактивными веществами, через зараженную пищу или воду, через кожу или при заражении открытых ран. Наиболее опасен первый путь, поскольку, во-первых, объем легочной вентиляции очень большой, а во-вторых, значения коэффициента усвоения в легких более высоки. Пылевые частицы, на которых сорбированы радиоактивные изотопы, при вдыхании воздуха через верхние дыхательные пути частично оседают в полости рта и носоглотке. Отсюда пыль поступает в пищеварительный тракт. Остальные частицы поступают в легкие. Степень задержки аэрозолей в легких зависит от их дисперсности. В легких задерживается около 20% всех частиц; при уменьшении размеров аэрозолей величина задержки увеличивается до 70%.

В результате аварии на ЧАЭС наиболее пострадала в Российской Федерации Брянская область. Серьезные радиационные проблемы существуют и в Оренбургской области. Данные свидетельствуют, что воздушно-ядерный взрыв в 1954 году на Тоцком полигоне сказался на состоянии биоты и здоровье населения. Большой вклад внес и ядерный полигон на Новой земле. Было еще 11 подземных ядерных взрывов в Оренбуржье.

Исследованиями оренбургских ученых в течение последних лет было установлено: ухудшение медико-демографической ситуации; значительный рост онкопатологий; негативные тенденции в здоровье детского населения; нарушение иммунного статуса у детей, проживающих в зоне влияния ядерного взрыва.

По данным международных рекомендаций отдаленными последствиями воздействия ионизирующих излучений являются:

- а) злокачественные новообразования;
- б) сокращение средней продолжительности жизни;
- в) генетические последствия.

В этом регионе прирост онкозаболеваний с 1985 по 1993 гг составил: по органам дыхания – 225%, щитовидной железе – 260%, лимфатической и кроветворной системам- 670%, кожи – 131%.

Онкозаболеваемость детского населения возрасла в 2 раза. Злокачественные новообразования кроветворной системы у детей в 1,5 раза выше среднеобластных показателей. Стабильно на высоких цифрах сохраняется младенческая смертность (смертность от врожденных уродств – на 2-ом, а в отдельных населенных пунктах на первом месте среди причин смертности).

Радиоактивное загрязнение воздушной среды

Радиоактивные вещества, попадающие в атмосферу при их добыче и эксплуатации атомных установок и двигателей, могут представлять опасность. Однако при современном уровне защитной техники этот источник радиоактивности незначителен.

Наибольшее загрязнение атмосферы радиоактивными веществами происходит в результате взрывов атомных и

водородных бомб и при авариях. Каждый такой взрыв сопровождается образованием грандиозного облака радиоактивной пыли. Взрывная волна огромной силы распространяет ее частицы во всех направлениях, поднимая их более чем на 30 км. В первые часы после взрыва осаждаются наиболее крупные частицы, несколько меньшего размера — в течение 5 суток, а мелкодисперсная пыль потоками воздуха переносится на тысячи километров и оседает на поверхности земного шара в течение многих лет.

Радиоактивное загрязнение водной среды

Основными источниками радиоактивного загрязнения водных объектов и Мирового океана являются:

- загрязнения от испытаний ядерного оружия (в атмосфере до 1963 г.);
- загрязнения радиоактивными отходами, которые непосредственно сбрасываются в море;
- крупномасштабные аварии (ЧАЭС, аварии судов с атомными реакторами);
- захоронение радиоактивных отходов на дне и др.

Во время испытания ядерного оружия, особенно до 1963 г., когда проводились массовые ядерные взрывы, в атмосферу было выброшено огромное количество радионуклидов. Так, только на арктическом архипелаге Новая Земля было проведено более 130 ядерных взрывов (только в 1958 г. - 46 взрывов), из них 87- в атмосфере.

Отходы от английских и французских атомных заводов загрязнили радиоактивными элементами практически всю Северную Атлантику, особенно Северное, Норвежское, Гренландское, Баренцево и Белое моря. В загрязнение радионуклидами акватории Северного Ледовитого океана некоторый вклад сделан и нашей страной. Работа трех подземных атомных реакторов и радиохимического завода (производство плутония), а также остальных производств в Красноярске-26 привела к загрязнению одной из самых крупных рек мира - Енисея (на протяжении 1 500 км). Очевидно, что эти

радиоактивные продукты уже попали в Северный Ледовитый океан.

Воды Мирового океана загрязнены наиболее опасными радионуклидами цезия-137, стронция-90, церия-144 и др., которые, обладая высокой биоаккумулирующей способностью, переходят по пищевым цепям, и концентрируются в морских организмах высших трофических уровней, создавая опасность, как для гидробионтов, так и для человека. Различными источниками поступления радионуклидов загрязнены акватории арктических морей, так в 1982 г. максимальные загрязнения цезием-137 фиксировались в западной части Баренцева моря, которые в 6 раз превышали глобальное загрязнение вод Северной Атлантики. За 29-летний период наблюдений (1963-1992 гг.) концентрация стронция-90 в Белом и Баренцевом морях уменьшилась лишь в 3-5 раз. Значительную опасность вызывают затопленные в Карском море (около архипелага Новая Земля) 11 тыс. контейнеров с радиоактивными отходами, а также 15 аварийных реакторов с атомных подводных лодок. Работами 3-й советско-американской экспедиции 1988 г. установлено, что в водах Берингова и Чукотского моря концентрация цезия-137 близка к фоновой и обусловлена глобальным поступлением данного радионуклида из атмосферы за длительный промежуток времени. Однако, эти концентрации (0,1 Ки/л) были в 10-50 раз ниже, чем в Черном, Баренцевом, Балтийском и Гренландском морях, подверженных воздействию локальных источников радиоактивного загрязнения.

Радиоактивное загрязнение почвы

В связи с широким использованием в народном хозяйстве радиоактивных веществ появилась опасность загрязнения почв радионуклидами. Источники радиации — ядерные установки, испытание ядерного оружия, отходы урановых шахт. Потенциальными источниками, радиоактивного загрязнения могут стать аварии на ядерных установках, АЭС (как в

Чернобыле, Екатеринбурге, а также в США, Англии, других странах мира).

В верхнем слое почвы концентрируются радиоактивные стронций и цезий, откуда они попадают в организм животных и человека с продуктами растениеводства. Лишайники северных зон обладают повышенной способностью к аккумуляции радиоактивного цезия. Олени, питающиеся ими, накапливают изотопы, а у населения, использующего в пищу оленину, в организме в 10 раз больше цезия, чем у других северных народов.

1.2. 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:

$$A = \frac{dN}{dt} \quad (1.1)$$

где dN - ожидаемое число спонтанных ядерных превращений из данного энергетического состояния, происходящих за промежуток времени dt . Единицей активности является беккерель (Бк).

Использовавшаяся 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:

$$A_m = \frac{A}{m} \quad \text{или} \quad A_v = \frac{A}{V}. \quad (1.2)$$

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 - ²²²Rn и ²²⁰Rn - взвешенная сумма объемных активностей короткоживущих дочерних изотопов радона - ²¹⁸Po (RaA); ²¹⁴Pb (RaB); ²¹⁴Bi (RaC); ²¹²Pb (ThB); ²¹²Bi (ThC) соответственно:

$$(\text{ЭРОА})_{\text{Rn}} = 0,10 A_{\text{RaA}} + 0,52 A_{\text{RaB}} + 0,38 A_{\text{RaC}}$$

$$(\text{ЭРОА})_{\text{Th}} = 0,91 A_{\text{ThB}} + 0,09 A_{\text{ThC}},$$

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, экстракорокальный 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:

$$D = \frac{\bar{de}}{dm}, \quad (1.3)$$

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:

$$D_T = (1/m_T) \int_{m_T} D \cdot dm, \quad (1.4)$$

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 :

$$H_{T,R} = W_R \times D_{T,R}, \quad (1.5)$$

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.

$$H_T = \sum_R H_{T,R}, \quad (1.6)$$

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:

$$E = \sum_T W_T \times H_T, \quad (1.7)$$

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:

$$H_T(\tau) = \int_{t_0}^{t_0+\tau} H_T(t) dt, \quad (1.8)$$

$$E(\tau) = \sum_T W_T \times H(\tau), \quad (1.9)$$

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 учебного пособия - источник излучения) радиоактивное вещество или устройство, испускающее или способное испускать ионизирующее излучение, на которое 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 ионизирующего 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-гигиенический организации - документ, характеризующий состояние радиационной безопасности в организации и содержащий рекомендации по ее улучшению.

52. Паспорт радиационно-гигиенический 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.

1.3. Распределение радионуклидов в почвах радиоактивно загрязненных территорий

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 оказались загрязненными 22 административных района с численностью населения 484,5 тыс. человек. Примерно половина загрязненных земель приходится на естественные экосистемы.

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

Вопросы реабилитации водосбросных 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 Cs. 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. Присянникова на территории Брянского Полесья (Новозыбковский район Брянской области).

Таблица 1.1

Площадь сельхозугодий Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению, тыс. га.

| Зона радиоактивного загрязнения | Всего сельхозугодий | В том числе | | Зона проживания |
|---------------------------------|---------------------|-------------|---------------------|--|
| | | пашни | Сенокосы и пастбища | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 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 | |

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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs по-прежнему находится в корнеобитаемом слое почвы.

В болотной, низинной осушенной почве основной запас ¹³⁷Cs 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 % ¹³⁷Cs, в

нижележащих слоях наблюдалось 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 МБк/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 смытой 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 «Агрехимрадиология» (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 привнос 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 привносом 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.

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.

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.

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 $\text{Cs}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{K} > \text{Mg}^{2+} = \text{Na}^+$.

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. В то же время, для пойменных экосистем с органомными почвами отмечается наиболее высокая подвижность ^{137}Cs вниз по профилю почвы и в системе «почва – растение».

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.

Механизм влияния водного фактора на подвижность ^{137}Cs связан со скоростью перемещения капиллярно-сорбционной влаги, на которое 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 приустье, степенью аккумуляции ^{137}Cs . Подобная аккумуляция происходит, вероятно, за счет длительного застаивания в почвах центральной поймы загрязненных вод и осаждения в них тонкодисперсных частиц. Это, наряду с геохимическим приносом 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 - экокхимических 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 внутрипочвенным стоком составляет десятые доли процента от его запаса. Основная часть радиоцезия, выносимого из верхнего слоя с гравитационной водой, поглощается нижележащим (5-10 см) слоем почвы. В целом, вынос цезия из пахотного слоя внутрипочвенным 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. 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.

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.

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.

1.4. Особенности и уровень загрязнения окружающей среды радионуклидами через 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС

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 со 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 2000-2008 гг. 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 Бк/кг до 3805 Бк/кг, в другом створе – с 499 Бк/кг до 729 Бк/кг. Иногда концентрация радионуклидов на водоразделе оказывается ниже,

чем на прилегающем 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 Бк/кг, в другом створе, на 80 м – с 1242 до 648 Бк/кг, в третьем створе с 1242 до 534 Бк/кг на 40 м. 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 Бк/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 1.3 приведены сведения о радионуклидах в донных илах осушительных каналов, прудах, реках. Наибольшая концентрация зафиксирована в нагорно-ловчем канале в Новозыбковском р-не – 2811,3 Бк/кг и отстойнике на главном магистральном канале у выхода с территории осушительной системы– 2050 Бк/кг. Аналогичный отстойник на осушительной

системе в Красногорском районе также отличается высокой концентрацией загрязнения – 2761 Бк/кг. Ил в этих отстойниках представлен торфяными частицами. Торфяные иловые отложения р. Полонка, находящиеся в подвижном состоянии поверх чистого песчаного ложа реки показали 2624 Бк/кг. В крупных реках Беседь, Ипуть отмечена невысокая концентрация радионуклидов в илах: 355, 100 Бк/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 Бк/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 мкР/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 1.2 приведены данные о содержании радионуклидов в водных объектах. Дренажный сток, зафиксированный в смотровых колодцах, отличается пониженным содержанием радионуклидов – 0,83; 2,5 Бк/кг, т.е. в пределах допустимых уровней для питьевой воды – 11 Бк/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 Бк/л. Радиационный фон на водосборной площади данного колодца составляет 150 мкР/ч. 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 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 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 Бк/л, в р. Беседь - 17,4 Бк/л, в р. Полонка – 45,2 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 Бк/л, в устье – 59 Бк/л.

Таблица 1.2

Содержание радионуклидов в водных объектах (2005 год)

| N п/п | Район | Населенный пункт | Место отбора пробы | Радиация Бк/кг |
|-------|---------------|------------------|--|----------------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 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 |

Продолжение таблицы 1.2

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|----|----------------|-----------------|---|------|
| 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 |
| 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.Ипать | 1,5 |
| 23 | Новозыбковский | д.Грива | Водоем, соединенный с каналом 1.7.5-ГД | 15,3 |
| 24 | Новозыбковский | н.п.Колодезский | Дренированная 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, гл. 2м | 20,5 |
| 34 | Злынковский | д.Ясная поляна | Колодец, 2м | 14,8 |

Продолжение таблицы 1.2

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|----|----------------|-----------------|--|------|
| 35 | Злынковский | д.Петровка | Колодец, 4,45м | 3,7 |
| 36 | Злынковский | д.Карпиловка | Колодец, гл. 1,2м | 5,7 |
| 37 | Новозыбковский | н.п.Колодезский | Колодец кирпичный, глубина от поверхности 4м | 21,3 |

Таблица 1.3

Содержание радионуклидов в иловых отложениях водных объектов (2005 год)

| № п/п | Район | Населенный пункт | Место отбора пробы | Радиация Бк/кг |
|-------|----------------|------------------|--|----------------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 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 |

Продолжение таблицы 1.3

| 1 | 2 | 3 | 4 | 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.Колодезс кий | Дренированная ложбина | 1100 |
| 21 | Злынковский | д.Карпиловк а | Канал, соединенный с рекой Д-1 | 820 |
| 22 | Злынковский | г.Злынка | Пруд | 332 |
| 23 | Злынковский | д.Карпиловк а | В тальвиге спущенного пруда | 862 |
| 24 | Злынковский | д.Карпиловк а | Дно спущенного пруда | 1042 |

1.5. Радиоактивный распад

Скорость радиоактивного распада пропорциональна общему числу имеющих в данный момент радиоактивных атомов:

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N, \quad (1.10)$$

λ – постоянная распада.

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

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0,693}{\lambda}, \quad (1.11)$$

Период полураспада любых ядер отличается тем, что он не зависит от внешних условий, например от t^0 , 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.

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

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

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

Масса Q радиоактивного вещества в граммах, имеющая активность 1Ки :

$$Q = \frac{N \cdot A}{N_A} = \frac{3,7 \cdot 10^{10} T_{1/2}}{0,693} \cdot \frac{A}{6,02 \cdot 10^{23}}, \quad (1.12)$$

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

A – атомная масса изотопа;

$T_{1/2}$ – период полураспада.

Стронций

$$A = 90 \text{ а.е.м.; } T_{1/2} = 29 \text{ лет.}$$

$$Q = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 29 \cdot 86400 \cdot 365 \cdot 90}{0,693 \cdot 6,02 \cdot 10^{23}} = 7,2 \cdot 10^{-3} \text{ г} = 7,2 \text{ мг.} \quad (1.13)$$

Цезий

$$A = 137 \text{ а.е.м.; } T_{1/2} = 30 \text{ лет.}$$

$$Q = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 30 \cdot 86400 \cdot 365 \cdot 137}{0,693 \cdot 6,02 \cdot 10^{23}} = 11,5 \cdot 10^{-3} \text{ г} = 11,5 \text{ мг}, \quad (1.14)$$

86400 – число секунд в сутках;

365 – число суток в году.

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

$$\lg \frac{N_0}{N_t} = \frac{t}{3,32 \cdot t_{1/2}}, \quad (1.16)$$

$$\lg \frac{N_0}{N_t} = \frac{1 \text{ год}}{3,32 \cdot 30} = 0,01; \quad \frac{N_0}{N_t} = 1,023;$$

$$Nt = \frac{N_0}{1,023} = \frac{4,66 \cdot 10^{-6}}{1,023} = 4,555 \cdot 10^{-6} \text{ мг} \quad (1.17)$$

$$11,5 - 3,7 \cdot 10^{10}$$

$$4,555 \cdot 10^{-6} - x$$

$$X = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 4,555 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 1,4656 \cdot 10^4 = 14656 \text{ Бк/с в кг} \quad (1.18)$$

Снижение радиации можно посчитать иначе:

$$C_t = C_0 \exp \frac{-0,693t}{T_{1/2}}, \quad (1.19)$$

$$C_0 = 15 \cdot 10^3 \text{ Бк/кг}$$

$$t = 1 \text{ год}$$

$$T_{1/2} = 30 \text{ лет}$$

$$C_t = 15 \cdot 10^3 \exp \frac{-0,693 \cdot 1}{30} = 15 \cdot 10^3 \exp(-0,0231) = 15 \cdot 10^3 \cdot 0,977 = 14657 \quad (1.20)$$

За счет полураспада удельная активность в год снизится на 350 Бк/кг.

Подсчитаем, насколько снизится удельная активность за 1,44 месяца:

$$\lg \frac{0,12}{3,32 \cdot 30} = 0,0012; \quad \frac{N_0}{N_t} = 1,00277, \quad (1.21)$$

$$N_t = \frac{4,66 \cdot 10^{-6}}{1,00277} = 4,647 \cdot 10^{-6}, \quad (1.22)$$

$$X = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 4,647 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 1,4951 \cdot 10^4 = 14951 \text{ Бк/кг}. \quad (1.23)$$

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

2) Сколько мг ^{137}Cs имеет удельную активность 6000 Бк/кг.

$$Q = \frac{11,5 \cdot 6 \cdot 10^3}{3,7 \cdot 10^{10}} = 1,865 \cdot 10^{-6} \text{ мг}, \quad (1.24)$$

Сколько цезия останется через 1,5 месяца:

$$N_t = \frac{1,865 \cdot 10^{-6}}{1,00277} = 1,8597 \cdot 10^{-6} \text{ мг}, \quad (1.25)$$

$$X = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 1,8597 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 0,59834 \cdot 10^4 \text{ Бк/кг} = 5983, \quad (1.26)$$

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

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

$$Q = \frac{11,5 \cdot 2 \cdot 10^3}{3,7 \cdot 10^{10}} = 0,6216 \cdot 10^{-6} \text{ мг}, \quad (1.27)$$

Сколько цезия останется через 1,5 месяца:

$$N_t = \frac{0,6216 \cdot 10^{-6}}{1,00277} = 0,6199 \cdot 10^{-6} \text{ мг}, \quad (1.28)$$

$$X = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 0,6199 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 0,19945 \cdot 10^4 = 1994,5 \text{ Бк/кг} \quad (1.29)$$

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

Один месяц – это 0,0833 года.

2 месяца - 0,1667 года

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

$$\frac{N_0}{N_t} = 1,0038596$$

$$N_t^1 = \frac{1,865 \cdot 10^{-6}}{1,00193} = 1,861 \cdot 10^{-6}; \quad N_t^2 = \frac{1,865 \cdot 10^{-6}}{1,0038596} = 1,858 \cdot 10^{-6}, \quad (1.30)$$

$$X_1 = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 1,861 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 0,59875 \cdot 10^4 \text{ Бк/кг}, \quad (1.31)$$

$$X_2 = \frac{3,7 \cdot 10^{10} \cdot 1,858 \cdot 10^{-6}}{11,5} = 0,59779 \cdot 10^4 \text{ Бк/кг}, \quad (1.32)$$

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 по сравнению с естественным

самоочищением почв под влиянием природных факторов. Зафиксированная в наших полевых исследованиях максимальная удельная активность почвы 15000 Бк/кг (2005 г.) 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 1-5 суток нет необходимости.

1.6. Природный радиационный фон

Природные экосистемы Земли постоянно подвергаются облучению за счет естественных источников ионизирующих излучений, формирующих природный радиационный фон. Он складывается из космического излучения, которое состоит из заряженных частиц высокой энергии, приходящих из межзвездного пространства и из солнечной галактики, а также ионизирующими излучениями от естественных радионуклидов, находящихся в почве, воде, пище и воздухе.

В настоящее время известно более 60 естественных радионуклидов, участвующих в формировании радиоактивности биосферы. По происхождению они делятся на две группы:

- 1) *Космогенных* радионуклидов – нуклидов, образующихся с атомами азота, водорода и др.; из большого числа космогенных радионуклидов заметный вклад в дозу облучения вносится ^3H , ^7Be , ^{14}C и ^{22}Na ;
- 2) *Естественных* радионуклидов – нуклидов радиоактивных семейств (рядов) ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th , а также ^{40}K и ^{87}Rb , находящиеся в земной коре и объектах внешней среды с момента образования Земли.

Концентрация естественных радионуклидов в природе изменяется в широких пределах. В земной коре, например, из всех радиоактивных веществ больше всего содержится калия (~ 2,5%), тогда как содержание урана и тория в десятки и сотни, а радия в миллионы раз меньше по сравнению с радиоактивным калием (^{40}K).

Из долгоживущих естественных радионуклидов в природных водах больше всего ^{40}K – до 330 пКи/л (в морской воде). Концентрация радионуклидов в дождевой воде невелика, исключение составляет ^3H и ^7Be , концентрация которых может достигать десятков пикокюри на литр.

Во флоре и фауне концентрация естественных радионуклидов, как правило, ниже, чем в почвах, на которых произрастает растительность и обитают животные. Это объясняется тем, что большинство естественных радионуклидов плохо усваивается и растительностью, и животными. Исключение составляют ^{40}K , ^{14}C и ^3H , которые усваиваются растениями и животными весьма интенсивно.

Весьма существенные различия в концентрации радионуклидов, встречающиеся в почвах разных типов (табл. 1.4).

Естественные радионуклиды, обнаруживаемые во всех типах природных вод, как правило, часто встречаются в подземных водах. Концентрация урана, радия и тория особенно высока. В южных реках с высокой степенью минерализации воды содержание урана в среднем составляет $5 \cdot 10^{-5}$ г/л, в северных реках с относительно низкой минерализацией концентрация урана в пределах от $2 \cdot 10^{-8}$ до $2 \cdot 10^{-7}$ г/л.

Таблица 1.4

Концентрация ^{40}K , ^{238}U , и ^{232}Th в почвах различных типов и соответствующие мощности поглощенной дозы (Р) в воздухе на высоте 1 м от поверхности земли

| Почва | Концентрация, пКи/г | | | Р, мкрад/ч |
|----------------------------|---------------------|------------------|-------------------|---------------|
| | ^{40}K | ^{238}U | ^{232}Th | |
| Серозем | 18 | 0,85 | 1,3 | 7,4 |
| Серо-коричневая | 19 | 0,75 | 1,1 | 6,9 |
| Каштановая | 15 | 0,72 | 1,0 | 6,0 |
| Чернозем | 11 | 0,58 | 0,97 | 5,1 |
| Серая лесная | 10 | 0,48 | 0,72 | 4,1 |
| Дерново-подзолистая | 8,1 | 0,41 | 0,60 | 3,4 |
| Подзолистая | 4,0 | 0,24 | 0,33 | 1,8 |
| Торфянистая | 2,4 | 0,17 | 0,17 | 1,1 |
| Среднее для всего мира | 10 | 0,7 | 0,7 | 4,6 |
| Типичные колебаний пределы | 3-20 | 0,3-1,4 | 0,2-1,3 | 1,4-9 |

Радионуклиды поступают в атмосферу различными путями. Некоторое количество радионуклидов попадает в воздух в результате выветривания земных пород и разложения органических веществ. Определенная доля радиоактивности атмосферы обусловлена наличием в воздухе космогенных радионуклидов. Существенное значение имеет диффузия из почвы в приземные слои атмосферы радона (^{222}Rn) и торона (^{220}Tn), являющихся продуктами радиоактивного распада соответственно ^{226}Ra и ^{234}Ra .

Радиоактивность атмосферного воздуха варьирует в широких пределах и зависит от местоположения (в атмосферном воздухе над сушей концентрация радионуклидов выше, чем над океаном), содержания радионуклидов в материнских земных породах, времени года, состояния атмосферы и т.д. Средние данные о концентрации радиоактивных аэрозолей в воздухе (Ки/л):

α - активных аэрозолей – $4 \cdot 10^{-13}$, β – активных – $3,1 \cdot 10^{-13}$, для радона и тория в качестве средних концентраций в приземных слоях воздуха принимается величина $7 \cdot 10^{-14}$ Ки/л.

Дозы ионизирующих излучений от естественных источников. Растительные и животные организмы подвергаются облучению в результате воздействия *внешнего ионизирующего излучения* и излучения от естественных радионуклидов, находящихся непосредственно в растениях, органах и тканях животных (*внутреннее облучение*), накапливают энергию от радиоактивного распада частиц и сопутствующих ионизации.

Доза от внешнего ионизирующего излучения формируется за счет космического излучения и излучения от естественных радионуклидов, находящихся в среде обитания растений и животных.

Считается, что средняя поглощенная мощность дозы космического излучения на высоте уровня моря составляет 3,2 мкрад/ч, а поглощенная доза этого вида излучения в течение года – 28 мрад (табл.1.5). Интенсивность космического излучения по мере увеличения высоты над уровнем моря возрастает, и соответственно увеличивается мощность поглощенной дозы.

Например, на высоте 2 км над уровнем моря она примерно в 3-4 раза выше по сравнению с дозой облучения на уровне моря, а на высоте 3 км – в 5-6 раз.

Доза внешнего излучения от естественных радионуклидов колеблется в широких пределах. В качестве средней мощности поглощенной дозы в воздухе на высоте 1м над поверхностью земли принимают значение 4,5 мкрад/ч (в расчете на год – 32 мрад), а внутри помещения – примерно 5,3 мкрад/ч.

Таблица 1.5

*Расчетные годовые дозы от природных источников (мрад/год),
поглощенные тканью человека
(по данным Научного комитета ООН по действию атомной радиации)*

| Источники облучения | Половые железы | Легкие | Эндостальные клетки | Красный костный мозг |
|--|-------------------|--------|------------------------|----------------------------|
| <i>Внешнее облучение</i> | | | | |
| Космическое излучение | 28 | 28 | 28 | 28 |
| Земное излучение (γ) | 32 | 32 | 32 | 32 |
| <i>Внутреннее облучение</i> | | | | |
| Космогенные радионуклиды: | | | | |
| ^3H (β) | 0,001 | 0,001 | 0,001 | 0,001 |
| ^7Be (γ) | - | 0,002 | - | - |
| ^{14}C (β) | 0,5 | 0,6 | 2,0 | 2,2 |
| ^{22}Na ($\beta + \gamma$) | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| Исконные радионуклиды: | | | | |
| ^{40}K ($\beta + \gamma$) | 15 | 17 | 15 | 27 |
| ^{87}Rb (β) | 0,8 | 0,4 | 0,9 | 0,4 |
| $^{238}\text{U} - ^{234}\text{U}$ (α) | 0,04 | 0,04 | 0,3 | 0,07 |
| ^{230}Th (α) | 0,004 | 0,04 | 0,8 | 0,05 |
| $^{226}\text{Ra} - ^{214}\text{Po}$ (α) | 0,03 | 0,03 | 0,7 | 0,1 |
| $^{210}\text{Pb} - ^{210}\text{Po}$ ($\alpha + \beta$) | 0,6 | 0,3 | 3,4 | 0,9 |
| $^{222}\text{Rn} - ^{214}\text{Po}$ (α) | 0,2 | 30 | 0,3 | 0,3 |
| ^{232}Th (α) | 0,004 | 0,04 | 0,7 | 0,04 |
| $^{228}\text{Ra} - ^{208}\text{Tl}$ (α) | 0,06 | 0,06 | 1,1 | 0,2 |
| $^{220}\text{Rn} - ^{208}\text{Tl}$ (α) | 0,008 | 4 | 0,1 | 0,1 |
| Всего (округленно) | 78 | 110 | 86 | 92 |

В районах с повышенным радиационным фоном дозы облучения выше. Например, в г. Гуарапари (Бразилия) мощность поглощенной дозы варьирует в пределах 100-200 мкрад/ч, в штате Керала (Индия) средняя мощность поглощенной дозы равна 130 мкрад/ч. В этих районах годовая поглощенная доза значительно выше средней для населения всего мира (32 мрад), в ряде случаев она достигает нескольких сотен и тысяч миллиард.

Таким образом, годовая поглощенная доза от внешнего ионизирующего излучения в среднем составляет примерно 60 мрад. Однако нужно помнить о том, что в конкретных районах природный радиационный фон может привести к более высоким дозам облучения. Например, при обследовании 28 городов СССР выяснилось, что средняя мощность дозы внешнего облучения варьирует от 40 до 160 мрад/год с минимальными значениями в Севастополе (40 мрад) и максимальными – в Алма-Ате (160 мрад).

Дозы облучения от естественных радионуклидов, находящихся в организме, сравнительно невелики. Внутреннее облучение большинства органов обусловлено наличием в них ^{40}K (годовая поглощенная доза в отдельных органах варьирует от 15 до 27 мрад), тогда как от других находящихся в организме естественных радионуклидов поглощенная доза обычно составляет десятые – сотые доли мрад/год. Исключение составляет цепочка радионуклидов $^{222}\text{Rn} - ^{214}\text{Po}$, поступающих в легкие ингаляционным путем и формирующих здесь поглощенную дозу в среднем 40 мрад/год.

В жилых домах и рабочих помещениях концентрация радона наиболее значимого из всех радионуклидов воздуха, существенно различается в зависимости от того какие строительные материалы используются. Из помещений радон откачивается специальными насосами.

Итак, природный радиационный фон является одним из экологических факторов для всех животных организмов Земли. Действие его извечно, непрерывно, отличается широкой вариабельностью. Вопрос о роли естественного радиационного фона для растительного и животного мира не решен.

Высказывались мнения о выработавшейся адаптации в ходе эволюции к сравнительно невысоким дозам облучения, публиковались даже материалы о положительном действии радиации на жизнедеятельность живых организмов. Вместе с тем появляется все больше данных, указывающих на то, что природный радиационный фон является (или может быть) частично ответственным за спонтанное появление опухолей разного вида и появление мутаций, обусловленных повреждением хромосом.

Естественная радиоактивность поверхностных водоемов. Явления происходящие в природе тесно взаимосвязаны. Поэтому естественную радиоактивность поверхностных водоемов нельзя рассматривать изолированно, тем более что она является следствием процессов происходящих в других природных формациях.

Относительно постоянные концентрации природных радионуклидов, содержащихся в воде водоема, позволяют также использовать эти величины как своеобразные эталоны при оценке степени загрязнения водоемов радиоактивными веществами искусственного происхождения.

Все это свидетельствует о необходимости иметь возможно полную информацию о естественной радиоактивности поверхностных водоемов.

К настоящему времени на нашей планете существуют природные радионуклиды «земного» происхождения, к которым относятся родоначальники трех семейств (уран, торий, актиний) с многочисленными дочерними элементами (радий, радон, торон и др.) и генетически не связанные с ними радионуклиды ^{40}K , ^{87}Rb и др. Кроме того, в природе постоянно присутствуют нуклиды, возникшие в результате воздействия космических лучей на ядра атомов стабильных элементов, находящихся в атмосфере. К ним относятся, в частности ^{14}C и тритий.

На формирование естественной радиоактивности поверхностного стока в пределах бассейна питания водоема может влиять содержание радионуклидов, находящихся в почвенном покрове.

Концентрация радиоактивных веществ естественного происхождения в почвах подвержены очень большим колебаниям. Они в значительной мере зависят от характера подстилающих пород и содержания в них радионуклидов, типа почв, их механического, химического, минералогического состава и т.д. Содержание ^{226}Ra в почвах колеблется в пределах $1,1 \cdot 10^{-10}$ до $1,9 \cdot 10^{-9}$ г/кг почвы. Бедны глинистые, что связано со свойством радия хорошо сорбироваться на поверхности тонкодисперсных глинистых частиц.

Содержание урана в почвах колеблется от $1 \cdot 10^{-5}$ до $1,8 \cdot 10^{-4}\%$, составляя в среднем $n \cdot 10^{-5}\%$. В почвенных растворах, содержащих карбонаты, бикарбонаты и органические вещества, уран очень подвижен и образует легкорастворимые комплексные соединения. Поэтому он слабо сорбируется и легко вымывается из почвенных материалов. Все пресные воды рек и озер, связанные с почвенными водами, имеют неравномерное содержание радия и урана. Это объясняется подвижностью урана в почвенных растворах. Дополнительным источником радия в почве является фиксированный в ней ионий. Существенным условием для подвижности урана является рН среды. Он подвижен в окисленной среде и не может мигрировать там, где имеются условия для интенсивного восстановления.

Из числа природных радионуклидов наибольшая суммарная активность в почвах (как и во всей земной коре) обусловлена присутствием ^{40}K . Его концентрация в почвах – от $8 \cdot 10^{-10}$ до $2,4 \cdot 10^{-8}$ кюри/г. для калия характерно рассеивание в почвах, причем он прочно удерживается глинистыми фракциями за счет сорбции, что обуславливает относительную бедность природных вод солями этого элемента.

Радиоактивные вещества мигрируют из земной толщи на дневную поверхность, в частности, в открытые водоемы, главным образом с подземными водами. Условия обогащения подземных вод радионуклидами разнообразны и сложны. Они определяются комплексом геологических, гидрогеологических и физико-химических процессов. При этом, с одной стороны, подземные воды влияют на содержание радионуклидов в горных породах, с

другой – содержание радионуклидов в подземных водах определяется формой нахождения и концентрацией радиоактивных элементов в горных породах. Между содержанием радионуклидов в горных породах и их количеством в соприкасающихся с этими породами водах существует динамическое равновесие. При движении подземных вод это равновесие постоянно нарушается в результате радиоактивного распада, а также некоторых процессов взаимодействия подземных вод с горными породами: растворения, выщелачивания, окисления, адсорбции, осаждения, эманирования и т.д.

Атомы урана обычно находятся в кристаллической решетке минералов. Поэтому они попадают в воду при растворении минералов. Уран хорошо мигрирует в водах любого состава при условии обогащения их углекислотой. Этим, вероятно, объясняется то обстоятельство, что значительная доля урана в горных породах находится в легкоподвижной форме.

Поскольку радиоактивные продукты распада находятся вне кристаллической решетки минералов, их переход в воду не связан с растворением последних. В частности, подземные воды обогащаются радием в результате процесса выщелачивания, суть которого состоит в переходе данного нуклида из минерала в раствор без нарушения целостности кристаллической решетки. Особенно благоприятные условия создаются при повышенном содержании в воде кальция, стронция и бария. Этим объясняется наблюдаемое в некоторых глубинных хлоридно-натриево-кальциевых растворах большое содержание ^{226}Ra – до 10^{-10} г/л, иногда до 10^{-9} г/л и выше.

Наряду с перечисленными факторами в обогащении подземных вод радионуклидами большую роль играют гидрогеологические условия, в частности характер водообмена, циркуляция подземных вод, длительность контакта вод с породами и т.д. Немаловажное значение имеют процессы выветривания горных пород, способствующие миграции урана и радия в подземные и поверхностные воды.

Вклиниваясь в русла рек или чаши озер, подземные и грунтовые воды преимущественно и определяют уровни естественной радиоактивности воды поверхностных водоемов. Это касается, главным образом, водоемов, основным источником питания которых является подземный сток.

В гидросферу уран в основном поступает из нижних горизонтов почв и пород верхней части коры выветривания. Интенсивность выщелачивания зависит от количества органических кислот, поступающих в почвенно-грунтовые воды из промываемых атмосферными осадками почв. Наиболее устойчив и малоподвижен в почвах торий. Радий и уран в разных генетических горизонтах почв ведут себя по разному. В более глубоких горизонтах с уменьшением содержания гумуса подвижность радия убывает, а урана возрастает.

Часть радия, находящегося в катионообменной форме в верхнем почвенном горизонте, выносится фильтрующимися водами в тех же количествах, в которых он обнаруживается в почвенно-грунтовых, речных и озерных водах.

Естественные радионуклиды поступают в водоемы, в основном, с подземными водами и отчасти с атмосферными осадками.

Слабоминерализованные поверхностные воды (ледниковые, снеговые, дождевые) обычно содержат значительно меньше концентрации урана, радия и калия по сравнению с подземными. Этим обусловлены существенные сезонные колебания концентрации данных нуклидов в речной воде, в частности, уменьшение их в период паводка и увеличение в межень. Последнее особенно выражено в конце зимнего сезона, когда питание рек происходит в основном за счет подземных вод, содержащих обычно более высокие концентрации радия, калия, урана по сравнению с метеорными. Однако в ряде случаев некоторое увеличение концентраций естественных радионуклидов в речных водах возможно за счет их поступления с метеорными водами. Как известно, солевой состав последних до выпадения на поверхность земли очень беден. В равной мере это относится к естественным радионуклидам, которые могут

присутствовать здесь лишь в следовых количествах. По данным Научного комитета по действию атомной радиации ООН, дождевая вода содержит следующие естественные нуклиды (пкюри/л); ^{222}Rn - $10^3 \div 10^5$; ^{210}Pb - $0,5 \div 3$; ^{210}Po - $\sim 0,5$.

По выпадении на землю в зависимости от характера почвенного покрова, характера растительности и других условий, солевой состав и естественная радиоактивность этих вод могут меняться. Роль поверхностного стока в обогащении водоема ^{226}Ra больше сказывается там, где почвенный покров в бассейне питания данного водоема сформирован преимущественно глинистыми грунтами, а рельеф местности создает условия для интенсивного смыва. Глины содержат повышенное количество ^{226}Ra . Причем он не входит в кристаллическую решетку минералов, слагающих глины, а преимущественно сорбирован на поверхности частиц. Из этих субстратов ^{226}Ra десорбируется в незначительной степени. В песке со всевозможными «наилками» ^{226}Ra связан менее прочно и при определенных условиях может практически полностью переходить в жидкую фазу. При размыве почв и грунтов ливневыми и тальными водами ^{226}Ra выщелачивается и отчасти уносится с частицами грунта. Поэтому ^{226}Ra поступает в водоем преимущественно в виде раствора и лишь частично - в сорбированном состоянии с терригенной взвесью.

Поверхностный сток атмосферных вод с территории, богатой растительными остатками (залесенной, заболоченной и т.п.), способствует миграции в водоем калия.

Что же касается «неземных» нуклидов, в частности ^3H и ^{14}C , возникающих в атмосфере под воздействием космических лучей, то в водоем они поступают также преимущественно с метеорными водами, особенно весной в период снеготаяния.

Географическое распределение естественных радиоактивных веществ в воде водоемов на территории страны подчинено общим закономерностям. Наименьшие их концентрации наблюдаются в воде озер северо-западных районов страны. В направлении к юго-востоку они возрастают. В южных реках средние значения урана составляют $5 \cdot 10^{-5}$ г/л, тогда как в

северных колеблется от $2 \cdot 10^{-8}$ до $5 \cdot 10^{-5}$ г/л. Содержание ^{226}Ra в речных водах соответственно колеблется от $2 \cdot 10^{-13}$ до $4 \cdot 10^{-12}$ г/л. Концентрации ^{40}K в речной воде очень малы ($n \cdot 10^{-13}$ – $n \cdot 10^{-12}$ кюри/л) и при гигиенической оценке воды обычно не учитываются. Максимальных значений естественная радиоактивность достигает в водах южных среднеазиатских районов.

Концентрация в воде озер радиоактивных нуклидов естественного происхождения в еще большей степени, чем рек, зависит от климатических условий района и степени проточности озера. Концентрация урана и радия в воде проточных озер примерно равны содержанию их в речной воде. Однако в бессточных водоемах, особенно находящихся в засушливых районах, концентрации урана могут достигать больших величин, вплоть до $4 \cdot 10^{-2}$ г/л. Содержание ^{226}Ra в воде таких озер относительно невелико ($n \cdot 10^{-12}$ кюри/л), вследствие сорбции его дном.

В естественных условиях вода поверхностных водоемов практически не содержит соединений тория, что обусловлено его низкой растворимостью. Торий можно обнаружить лишь в виде нерастворимой твердой взвеси.

Несмотря на постоянное поступление с подземными водами, содержание радона в воде поверхностных водоемов очень ограничено; чаще он отсутствует из-за благоприятных условий для перехода в атмосферу.

Содержание в поверхностных водах ^{210}Pb , являющегося продуктом распада радона и попадающего в водоемы преимущественно с атмосферными осадками, составляет от 0,05 до 0,2 пкюри/л.

Миграция ^{210}Po в водоеме незначительна, так как он в основном сорбируется грунтом и в какой-то относительно небольшой степени поверхностью водных растений. Доля ^{210}Po , остающаяся в воде, очень мала. Указанные свойства обусловлены главным образом тем, что ^{210}Po в водной среде находится преимущественно в коллоидной форме и обладает исключительно высокой способностью к адсорбции. В известной

мере сходными качествами обладает и ^{210}Pb , в силу чего, трудно ожидать существенной его миграции в водоеме.

В условиях природных водоемов, вода которых насыщена углекислым кальцием, уран накапливается водными растениями в несколько меньшей степени. Как показали наблюдения на оз. Иссык-Куль, вода которого содержит $3 \cdot 10^{-6}\%$ (т.е. $3 \cdot 10^{-5}$ г/л) урана, последний больше всего концентрируется харовыми водорослями. На сухое вещество данных водорослей приходится в 700-1000 раз больше урана, чем в подстилающих илах.

Естественная радиоактивность речных и озерных илов обычно несколько превышает уровни радиоактивности почвы прибрежных районов. Это явление, по-видимому, связано с относительно большим содержанием ^{40}K в органической части илов, так как содержание ^{226}Ra и ^{232}Th в современных донных осадках пресноводных озер примерно такое же, как и в почвах, почвообразующих породах, и колеблется в пределах одного порядка (^{226}Ra от $n \cdot 10^{-11}$ до $n \cdot 10^{-10}\%$; ^{232}Th от $n \cdot 10^{-4}$ до $n \cdot 10^{-3}\%$). Однако, поскольку состав донных отложений в разных водоемах неодинаков, может меняться и удельное содержание в них радионуклидов. В частности, там, где чашу озера слагают магматические породы или в донных отложениях преобладают глинистые фракции, основной вклад в радиоактивность указанных отложений может давать ^{226}Ra . Например ^{226}Ra в донных отложениях Онежского озера содержится $9,2 \cdot 10^{-10}\%$ (т.е. $9,2 \cdot 10^{-9}$ г/кг), Кончозера – $8,3 \cdot 10^{-9}$ г/кг, Байкала – $19,5 \cdot 10^{-9}$ г/кг.

Длительное поступление соединений ^{226}Ra с речной водой в крупные озера существенно не отражается на содержании его в озерной воде. Это объясняется, прежде всего, сорбцией данного нуклида дном, а также накоплением в тканях гибридов и осаждением отмерших организмов на дно, т.е. по существу теми же процессами, которые обуславливают накопление естественных радионуклидов в донных отложениях морей и океанов.

Еще в 30-х годах было показано, что ^{226}Ra , содержащийся в воде природного непроточного водоема, находится в динамическом равновесии с биомассой водных растений.

Благодаря интенсивному накоплению его водными растениями (ряска) в течение вегетационного периода наблюдалось уменьшение концентраций ^{226}Ra в воде. В дальнейшем при отмирании растений и их разложения на дне водоема концентрации ^{226}Ra в воде водоема вновь возрастали. Таким образом, была установлена ведущая роль водных растений в накоплении ^{226}Ra из воды. Явления кумуляции радионуклидов водными растениями представляют интерес не только для излучения происходящих в водоеме процессов миграции данных нуклидов, но также в плане использования водных растений как индикаторов, характеризующих уровень содержания этих радионуклидов в воде водоема.

Кумуляция ^{226}Ra водными растениями и водорослями зависит от ряда факторов окружающей среды: температуры, концентрации в воде кальция и т.д. Поэтому значение его коэффициента накопления K_n - отношения удельной активности тканей гидробионтов (или грунта) к удельной активности в растениях, колеблется в пределах от 500 до 100. Значения K_n ^{226}Ra находятся в обратной зависимости от степени минерализации воды, в частности, от содержания в ней кальция. Интересно также отметить, что уровни накопления ^{226}Ra в тканях водных насекомых (поденки, ручейники, личинки двукрылых) примерно те же, что в нитчатых водорослях, обладающих наибольшей сорбционной способностью. Однако, учитывая, что отбирать пробы водорослей значительно проще, чем водных насекомых, нитчатые водоросли можно рекомендовать в качестве индикатора. Таким образом, из числа радионуклидов естественного происхождения наибольшей миграционной способностью в условиях непроточных или слабопроточных поверхностных водоемов обладают уран и ^{226}Ra в отличие от тория, ^{210}Po и ^{210}Pb , которые преимущественно фиксируются на дне.

С гигиенической точки зрения существенный интерес представляют данные, характеризующие уровни накопления естественных радионуклидов в тканях хозяйственно полезных гидробионтов, в частности рыб. Это связано с широким

использованием пресноводной рыбы в пищу жителями преимущественно прибрежных сельских населенных пунктов на Дальнем Востоке, в Сибири, на Крайнем Севере, в Карелии и т.д. «Сорные» рыбы накапливают в 3-5 раз больше урана, чем промысловые. Заметное различие наблюдается также между уровнями накопления урана у растительноядных и хищных рыб. Так, Кн урана в костной ткани растительноядных (каarp, сазан) составляет соответственно 31 и 66, тогда как у хищников (форель) он на порядок меньше – всего 3,3. В тканях рыб, используемых человеком в пищу, уран накапливается в незначительных количествах около 3%.

Существует два возможных пути воздействия на человека радионуклидов естественного происхождения, находящихся в воде поверхностных водоемов: внешнее облучение, при котором основную роль играет проникающая радиация, и внутреннее в результате поступления радионуклидов в организм. Отсутствие среди перечисленных радионуклидов источников с высокой энергией γ – излучений позволяет заключить, что при данной ситуации вероятность воздействия на человека внешнего облучения практически отсутствует. Также ничтожна возможность поступления этих радионуклидов из поверхностных водоемов в организм человека ингаляционным путем. Основной путь - пероральный.

Непосредственно из водоемов в организм человека радионуклиды поступают при использовании воды для питья. Реальность такого пути очевидна, учитывая, что поверхностные водоемы являются источником хозяйственно-питьевого водоснабжения многих городов, поселков и сельских населенных пунктов.

В таблице 1.6 показано годовое поступление в организм человека радионуклидов в районах с нормальными уровнями естественной радиоактивности, если суточное потребление воды составляет 2,2 л. При этом сделано допущение, что соответствующие контингенты сельских жителей прибрежных населенных пунктов потребляют в сутки 200 г рыбы, а Кн урана

естественного и ^{226}Ra в мышцах рыбы составляет 1 и 10 соответственно.

Таблица 1.6

Поступление некоторых естественных радионуклидов из водоема в организм человека за год

| Источник поступления | Уран естественный | | ^{226}Ra | |
|----------------------|---------------------|-----|----------------------|-----|
| | г | % | г | % |
| Питьевая вода | $4,8 \cdot 10^{-4}$ | 89 | $1,6 \cdot 10^{-10}$ | 50 |
| Рыба (мышцы) | $5,8 \cdot 10^{-5}$ | 11 | $1,6 \cdot 10^{-10}$ | 50 |
| | $5,4 \cdot 10^{-4}$ | 100 | $3,2 \cdot 10^{-10}$ | 100 |

Большое количество урана и радия поступает в желудок человека с питьевой водой (89% и 50%). При аналогичном сопоставлении для ^{40}K оказывается, что с водой из поверхностных водоемов поступает ничтожно малая доля этого нуклида ($< 0,006$), тогда как его основное количество попадает с мясом рыбы.

Кроме указанных путей миграции естественных радионуклидов из водоема существуют и другие, связанные с водопоем молочного скота, с ирригацией и т.д., значение их ничтожно.

Как показали отечественные исследования, проведенные на местности, где концентрация ^{226}Ra в воде поверхностных водоемов была в пределах от $2 \cdot 10^{-12}$ до $5 \cdot 10^{-12}$ кг/л, его вклад в организм человека с питьевой водой был равен поступлению с пищевым рационом. Подобные соотношения ^{226}Ra в воде и пище подтверждаются другими авторами, которые отмечают, что при концентрации ^{226}Ra в воде выше $1 \cdot 10^{-12}$ доминирующую роль как источник его накопления в организме человека играет вода. Низкое содержание в воде поверхностных водоемов ^{210}Pb и ^{210}Po ограничивает возможность их заметных поступлений из водоемов в организм человека. Следовательно, при том содержании радионуклидов естественного происхождения, которое обычно имеет место в воде поверхностных водоемов, количество их, мигрирующее из водоема в организм человека с питьевой водой и рыбой, незначительно и существенно меньше,

чем поступление этих радионуклидов с пищевыми продуктами «сухопутного» происхождения.

1.7. Изотопно-индикаторные методы

Методы радиоактивных излучений и индикаторов по сравнению с другими методами снижают трудоемкость, затраты времени и повышают точность измерений. Поскольку с помощью изотопов можно проследить путь, по которому следует элемент в различных процессах, этот метод получил название метода меченых атомов. Сущность метода меченых атомов состоит в том, что в исследуемое вещество вводят искусственный изотоп, принадлежащий одному из элементов данного вещества, и считают, что введенные атомы и существующие ведут себя одинаково. Данные о поведении «меченого вещества» позволяют судить о всем объекте исследования в различных процессах.

С помощью радиоактивных индикаторов можно изучать передвижение солей в почвах при промывке, распределение влаги в почве, измерять скорость течения грунтовых вод, следить за передвижением наносов в пространстве, изучать процессы трансформации веществ, кинетики процессов и др.

Удобно, например, изучать перемещение воды меченым изотопом ^{36}Cl , т.к. этот ион не сорбируется твердой фазой почвы и передвижение метки должно точно характеризовать передвижение воды.

При изучении перемещения любых веществ в почве нужно учитывать, что обычно вещества сорбируются почвой и скорость их перемещения меньше скорости перемещения воды.

При наличии изотопного обмена между веществом на частицах почвы и в воде перемещение метки будет зависеть от скорости фильтрации воды, от сорбции вещества почвой, от изотопно-обменного распределения веществ в увлажненной почве.

Весьма перспективным может оказаться метод «меченых атомов» при изучении перемещения загрязняющих веществ в

экосистемах – сульфатов, компонентов нефти тяжелых металлов, пестицидов и др.

Для подавляющего большинства загрязняющих веществ подобраны подходящие изотопы.

Определение запасов влаги в почве с помощью гамма-излучателей.

Метод основан на том, что интенсивность гамма-лучей уменьшается за счет ослабления почвой и находящейся в ней воды. В качестве источника гамма-лучей применяют ^{60}Co и ^{137}Cs .

Метод просвечивания почвы гамма - лучами дает на каждый момент времени содержание влаги в почве в виде слоя воды и нет необходимости высушивать почву в термостате.

Измерение испарения влаги из почвы.

Просвечивая почву гамма-лучами ^{137}Cs и измеряя интенсивность излучения можно исследовать динамику влажности в полуметровом слое почвы с высокой точностью.

Нет необходимости взвешивать монолиты почв.

Измерение содержания воды в снежном покрове.

В снег погружается контейнер с гамма-излучателем. На поверхности снега устанавливается счетчик, регистрирующий импульсы.

Определение плотности почвы с помощью гамма-излучения.

Рассеивание гамма-лучей в веществе зависит от его плотности. Гамма-излучатель изолированный от счетчика свинцом, чтобы не попадали прямые лучи, помещают в скважину. Прибор тарируется по почвам с известной плотностью и вычерчивается график зависимости интенсивности излучения от плотности почвы. Точность определением плотности 3-5%.

Можно использовать пропорциональную зависимость степени поглощения гамма-лучей исследуемым слоем почвы от плотности почвы. При измерении плотности почвы с помощью гамма-излучения определения делают в поле, что позволяет экономить время.

Определение мутности воды и плотности ила.

Гамма–лучи сильнее поглощаются если в иле или воде содержится больше минеральных частиц. Принцип определения аналогичен предыдущему.

В воду или ил опускается бета или гамма–излучатель и счетчик, регистрируются импульсы.

Изучение передвижения компонентов в засоленных почвах при промывках с помощью метода радиоактивных индикаторов.

Компоненты растворов метятся радиоактивными изотопами C^{14} , S^{35} , Cl^{36} в форме Na_2CO_3 ; Na_2SO_4 ; $NaCl$ и др.

Например, для регистрации капиллярного поднятия минерализованных грунтовых вод можно в воду, собравшуюся на дне шурфа, ввести Na_2SO_4 . Далее по стенке шурфа определяют радиоактивность с течением времени – делают мазки почвы и подносят их к счетчику или счетчик прикладывают к стенке шурфа, перемещая его от зеркала грунтовых вод вверх.

Радиоактивными индикаторами можно определять направление и скорости движения грунтовых вод, коэффициенты фильтрации грунтов методом откачек и по скорости заполнения скважин водой. Если пометить оросительную воду индикаторами, несорбирующимися почвой, то по отобраным по слоям образцам почвы можно определить характер распределения в почве поливной воды.

1.8. Измерение радиоактивности

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. 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.

Большинство приборов, регистрирующих излучения, оборудованы детекторами, преобразующими поглощаемую энергию излучений в другой вид энергии, обычно в электрическую, удобную для регистрации.

Детекторы и соответствующие им методы измерений делятся на ионизационные, сцинтилляционные и химические, включающие фотографические. Наиболее распространены ионизационные и сцинтилляционные.

Измерение уровня гамма-излучения осуществляется дозиметрами.

Дозиметрами называются приборы, измеряющие дозы или мощности дозы ионизирующих излучений. В дозиметрах используются те же детекторы, что и в радиометрах, и отличие дозиметров от радиометров заключается в градуировке в единицах дозы или мощности дозы, а не в единицах скорости счета импульсов и пропорциональной ей активности образца почвы или воды.

Дозиметры удобно применять в полевых условиях для предварительного изучения степени радиационного загрязнения территорий, на которых осуществлялись те или иные водохозяйственные мероприятия, водосбросных площадей без мероприятий, но с разными условиями формирования поверхностного, внутрипочвенного, грунтового, внутриснежного стока. Предварительная оценка радиоактивности позволяет оптимальнее назначать точки отбора проб почв, воды для последующего определения их активности в радиометрической лаборатории.

В настоящее время в стране существует множество разнообразных типов радиометров и дозиметров.

Ниже в качестве примера приводится описание некоторых из них.

Радиометр РУБ-01П6 предназначен для радиометрического определения по гамма-излучению удельной (УА) и объемной (ОА) активности радионуклидов цезия в почве, грунте, воде, в продуктах растениеводства и животноводства.

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

БДКГ-03П расположен в свинцовой защите в виброустойчивом исполнении по группе L 3 ГОСТ 27451-87, с широким диапазоном рабочих температур от +5 до +40⁰С при относительной влажности среды до 75% и предназначен для преобразования энергии излучения бета-частиц и (или) гамма-квантов в электрические импульсы. Он выполнен на основе сцинтилляционного блока БДЭГА – 43-02А с монокристаллом NaI(Tl) размером 63 x 63 мм. Под действием энергии заряженных частиц или гамма-квантов в чувствительном объеме детектора происходит высвечивание возбужденных состояний вещества, которое приводит к возникновению сцинтилляций; фотоэлектронный умножитель преобразует сцинтилляции в импульсы электрического тока. Эти сигналы поступают на измерительное устройство – УИ- 8П2.

УИ-38П2 предназначено для преобразования и обработки сигналов, поступающих с блока детектирования, и представления информации об измеряемой физической величине в удобной для визуального считывания форме.

Перед измерением активности пробы производится определение среднего уровня показаний радиометра, обусловленного фоновым излучением.

Для этого на блоке детектирования устанавливается пустой измерительный контейнер (кюветка «Маринелли»).

Настройка исправного измерительного устройства на работу для измерения активности цезия-137 в пробе ведется при закрытой крышки детектора в следующей последовательности:

- На кодовом переключателе устанавливается коэффициент нормирования $KH = 2,9 \times 10^{-1}$ для перевода интенсивности счета

импульсов в измеряемую физическую величину для радионуклидов цезия – 137, для чего набирается следующая комбинация цифр тремя кнопками слева 2! 9! 1! 0!0!0!.

- Нажатием кнопки «Режим» включается основной измерительный канал «ОСН»;
- На цифровом табло высвечивается цифра 0,00!4!;
- Светится световод – счета;
- Световод - емкости счета импульсов нажатием кнопки «δ%» устанавливается на счет статистической погрешности – 25.

При такой настройке измерительного устройства проводится измерение фона радиометра дважды: 1 – без измерительного контейнера для загрузки пробы; 2-с пустым измерительным контейнером.

При 1-м и 2-м случае проводится по 15 измерений интенсивности счета импульсов. За измеренное значение принимается среднее из них, вычисленное по формуле:

$$\bar{A}_\phi = (A_1 + A_2 + A_3 + \dots + A_n) / n, \quad (1.33)$$

где $A_1, A_2 \dots A_{15}$ - интенсивность счета при измерении;
 n – число измерений.

Фон с пустым контейнером должен быть меньше, если контейнер и радиометр хорошо вымыты.

Световод емкости – счета импульсов переводится нажатием кнопки «δ %» на счет статической погрешностью – 6% и производится измерение фона радиометра только с пустым контейнером.

При этом делается не менее 5-ти измерений интенсивности счета импульсов, если в данном контейнере проверяться будет активность пробы почвы, грунта, если воды - то 15-ть измерений.

Значение фона можно установить на кодовом переключателе для автоматического его вычитания.

Определения объемной и удельной активности пробы.

После определения среднего значения фона радиометра с пустым контейнером, обусловленного фоновым излучением – « A_{Φ} ». Мерный контейнер (кюветку) заполняют пробой и устанавливают ее на блоке детектирования и проводят несколько измерений активности гамма – излучающих нуклидов в пробе («Бк») и определяются среднее значение показателей радиометра по формуле:

$$A_C = (A_{C1} + A_{C2} + \dots + A_{Cn}) / n, \quad (1.34)$$

где $n = 1, 2, \dots, n$ – число измерений.

Расчет удельной активности УА нуклидов цезия – 137 в пробе A_M (Бк/кг) выполняют по формуле:

$$A_M = (A_C - A_{\Phi}) / M, \quad (1.35)$$

где M – масса пробы, кг.

Расчет объемной активности (ОА) нуклидов цезия – 137 в пробе A_V (Бк/л) выполняют по формуле:

$$A_V = (A_C - A_{\Phi}) / V, \quad (1.36)$$

где V – объем анализируемой пробы, л.

При работе радиометра в режиме автоматического вычитания фона в формулах расчета удельной и объемной активности следует полагать $A_{\Phi} = 0$.

Универсальный спектрометрический комплекс УСК «Гамма плюс» с программным обеспечением «Прогресс -200» предназначен для измерения бета и гамма – излучающих нуклидов в счетных образцах спектрометрическим методом в продуктах питания и др. объектах окружающей среды.

Комплект имеет спектрометрические детекторы с цифровым выходом на ПЭВМ. Активность радионуклида в пробе определяется путем обработки полученной спектрограммы на ПЭВМ с помощью специального пакета программ «Прогресс», которая позволяет также рассчитывать погрешность измерения активности и протоколировать результаты измерений.

В сцинтилляционном блоке детектирования используется кристалл йодистого натрия. Блок детектирования включает фотоэлектронный умножитель с делителем высокого напряжения и спектрометрический импульсный усилитель (СИУ). Для преобразования сигнала, поступающего с выхода СИУ, в

цифровой применяется амплитудно-цифровой преобразователь, подключенный к компьютеру.

Значение статистической составляющей неопределенности измерения активности связано со временем экспозиции следующим соотношением:

$$I_S \sim (t_{\text{эксп}})^{1/2}, \quad (1.37)$$

поэтому максимальное время экспозиции устанавливается исходя из необходимой точности измерений.

По истечении установленного в программе максимального времени экспозиции происходит обработка набранной спектрограммы, рассчитываются значения активности гамма – излучающих радионуклидов и соответствующих им значения статистической составляющей абсолютной неопределенности измерения.

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 мк Зв/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 $\pm 60 - \pm 40 \%$.

При попадании в рабочие объемы газоразрядных счетчиков ионизирующих частиц, на них появляются импульсы, частота которых пропорциональна мощности эквивалентной дозы гамма – излучения или плотности потока бета - излучения. При переполнении счетчика импульсов сигнал поступает на жидкокристаллический индикатор. На лицевой панели прибора имеется окно для индикатора. Через 28с после включения прибор выдает прерывистый звуковой сигнал и на табло индикатора устанавливается 4-х разрядное число, значащая часть которого, умноженная на коэффициент 0,01 при измерении мощности

полевой эквивалентной дозы внешнего фона гамма-излучения, дает величину в микрозивертах в час (мкЗв/ч).

Например: на табло устанавливается число 0018; показание прибора 18; умножаем на пересчетный коэффициент 0,01, получаем 0,18 мкЗв/ч = 18мкР/с, т.е. мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в мкР/с соответствует значащей части 4-х разрядного числа показания прибора. Для питания прибора используется батарея «Корунд».

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.

При измерении происходит непрерывное уточнение показателей по мере увеличения продолжительности замера. На табло индуцируется уменьшающееся значение статистической погрешности, и при достижении необходимой точности снимается показание прибора.

Для питания прибора нужны 2 элемента питания по 1,5В типоразмера АА, которые обеспечивают 200 часов работы.

Принцип работы дозиметра основан на подсчете импульсов, поступающих со счетчиков Гейгера – Мюллера, представляющих собой герметичную емкость, заполненную инертным газом под давлением. Внутри емкости находится анод в виде металлической нити в центре счетчика и катод в виде металлического цилиндра вокруг анода. Излучение высокой энергии ионизирует газ, электроны устремляются к аноду, собираются на нем, вызывают падение напряжения, которое регистрируется в виде импульса. Результат измерения МЭД высвечивается через 2-3 с на жидкокристаллическом табло в виде надписи в верхней строке, например, 0,14 мЗв/ч и статистической

погрешности измерения в % - в нижней строке. Дозиметр показывает среднее значение МЭД за все время измерения.

С помощью дозиметра можно измерять также эквивалентную дозу в Зв, для чего переключают индикацию нажатием кнопки «Режим».

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.

Принцип работы основан на преобразовании световых вспышек сцинтиллятора в электрические сигналы. Преобразование осуществляется сцинтиллятором на основе NaI и фотоэлектронного умножителя. Импульсные сигналы снимаются с фотоэлектронного умножителя и поступают на измеритель скорости счета, показания которого выводятся на стрелочный прибор со шкалой в единицах мощности экспозиционной дозы гамма-излучения.

Прибор СРП-68-01 состоит из двух блоков - блока детектирования и измерительного пульта.

Блок детектирования БДГУ-01 представляет собой цилиндр, в передней части которого размещены фотоэлектронный умножитель и кристалл NaI.

Перед началом работы проверяется напряжение батарей питания. Переключатель режима работы устанавливается в положении «Бат», стрелка прибора должна отклоняться за середину шкалы. Затем, переключатель режима работы фиксируется в положении «2,5» и «5» (постоянным временем измерения в с). При этом стрелка прибора показывает мощность экспозиционной дозы в точке расположения блока детектирования в мкР/ч. При установленном диапазоне измерений, показание прибора должно быть не менее 30% полной шкалы.

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 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.

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.

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 бумаги толщиной более 1 см. Проба в кюветку насыпается равномерным слоем, поверхность разравнивается.

Согласно инструкции по эксплуатации, при измерении на радиометре РУБ-01П6 проб объемом 1 литр, 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 - $\pm 25\%$;

Для устранения погрешности, зависящей от массы и объема навески принято: в каждом опыте измерение активности проводить для навесок одинаковой массы.

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.

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.

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).

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/т, 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.

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). 1 грей – величина, при которой 1 кг облучаемого вещества поглощает энергию в 1 Дж (джоуль), следовательно, $1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг}$.

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.

На практике для оценки поглощенной дозы излучения до сих пор широко используется внесистемная единица мощности поглощенной дозы 0 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).

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

$$1 \text{ Зв} = \frac{1 \text{ Гр}}{Q} = \frac{1 \text{ Дж} / \text{кг}}{Q} = \frac{100 \text{ рад}}{Q} = 100 \text{ бэр}, \quad (1.38)$$

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:

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

Литература

1. Алексахин Р.М. Радиоэкологические уроки Чернобыля// Радиобиология. – 1993. – Т.33. – Вып.1. С. 3-14.
2. Анненков Б.Н., Юдинцова Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии. – М.: Агропромиздат, 1991. – 286 с.
3. Максимов М.Т., Оджагов Г.О. Радиоактивные загрязнения и их измерение. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 224 с.
4. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. – М.: Атомиздат, 1976. – 224 с.
5. Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере. – М.: Атомиздат, 1975. – 184 с.
6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). – М.: Минздрав России, 1999. – 116 с.
7. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 215 с.
8. Панченков Г.М., Лебедев В.П. Химическая кинетика и катализ. – М.: Химия, 1974. – 591 с.
9. 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. – №4. – Т. 41. – С. 415-426.
10. Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П. Сельскохозяйственная радиология. – М.: Дрофа, 2005. – 367 с.

ГЛАВА 2. ВОДОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ ПО ВЫВОДУ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВЫ

2.1. Процессы растворения, десорбции и диффузии

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. 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 поверхность 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:

$$\varphi = \varphi_0 e^{-kx}, \quad (2.1)$$

где φ_0 – потенциал на самой поверхности,

$$k = 3,06 z \sqrt{\frac{C_0}{\varepsilon}}, \quad (2.2)$$

C_0 – концентрация ионов раствора;

ε – диэлектрическая постоянная растворителя;

x – расстояние от поверхности;

z – валентность.

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

Формула (2.1) показывает, что на расстояние $1/k$ от поверхности потенциал в « e » раз (в 2,72) меньше начального φ_0 .

Из формулы (2.2) 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, противоионам труднее удержаться на том же расстоянии от поверхности и толщина слоя увеличивается.

Адсорбированные ионы и противоионы 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. Физические свойства структурных разновидностей воды приведены в таблице 2.1.

Таблица 2.1

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 | 0,076 | 0,1-0,8 |
| Температура: замерзания, °С | 0 | до 80 |
| кипения | 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. 2.1.

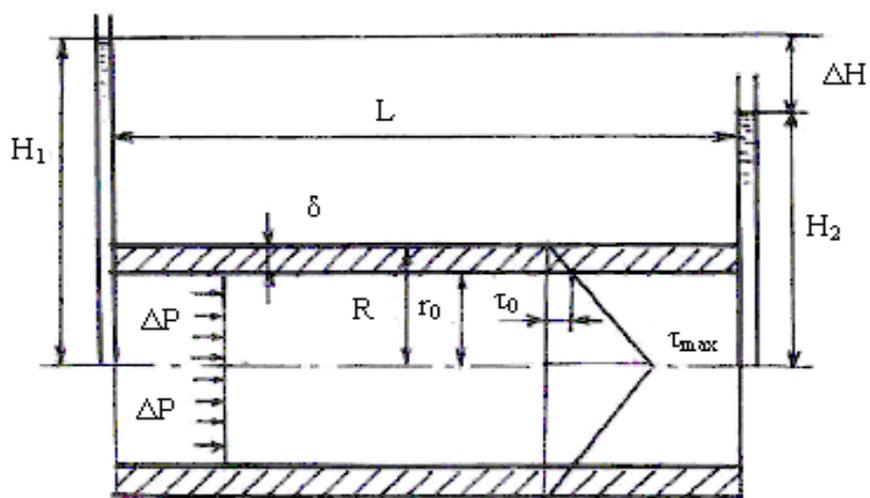


Рис. 2.1. Схема движения раствора в капилляре при наличии слоя связанной воды.

Толщина пристеночного слоя δ определяется по формуле:

$$\delta = \frac{\tau_0 \cdot 2L}{\Delta P}, \quad (2.3)$$

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:

$$\frac{Q}{Q_1} = \frac{rK^4}{r^4}, \quad (2.4)$$

где Q_1 - расход объемной жидкости;

Q - расход жидкости с вовлеченным пристеночным слоем;
 r - радиус капилляра до пристеночного слоя;
 $r_k = r + \delta$ - полный радиус капилляра;
 r - радиус капилляра с движущейся объемной жидкостью.

Сначала находится r :

$$r = \sqrt{\frac{K8\eta}{\rho q}}, \quad (2.5)$$

где: K - коэффициент фильтрации;
 η - вязкость жидкости (табличное значение);
 ρ - плотность жидкости (табличное значение).

Затем вычисляют:

$$r_k = K \cdot 4 \sqrt{\frac{Q}{Q_1}}, \quad (2.6)$$

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 протиоионов перекрываются, и ионы в них начинают перераспределяться, возникают силы отталкивания. Между двумя поверхностями проявляется электростатическое расклинивающее давление $\Pi_{эл}$. Дерягин и Ландау вывели следующее выражение для $\Pi_{эл}$:

$$\Pi_{эл} = 64 \cdot C \cdot R \cdot \theta^2 e^{-kh}, \quad (2.7)$$

где C – концентрация ионов в растворе;
 R – универсальная газовая постоянная;
 θ – величина, определяемая потенциалом поверхности φ_0 ;
 h – толщина жидкого слоя;
 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 сомножителя и в показатель степени K . В

результате $P_{эл}$ 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.

Электростатические силы отталкивания $P_{эл}$ утолщают жидкий слой, вандерваальсовыи силы $P_{в}$ утончают его. Если преобладает $P_{эл}$ и оно может уравнять внешнее давление, вытекание жидкости из слоя приостанавливается, формируется слой с равновесной толщиной. Чем больше $P_{эл}$, т.е. чем меньше C , тем больше толщина жидкого слоя.

Если преобладает $P_{в}$, вытекание жидкости слоя ускоряется. На изменение $P_{в}$ 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.

2.2. 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, переходящим при определенных условиях в обратимые, и прочно стабильные фракции, при обычных природных условиях не переходящие в подвижное состояние.

Основная стадия процесса растворения, десорбции ионов происходит в слое связанной воды на границе контакта с почвенными коллоидами. 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 промывались слои почвы по 3; 4; 4,5; 5; 5,5 см. Почва высушивалась, измельчалась, просеивалась через сито с диаметром отверстий 1 мм, определялась плотность в насыпанном 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 $\text{Fe}(\text{OH})_3$, фильтруясь, оставляет, в основном, в верхнем слое железо. Тонкие пылеватые и глинистые частицы отрываются при высоких скоростях фильтрации от стенок пор и капилляров почвы, транспортируются 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:

$$J = Av + Bv^2, \quad (2.8)$$

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.2.2, если наносить на график средние за цикл значения скорости фильтрации и градиента напора.

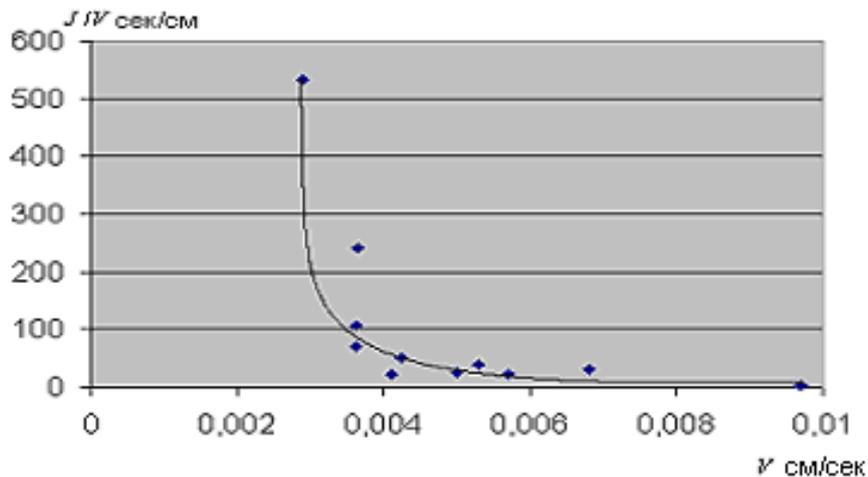


Рис. 2.2. Зависимость $\frac{J}{V} = f(V)$ для первого дня каждого цикла промывки цезия.

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. 2.2.

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

$$h_e = \lambda \frac{\ell}{d} \cdot \frac{v^2}{2g}, \quad (2.9)$$

где 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.

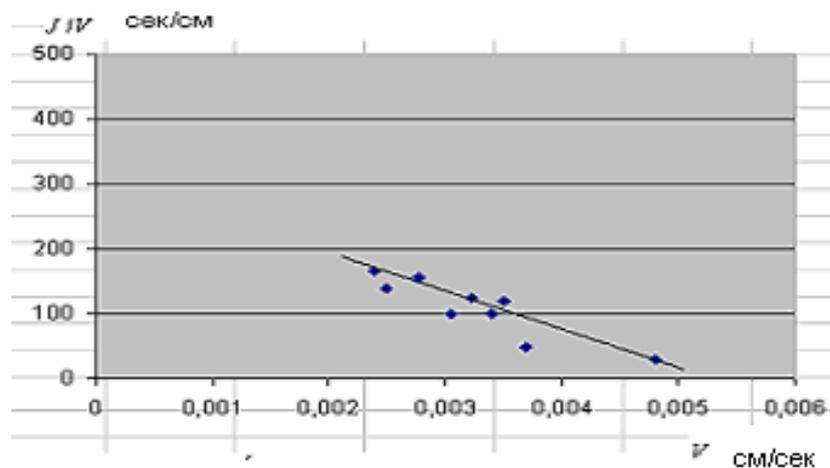


Рис. 2.3. Зависимость $\frac{J}{V} = f(V)$ для последнего дня каждого цикла промывки цезия.

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

$$\lambda_{\text{кан}} = \frac{133}{\text{Re}_{\text{кан}}} + 2,34, \quad (2.10)$$

где $\text{Re}_{\text{кан}}$ - число Рейнольдса

Для порового канала:

$$\text{Re}_{\text{кан}} = \frac{V_{\text{кан}} \cdot d_{\text{кан}}}{\nu}, \quad (2.11)$$

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

$$v_{\text{кан}} = \frac{V}{n}, \quad (2.12)$$

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:

$$h_k = 0,45 \cdot \frac{1-n}{n} \cdot \frac{1}{d_{10}}, \quad (2.13)$$

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

$$h_k = \frac{0,3}{d_{\text{кан}}}, \quad (2.14)$$

Находим диаметр капилляра:

$$d_{\text{кан}} = \frac{2}{3} d_{10} \frac{n}{1-n}, \quad (2.15)$$

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.

$$\text{Тогда } \text{Re}_{\text{кан}} = \frac{v}{n} \cdot \frac{2}{3} \cdot \frac{d_3 \cdot n}{(1-n) \cdot v} = \frac{2}{3} \cdot \frac{\text{Re}}{1-n}, \quad (2.16)$$

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

d_3 - диаметр зерен грунта.

Подставим найденные выражения в формулу Эргуна:

$$\lambda_{\text{кан}} = \frac{133 \cdot 3(1-n)}{2 \text{Re}} + 2,34 \quad (2.17)$$

Учитывая (2.17) уравнение Дарси-Вейсбаха преобразуется:

$$\begin{aligned}
h_\ell &= \frac{133 \cdot 3 (1-n)}{2 \operatorname{Re}} \cdot \frac{\ell \cdot v_{kan}^2}{d \cdot 2g} + \frac{2.34 \cdot \ell \cdot v_{kan}^2}{d_{kan} \cdot 2g} = \\
&= \frac{199,5 \cdot (1-n) \cdot v \cdot \ell \cdot v^2 (1-n) 3}{v \cdot d_3 \cdot n^2 \cdot 2 \cdot d_3 \cdot n \cdot 2g} + \frac{2.34 \cdot \ell \cdot v^2 \cdot (1-n) \cdot 3}{2 \cdot d_3 \cdot n \cdot n^2 \cdot 2g}, \quad (2.18)
\end{aligned}$$

После преобразований получаем:

$$J = \frac{150(1-n)^2 \cdot v}{n^3 \cdot d_3^2 \cdot g} \cdot v + \frac{1.755(1-n)}{n^3 \cdot d_3 \cdot g} \cdot v^2 \quad (2.19)$$

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 (2.19) 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 nebude линейной, отсекающей на оси ординат коэффициент фильтрации, что мы и наблюдаем на фактическом материале по промывке цезия из почв.

$$J = \frac{150(1-n)^2 \cdot v}{n^3 \cdot d_3^2 \cdot g} \cdot v \quad (2.20)$$

Соответственно, из формулы турбулентного закона движения жидкости:

$$J = \frac{1.755(1-n)}{d_3 \cdot g \cdot n^3} \cdot v^2 \quad (2.21)$$

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:

$$v_{кр} = \frac{1}{6,58} (0,75p + 0,23) \frac{v \cdot N}{d}, \text{ см/сек} \quad (2.22)$$

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 (2.21) и (2.20) построены графики рис. 2.4. и 2.5.

Как видно из графика (рис.2.4), 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.2.5). Соответственно, эффективность вымыва цезия в первые циклы промывки наблюдалась высокой и затем постепенно снижалась во времени от цикла к циклу.

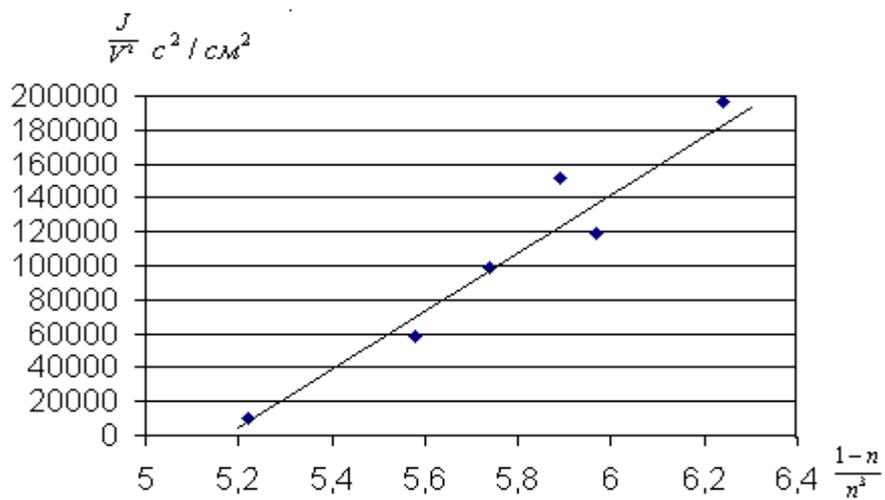


Рис. 2.4. Зависимость $\frac{J}{V^2} = f\left(\frac{1-n}{n^3}\right)$ для первого дня каждого цикла промывки цезия.

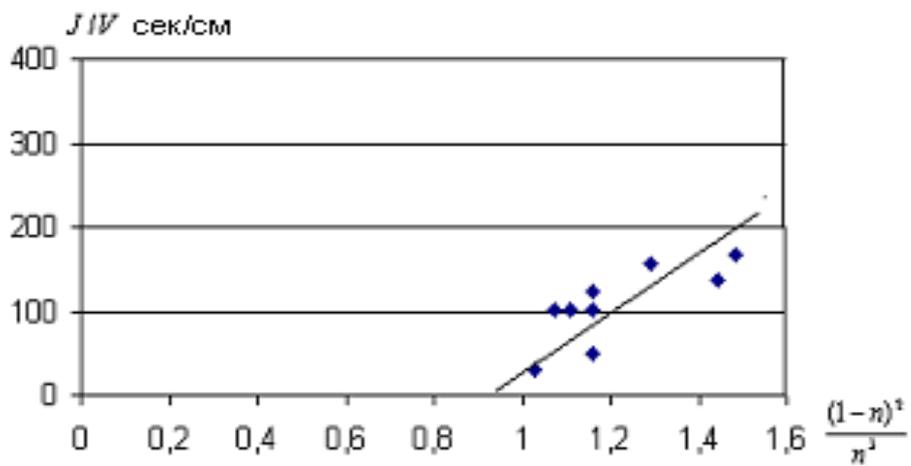


Рис. 2.5. Зависимость $\frac{J}{V} = f\left(\frac{(1-n)^2}{n^3}\right)$ для первого дня каждого цикла промывки цезия.

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

2.3. 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.

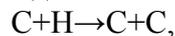
Примерами кинетических моделей могут служить системы уравнений, построенные для описания стекания грунтовых и внутриснежных вод с водосборов.

При обработке результатов наблюдений широко используется множественный регрессионный анализ. Установлена 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 находят 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.

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 ^{137}Cs 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. 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.2.6.

В обще 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 « H_0 » 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.

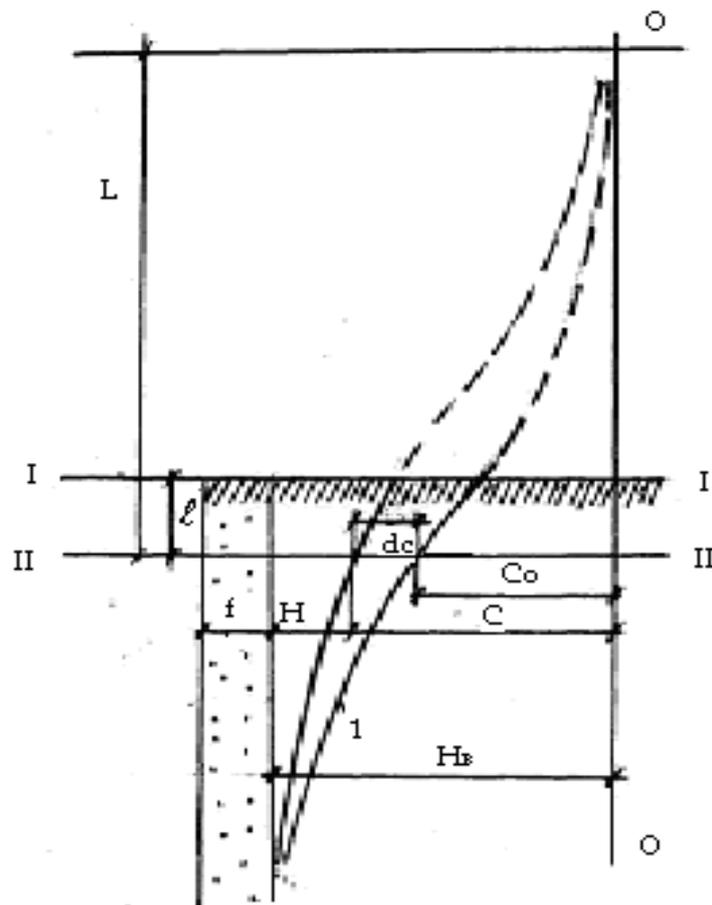


Рис. 2.6. Схематизация вымыва радионуклидов из почвы при орошении.
 I – I – поверхность почвы.
 II – II – рассматриваемое горизонтальное сечение.
 1 – эюра концентраций цезия.

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 «H» - 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 недосорбированными 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 ^{90}Sr с активностью 1 Ки составляет 7 мг, а ^{137}Cs – 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.

Запишем уравнение изменения потоков радионуклидов между сечениями I-I и II-II при промывных поливах:

$$\frac{K_c \cdot \ell \cdot \varphi \cdot v \cdot dC}{dt} = \frac{\beta \cdot H \cdot v \cdot C \cdot K_p}{L}, \quad (2.22)$$

где: C – концентрация вымытых потоков воды радионуклидов, Бк/кг;

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

ℓ - расстояние от рассматриваемого сечения II-II до поверхности земли;

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

K_c – коэффициент, характеризующий содержание радионуклидов в почве;

K_p – коэффициент радионуклидопроводности;

β – коэффициент пропорциональности;

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

Коэффициент φ находится из пропорции:

$$\varphi = \frac{2L - \ell}{2L}, \quad (2.23)$$

Введем обозначение $\mu_1 = \frac{\beta \cdot K_p}{L \cdot \ell \cdot \varphi \cdot K_c}$.

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

$$\frac{dC}{dt} = \mu_1 (H_B - C) \cdot C, \quad (2.24)$$

Таким образом, уравнение описывает взаимодействие двух компонентов системы «Н» и «С» 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:

$$\frac{dC}{dt} = \mu_1 (H_B - C) \cdot C - \mu_2 \cdot C^2, \quad (2.25)$$

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

Из условия равновесия $\frac{dC}{dt} = 0 = \mu_1 (H_B - C_\infty) C_\infty - \mu_2 C_\infty^2$, (2.26)

$$\text{Откуда } C_\infty = H_B \cdot \frac{\mu_1}{\mu_1 + \mu_2}, \quad (2.27)$$

С учетом этого получим уравнение:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\mu_1 H_B}{C_\infty} \cdot (C_\infty - C) \cdot C, \quad (2.28)$$

Интегрируем:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\mu_1 H_B \cdot t}}, \quad (2.29)$$

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

Заменив временную координату «t» пространственной вдоль фильтрационного потока воды и радионуклидов « ℓ », получим:

$$\frac{dC}{d\ell} = \frac{\mu_1 H_B}{C_\infty} (C_\infty - C) C, \quad (2.30)$$

После интегрирования:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} \cdot e^{-\mu_1 H_B \cdot \ell}}, \quad (2.31)$$

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 график 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:

$$\mu_1 H_B = \frac{-\ln(1 - \Psi_m)}{\Delta t} \text{ или } \mu_1 H_B = \frac{-\ln(1 - \Psi_m)}{\Delta \ell} . \quad (2.32)$$

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.

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. 2.7., 2.8., 2.9. выполнено сравнение экспериментальных данных с рассчитанными по

уравнению (2.31) значениями вертикального распределения концентраций цезия-137.

График рис.2.7. рассчитан по формуле с параметрами $C_0=2000$ кБк/м², $C_\infty=3130$ кБк/м², $\mu_1 H_B=0,16$ 1/см:

$$C = \frac{3130}{1 + \frac{3130 - 2000}{2000} \cdot e^{-0,16 \cdot \ell}}, \quad (2.33)$$

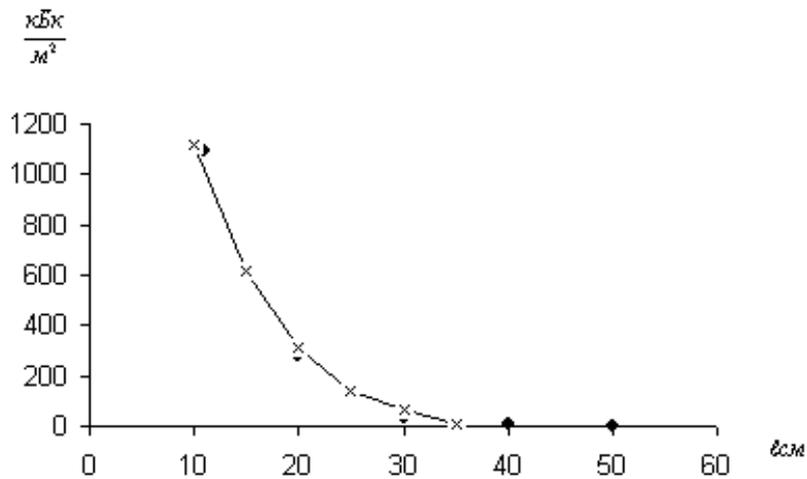


Рис. 2.7. Водная миграция ¹³⁷Cs по профилю почвы на лугу временно избыточно увлажненном, не распаханном за 1986-1995 гг.
 ● – экспериментальные точки; x – расчетные точки.

график рис.2.8. – с параметрами $C_0=2500$ кБк/м², $C_\infty=3324$ кБк/м², $\mu_1 H_B = 0,322$ 1/см:

$$C = \frac{3324}{1 + \frac{3324 - 2500}{2500} \cdot e^{-0,322 \cdot \ell}}, \quad (2.34)$$

график рис.2.9. – с параметрами $C_0=2123$ кБк/м², $C_\infty=3330$ кБк/м², $\mu_1 H_B = 0,322$ 1/см:

$$C = \frac{3330}{1 + \frac{3330 - 2123}{2123} \cdot e^{-0,322t}} \quad (2.35)$$

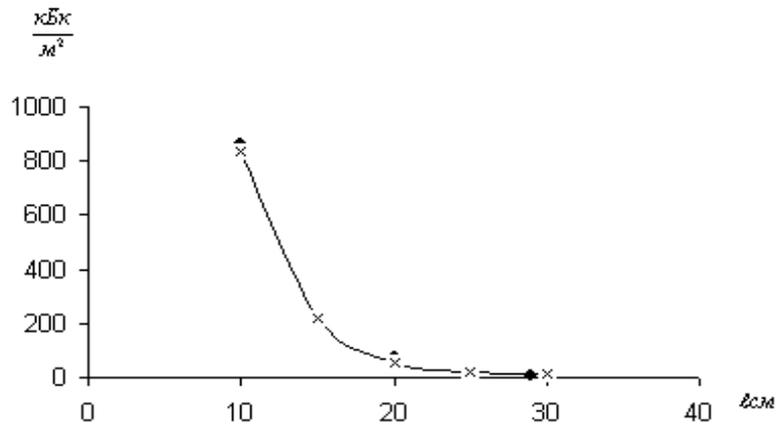


Рис. 2.8. Водная миграция ^{137}Cs по профилю почвы в залуженном саду за 1986-1995 гг.

♦ – экспериментальные точки; x – расчетные точки.

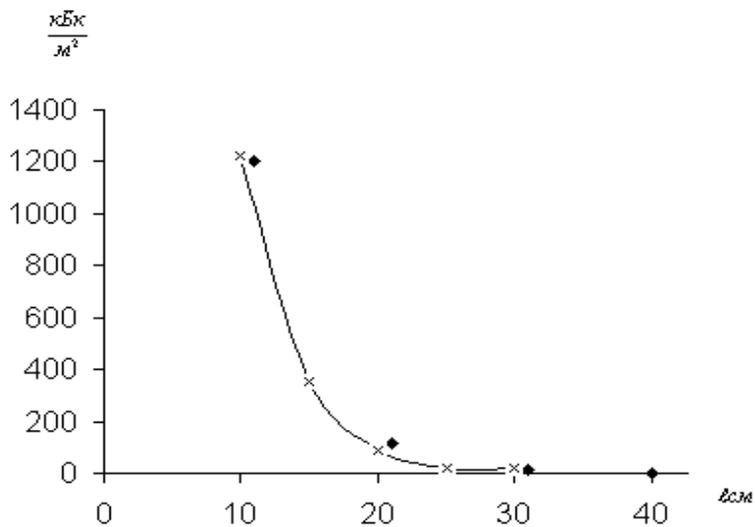


Рис. 2.9. Водная миграция ^{137}Cs по профилю почвы на не распаханном сенокосном лугу за 1986-1995 гг.

♦ – экспериментальные точки; x – расчетные точки.

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

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

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.2.6.).

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.

2.4. Выщелачивание цезия-137 из почвы при разных способах и режимах орошения

2.4.1. 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 2.2 и на рис. 2.10, 2.11, 2.12. Судя по рис.2.10 соблюдается довольно строгая обратно пропорциональная зависимость вымыва ^{137}Cs от продолжительности выщелачивания. С течением времени промывки темп выщелачивания возрастает (рис.2.11.), хотя объем подачи воды уменьшается. Интенсивность подачи снижается во времени за счет автоматического снижения фильтрационного

расхода (рис.2.13.), но подачу поливной нормы можно снижать при производственной промывке цезия и специально.

Таблица 2.2

Вымыв цезия созданием слоя воды на поверхности супесчаной почвы

| № п/п | C _ц Бк/кг | t пром.сут | W литр | Σ W нараст. литр | ΔC _ц Бк/кг | Э вымыва % | Интенсификаторы |
|-------|-------------------------|---------------|-----------|------------------------|--------------------------|------------------|-----------------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Нач. | 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 | | | | | |

На рис.2.10. нанесены теоретические точки, рассчитанные по уравнению:

$$C = \frac{2700}{1 + \frac{2700 - 800}{800} e^{-0,0144t}}, \quad (2.36)$$

Параметры уравнения $C_0 = 800$ Бк/кг, $C_\infty = 2700$ Бк/кг, $\mu_{\text{НВВ}} = 0,0144$ 1/сут определены по описанному выше методу. Экспериментальные и теоретические точки хорошо совпадают, что позволяет построенную модель использовать для прогнозов выщелачивания цезия при поливах.

Зависимость вымыва цезия за цикл от количества поданной воды за цикл отсутствует (рис.2.12.). 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.

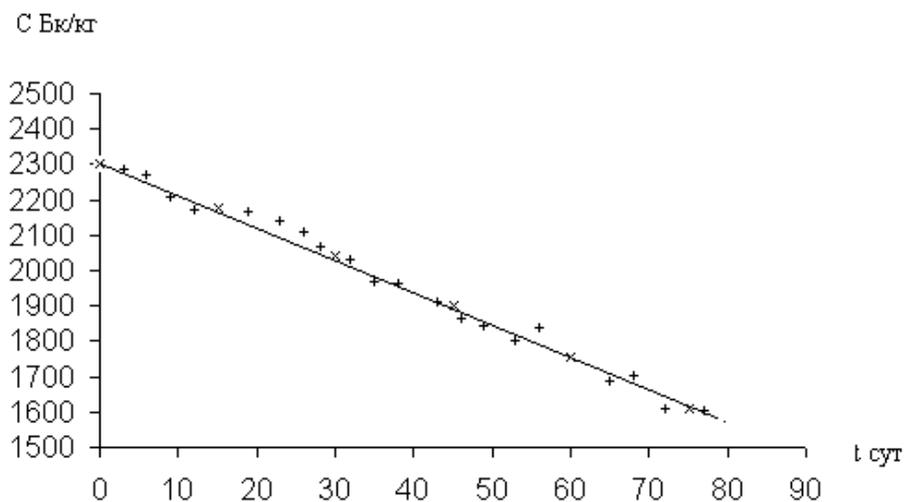


Рис. 2.10. Выщелачивание ^{137}Cs из почвы на приборе Дарси в зависимости от времени.
x – расчетные точки; + - экспериментальные точки.

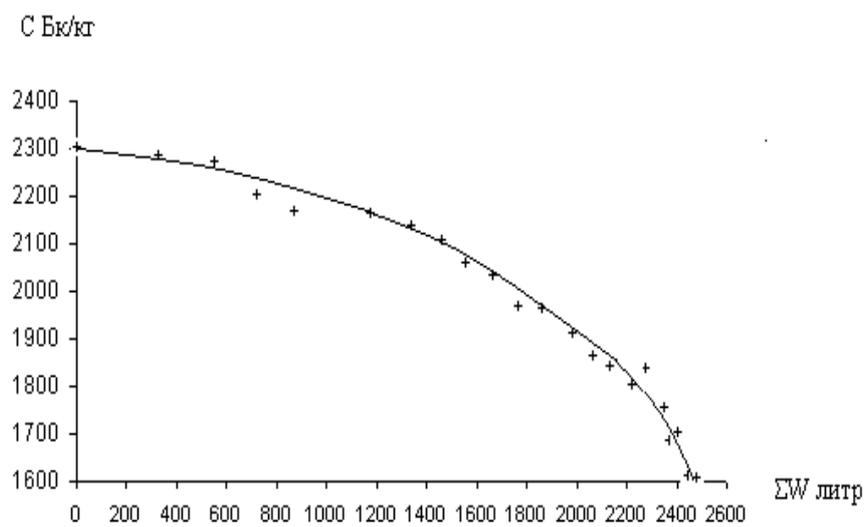


Рис. 2.11. Зависимость вымыва цезия из почвы от объема поданной воды.

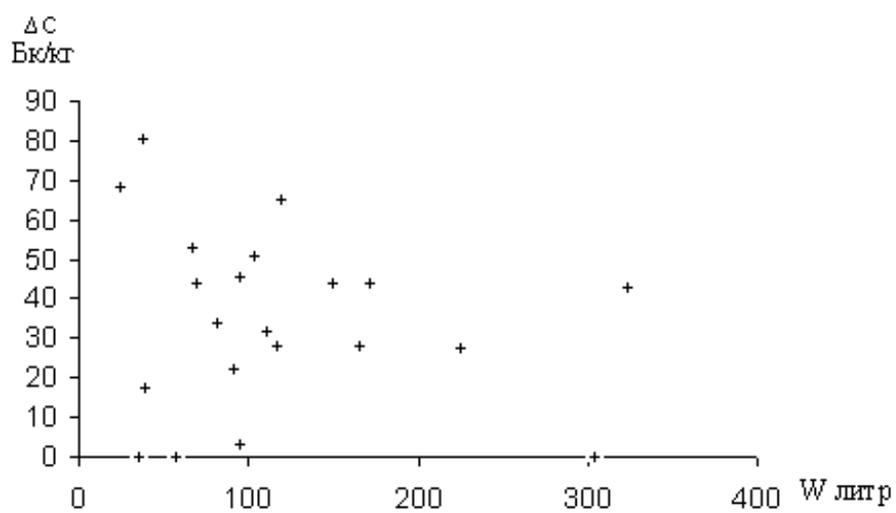


Рис. 2.12. Зависимость вымыва за цикл от нормы полива.

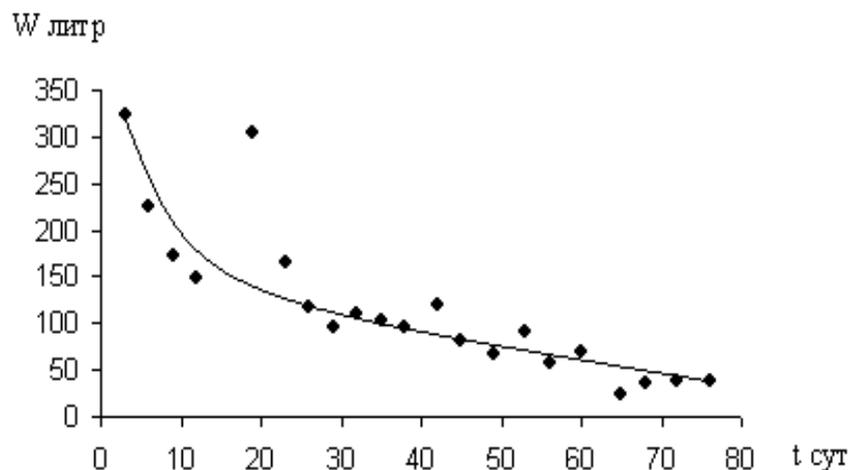


Рис. 2.13. Зависимость количества профильтровавшейся воды от времени.

Эффективность промывки подсчитывается по формуле:

$$\Theta = \frac{C_H - C_t}{C_H} \cdot 100 \% , \quad (2.37)$$

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

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

В опыте достигается очень высокая эффективность выщелачивания 30,39%, однако расходуется большое количество воды – в пересчете на 1 га – 932608 м³/га (рис.2.14.), 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 обработки 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.

Результаты расчетов в приведенных опытах показаны в таблице 2.3 и на рис. 2.15., 2.16., 2.17. Из графика на рис.2.15. видно, что в первых 6 циклах происходит замедление темпа вымыва с течением времени, но после применения интенсификаторов процесс выщелачивания снова активизируется.

На рис. 2.16. темпы вымыва ^{137}Cs возрастают при использовании интенсификаторов, несмотря на то, что объем подачи воды по циклам снижается. Объем подачи воды на рис.2.18. в первых двух циклах занижен в связи с плохой смачиваемостью пылевой почвы с корневыми остатками в первые сутки промывки.

На рис.2.15. нанесены экспериментальные и теоретические точки, которые рассчитываются для периода полива обычной водой по уравнению:

$$C = \frac{2400}{1 + \frac{2400 - 1200}{1200} e^{-0,234t}}, \quad (2.38)$$

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

$$C = \frac{4300}{1 + \frac{4300 - 600}{600} e^{-0,0497t}}, \quad (2.39)$$

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

Графики имеют форму в виде прямой линии, вогнутой и выпуклой кривой (рис.2.10. и 2.15.). Описание по модели им соответствует.

Вымыв ^{137}Cs от количества поданной воды за цикл, т.е. от величины поливной нормы, не зависит (рис.2.17.)

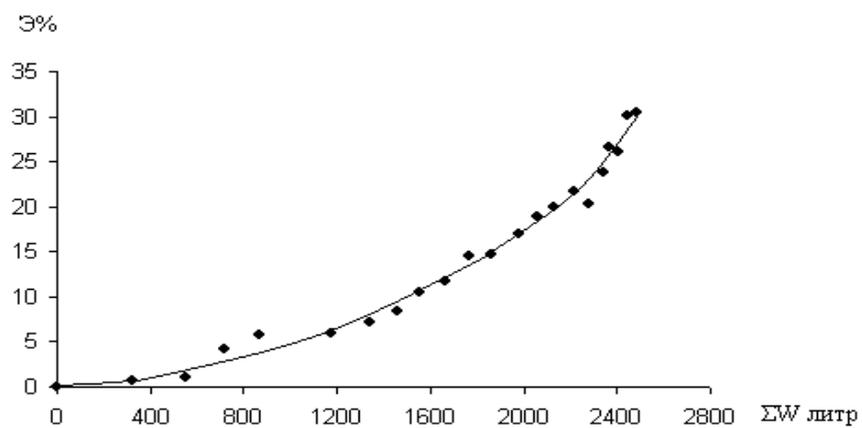


Рис. 2.14. Зависимость эффекта промывки от количества поданной воды.

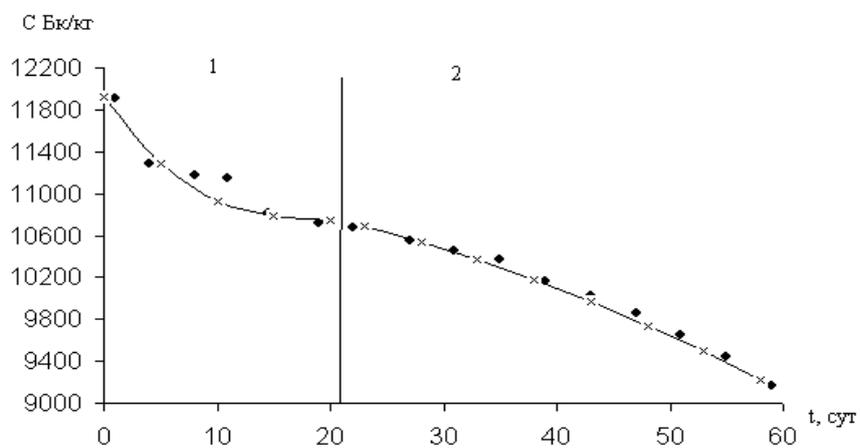


Рис. 2.15. Снижение удельной активности почвы в зависимости от продолжительности выщелачивания на приборе Дарси: 1 - промывка обычной водопроводной водой; 2 - промывка водой с интенсификаторами.

◆ - экспериментальные точки; x - расчетные точки.

Таблица 2.3

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 | KCl |
| 13 | 9650 | 4 | 230,9 | 4664,8 | 205 | 19,02 | KCl |
| 14 | 9443 | 4 | 215,6 | 4880,4 | 207 | 20,07 | KCl |
| 15 | 9166 | 4 | 260,9 | 5141,3 | 277 | 23,08 | |
| Σ | | 59 | | | | | |

Таблица 2.4

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.

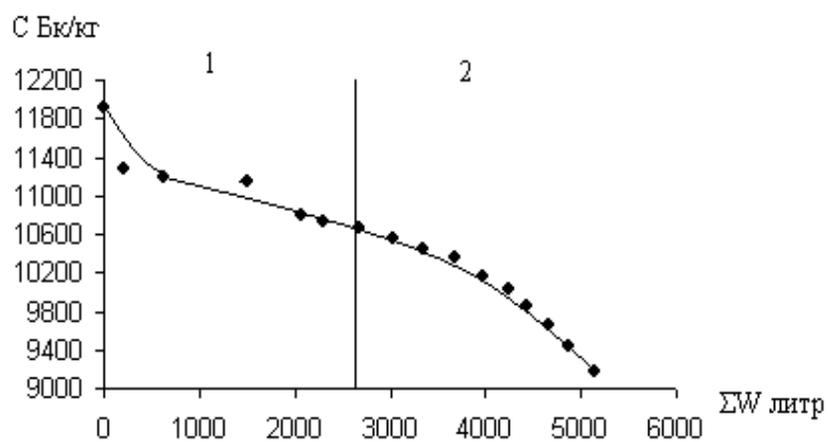


Рис. 2.16. Снижение удельной активности почвы в зависимости от объема поданной воды на приборе Дарси: 1 – промывка почвы водопроводной водой; 2- промывка водой с интенсификаторами.

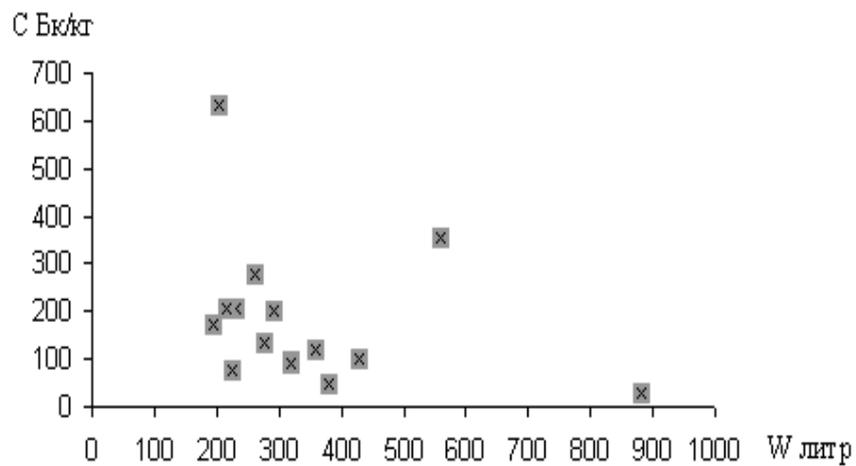


Рис. 2.17. Зависимость вымыва цезия за цикл от нормы полива.

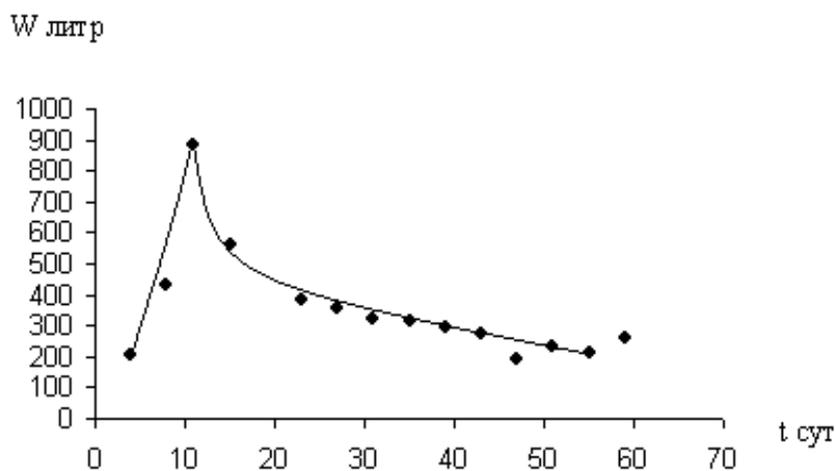


Рис. 2.18. Изменение объема профильтровавшейся воды по циклам от времени.

По сравнению с первым вариантом затраты воды на снижение удельной активности на 1 Бк/кг составляют примерно в 2 раза больше, 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.

Смачиваемость песчаной почвы ниже чем у супесчаной и за счет этого снижается интенсивность выщелачивания по сравнению с последней.

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.2.19.), 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.

В периодических циклах были рассмотрены процессы оттаивания, фильтрации, снижения радиоактивности за счет выщелачивания ^{137}Cs (табл.2.4).

В брикете из почвы, исследованной на действие интенсификаторов были созданы условия выщелачивания за 4-х суточные циклы промывки, затем суточные циклы и полусуточные. Размеры 14x19x4,5 см выдерживались в образце для каждого цикла промывки, соответствуя размерам фильтрационной колонны прибора.

Полученные данные дают представление об интенсивности выщелачивания в зимний период. В четырех суточных 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. 2.20.). Аналогично, на рис.2.21. также прослеживается высокая эффективность использования воды при укороченных циклах выщелачивания. При продолжительности промывки 21,5 суток эффективность составляет 18,6%.

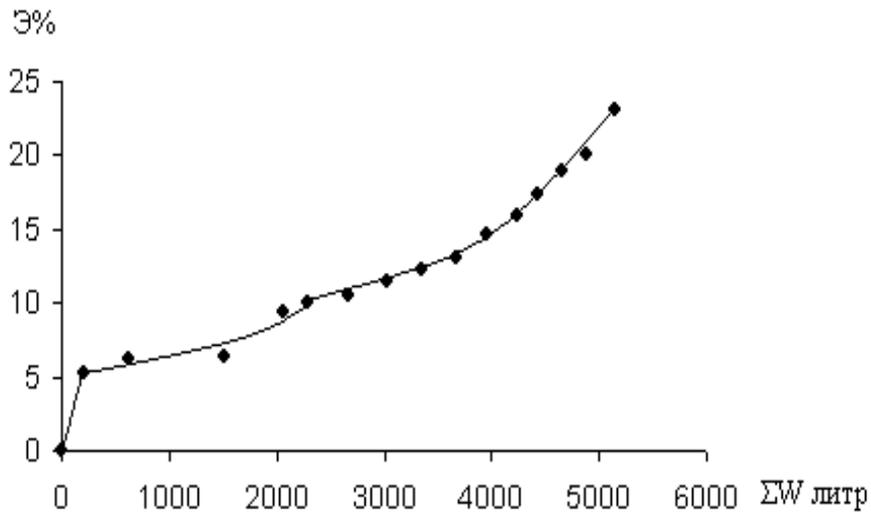


Рис. 2.19. Зависимость эффекта промывки от количества поданной воды.

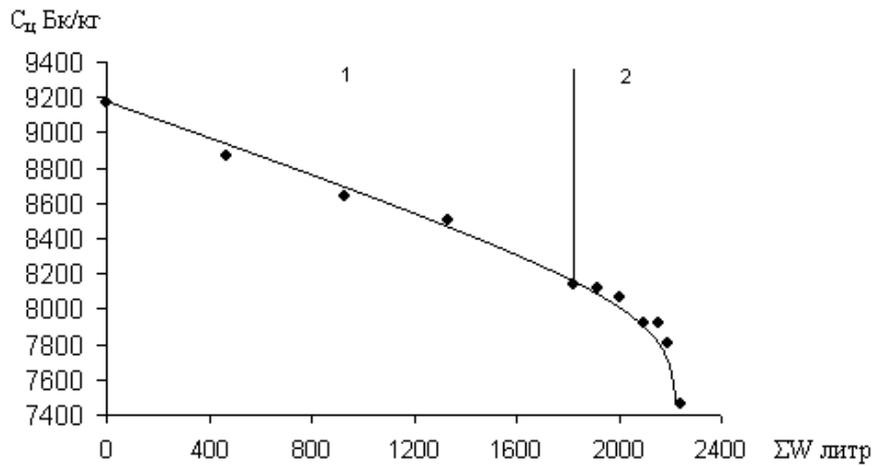


Рис. 2.20. Промывка цезия на приборе Дарси после замораживания:
1- продолжительность цикла 4- 5 суток; 2- продолжительность цикла 0,5-1 суток.

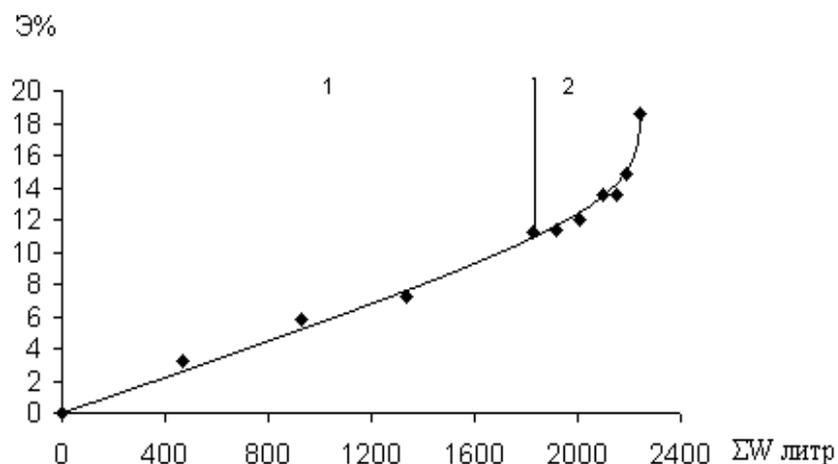


Рис. 2.21. Зависимость эффекта промывки почвы после замораживания от количества поданной воды: 1- продолжительность цикла 4-5 суток; 2 – продолжительность цикла 0,5-1 суток.

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

Следующий опыт промывки рассмотрен для коротких поливных циклов продолжительностью до 9 часов (таблица 2.5). 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 2.5.

Таблица 2.5

Вымыв цезия из почвы на приборе Дарси короткими циклами

| № цикла | C_n Бк/кг | t час | $Q_{ср}$ см ³ /с | W литр | ΣW литр | Э вымыва % |
|----------|----------------|----------|--------------------------------|-----------|--------------------|---------------|
| 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 | | | | |

Промывная норма составляет $M = 150811 \text{ м}^3/\text{га}$, поливная норма за цикл - $m_{ср} = 21544 \text{ м}^3/\text{га}$. Удельная активность почвы снижается на 1903 Бк/кг. Чтобы снизить активность почвы на 1 Бк/кг требуется 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.2.22.). То же наблюдается и на рис.2.23. в зависимости от количества поданной воды.

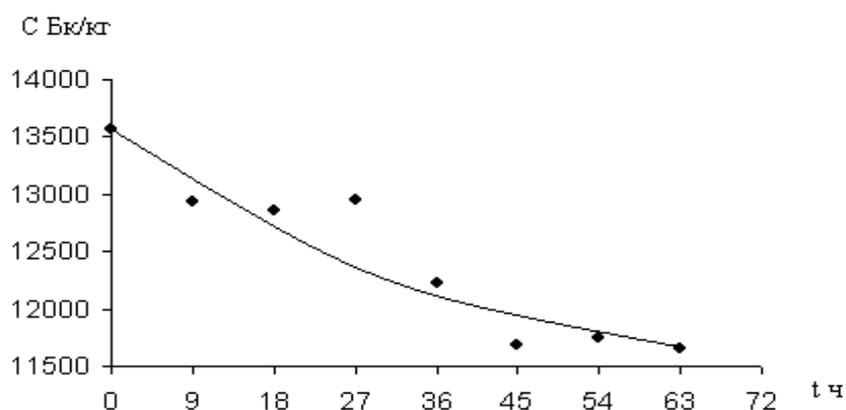


Рис. 2.22. Зависимость вымыва цезия из почвы на приборе Дарси от продолжительности в часах.

Общая эффективность вымыва составила 14%, (рис.2.24.). Из всех 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 см³/с, для 23-х суточного цикла 2-4,5 см³/с. Промывная норма за три полусуточных цикла составляет 218322 м³/га, средняя поливная норма за цикл 72774 м³/га. Удельная активность почвы снижается на 315 Бк/кг. Результаты опытов и расчетов приведены в таблице 2.6.

Таблица 2.6

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

| № цикла | C _н ^Б Бк/кг | t сут | Q _{ср} см ³ /с | W литр | Σ W 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 см³/с; Q^{последний день}_{max} = 2,0 см³/с.

Снижение удельной активности почвы на 1 Бк/кг в полусуточных циклах требует воды 693 м³/га, в последнем длительном цикле – 4026 м³/га.

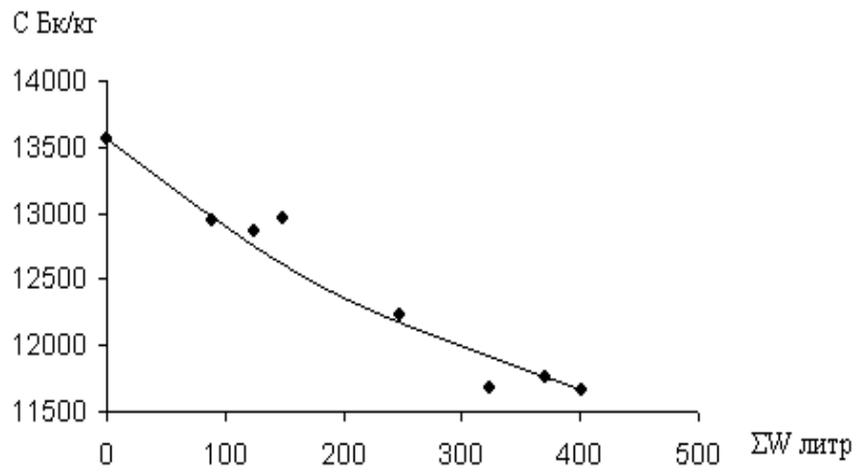


Рис. 2.23. Зависимость вымыва цезия на приборе Дарси от количества поданной воды.

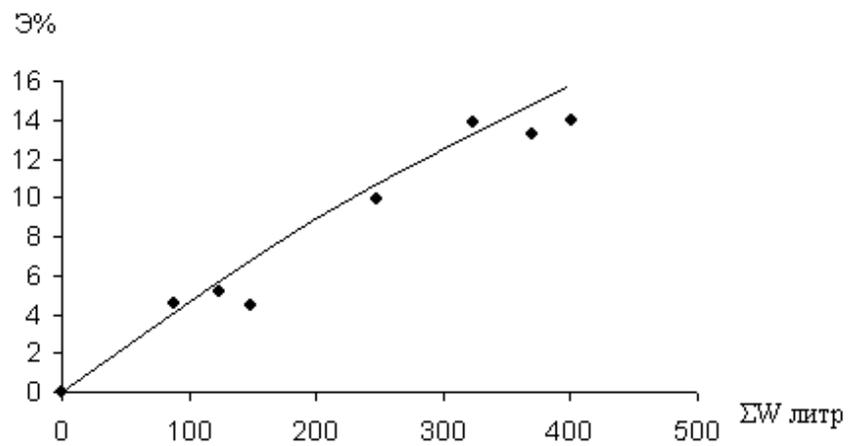


Рис. 2.24. Зависимость эффективности вымыва цезия от количества поданной воды.

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.2.25.) и увеличивают эффективность промывки (рис.2.26.).

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 $Q_{\text{ср}} = 2,42 \text{ см}^3/\text{с}$.

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.2.4.) вымылось меньше ($315 < 675$) радионуклида цезия, т.е. высокий напор и расход фильтрации не самые важные факторы вымыва.

Влияние предварительного замачивания почвы.

В первом цикле (табл.2.2) при фильтрационном расходе $Q_{\text{ф}} = 1,22 \text{ см}^3/\text{с}$ вымылось 15 Бк/кг , а в 17 – м цикле при $Q_{\text{ф}} = 0,184 \text{ см}^3/\text{с}$ – 81 Бк/кг . Скорость фильтрации последовательно уменьшается от цикла к циклу, а темп вымыва цезия, в среднем, остается постоянным (рис. 2.10.). 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 водопродной водой на приборе Дарси. Вымыв цезия в 22 – м цикле оказался самым высоким за все 23 цикла выщелачивания – 94 Бк/кг (табл.2.2). 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.2.6) 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 .

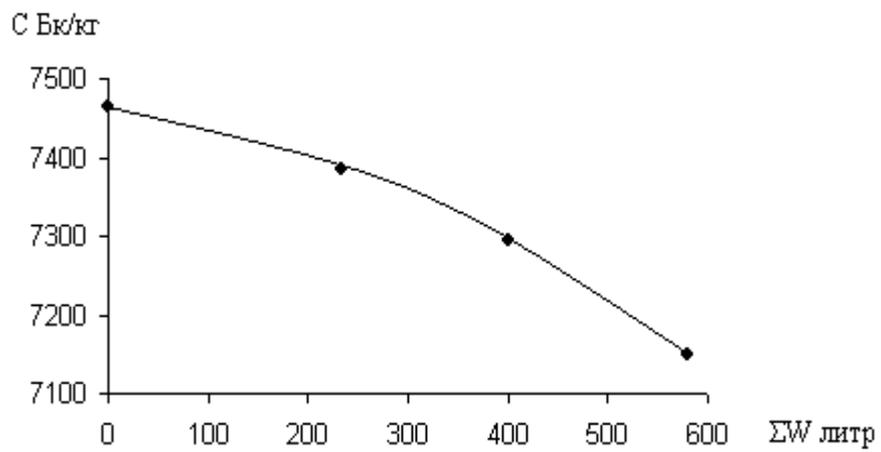


Рис. 2.25. Вымыв цезия -137 на приборе Дарси с высоким напором воды -30 см.

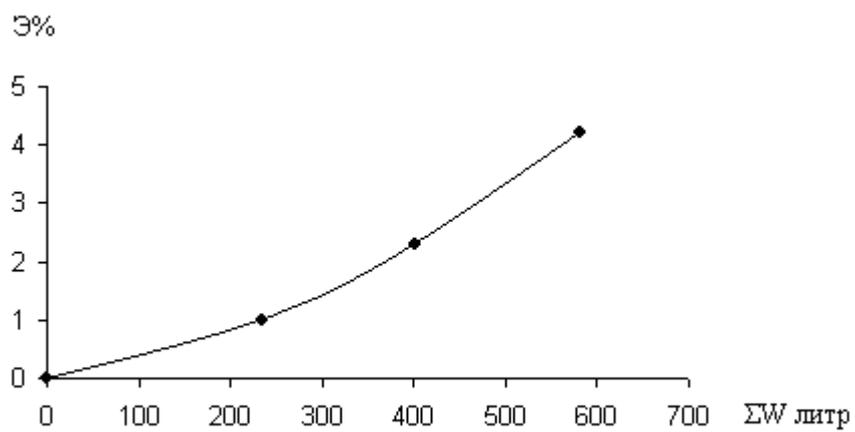


Рис. 2.26. Эффективность вымыва цезия на приборе Дарси при напоре воды 30 см на поверхности почвы.

В другом варианте промывки с такой же продолжительностью цикла – 0,5 суток без предварительного замачивания почвы, вымыв в цикле 24 (табл.2.4) 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.2.4) 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:

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

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

3)

Эти значения ниже ПДК для питьевой воды в несколько раз.

2.4.2. 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 двух 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 2.7.

В первых шести циклах поливы осуществляются дождевой водой, затем в 5-ти циклах снеговой водой и на графиках рис. 2.27., 2.28. эти периоды четко выделяются. Далее вместе с водой в некоторых циклах вносится аммиачная селитра и процесс вымыва, который становится затухающим вновь активизируется.

На рис.2.27. нанесены теоретические точки, рассчитанные для периода полива дождевой водой по уравнению:

$$C = \frac{565}{1 + \frac{565 - 300}{360} e^{-0,1575t}}, \quad (2.40)$$

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

$$C = \frac{640}{1 + \frac{640 - 300}{300} e^{-0,0877t}}, \quad (2.41)$$

с параметрами $C_{\infty} = 640$ Бк/кг, $C_0 = 300$ Бк/кг, $\mu_1 H_B = 0,0877$ 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.2.29.). 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.2.29.). Скачек на графике (рис.2.30.) соответствует внесению селитры в 12 цикле промывки. Общая промывная норма за все циклы составляет $M = 39555$ м³/га, средняя поливная норма за цикл – $m_{\text{ср}} = 2326,7$ м³/га. Снижение удельной активности верхнего слоя почвы на 1 Бк/кг требует внесения 26,2 м³/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.2.31.). Внесение селитры прерывает процесс наращивания удельной активности песка и сорбция сменяется десорбцией.

Таблица 2.7

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 | водоп- ровод. |
| 17 | 2646 | 8 | 2,0 | 31,05 | 2950 | 154 | 47,8 | 27,9 | 30,6 | 36,4 | навозные стоки |
| Σ | | 111 | | | | | | | | | |

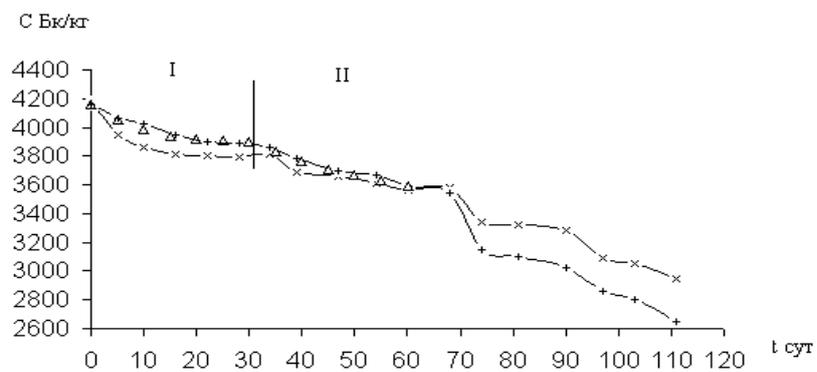


Рис. 2.27. Зависимость снижения удельной активности 1 слоя почвы и 2 слоя почвы от продолжительности выщелачивания.

Δ – теоретические точки; + - слой 1; x - слой 2 – экспериментальные точки.

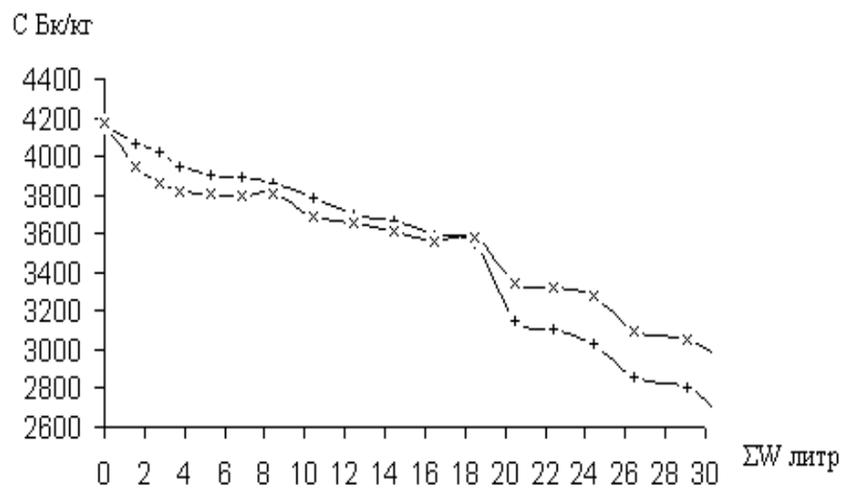


Рис. 2.28. Зависимость снижения удельной активности 1 слоя почвы (+) и 2 слоя почвы (x) от количества поданной воды.

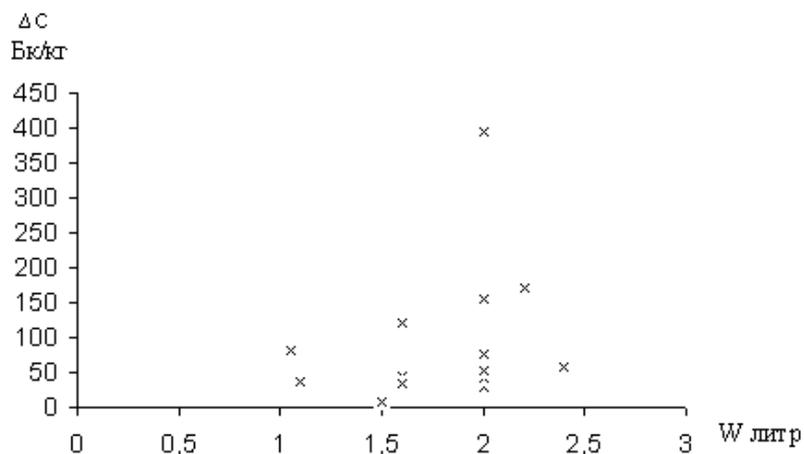


Рис. 2.29. Зависимость вымыва за цикл от нормы полива при периодических поливах для верхнего слоя почвы.

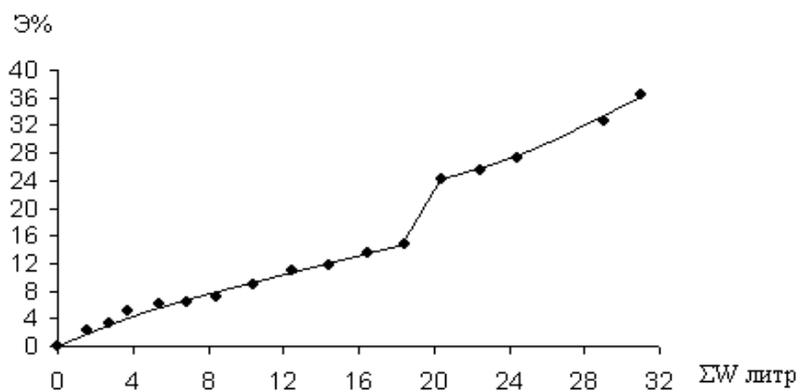


Рис. 2.30. Эффективность выщелачивания цезия из легкосуглинистой почвы, подстилаемой слоем цеолита, при периодических поливах.

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 2.8.

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.2.7), однако, сорбция цезия в нижележащих слоях песка без слоя цеолита происходит интенсивнее (рис.2.32).

На графиках рис. 2.33, 2.34. четко выделяются периоды полива дождевой и снеговой водой и периоды интенсификации вымыва с внесением хлористого калия и аммиачной селитры.

Зависимость на рис. 2.35. также показывает, что на снижение радиоактивности не влияет количество поданной воды за цикл. Эффективность промывки для верхнего слоя составляет 28,8% (рис.2.36). Снижение удельной активности верхнего слоя почвы на 1 Бк/кг обеспечивается подачей 29,4 м³/га воды.

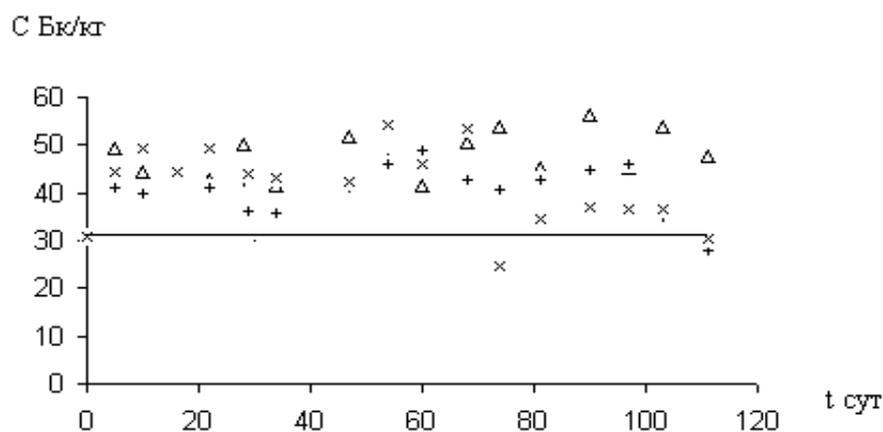


Рис. 2.31. Изменение удельной активности песка в результате сорбции и десорбции
 Δ - 4 слой; + - 5 слой; x - 6 слой.

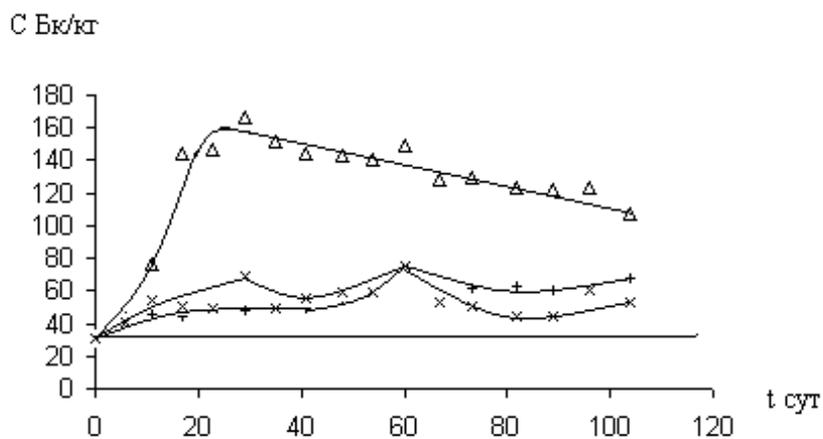


Рис. 2.32. Изменение удельной активности песка в результате сорбции и десорбции поступающего с водой цезия без слоя цеолита:
 Δ - 3 слой; + - 4 слой; x - 5 слой

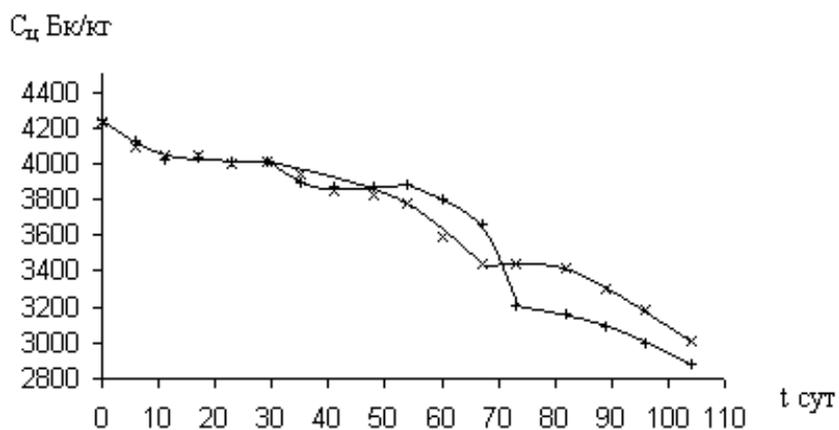


Рис. 2.33. Зависимость снижения удельной радиоактивности 1-ого и 2-ого слоев почвы от продолжительности выщелачивания: x - 1 слой; + - 2 слой

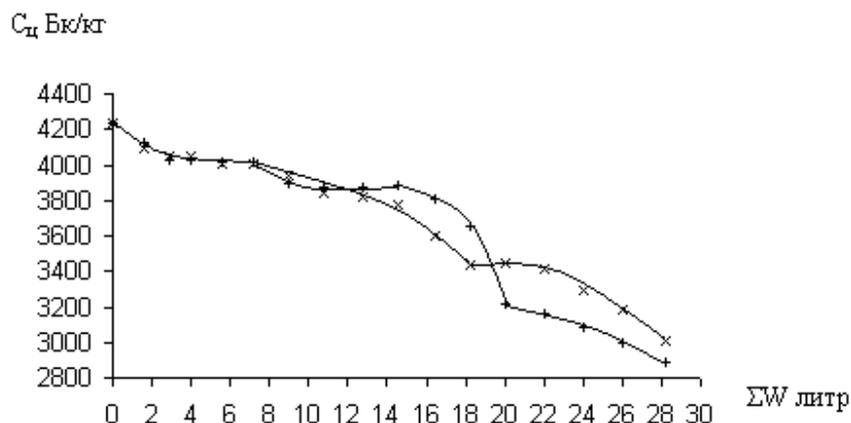


Рис. 2.34. Зависимость снижения удельной активности почвы от количества поданной воды

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.

В подобном варианте условий промывки получают 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 - $m_{\text{cp}} = 2245,2 \text{ м}^3/\text{га}$.

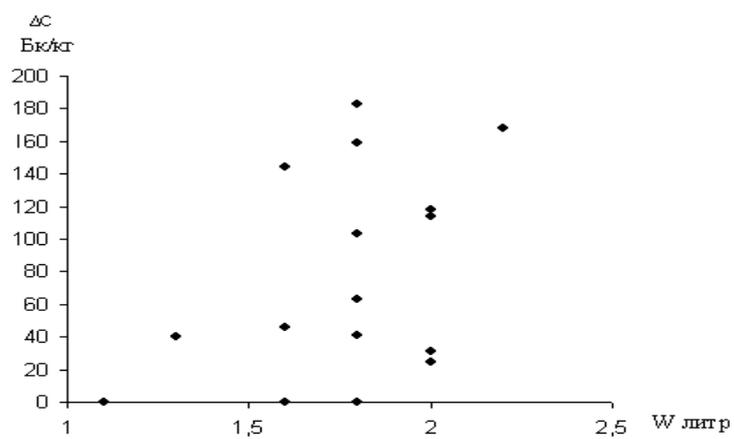


Рис. 2.35. Зависимость вымыва за цикл из верхнего слоя от нормы полива.

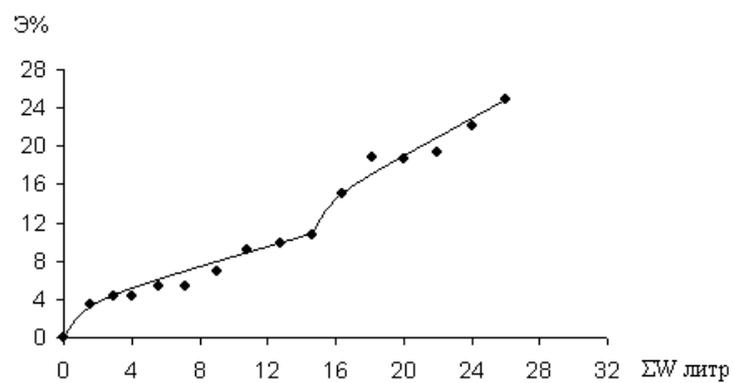


Рис. 2.36. Эффективность выщелачивания цезия из легкосуглинистой почвы (слой 0-3 см), подстилаемой песком, при периодических поливах.

Таблица 2.8

Вымыв цезия из легкосуглинистой почвы периодическими поливами

| № цикла | $C_{ц}$ первый слой Бк/кг | t сут | W литр | ΣW нарастающий литр | $C_{ц}$ второй слой Бк/кг | $\Delta C_{ц}$ Бк/кг | $C_{ц}^{///\text{песок}}$ 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.

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 $d = 10$ см насыпается 6 слоев радиоактивной измельченной до фракции менее 1 мм почвы высотой 19,6 см. Для отвода излишней после поливов воды в днище сосуда располагаются отверстия $d = 2$ мм. Слои почвы отделяются пластмассовой сеткой с ячейками 2x2 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 течение 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 замораживанием, результаты расчетов и измерений удельной активности приведены в таблице 2.9. на графиках рис.2.37. 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.

Таблица 2.9

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 | Θ ₁ % | Θ ₃ % | Качество воды | Продолж ит. 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, объясняется тем, что эти слои находились в подпоре от стекающей дренажной воды.

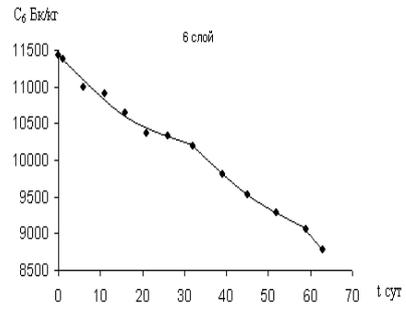
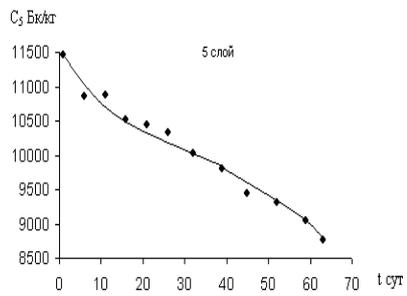
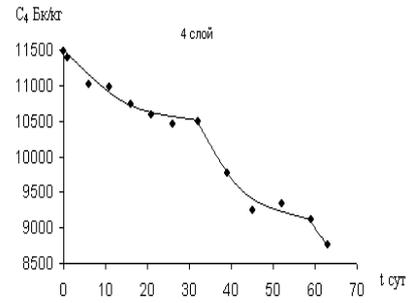
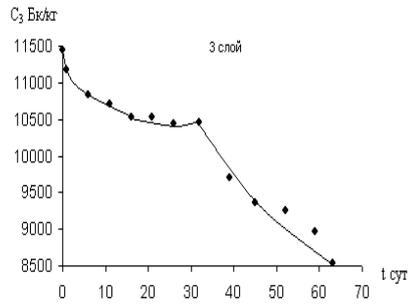
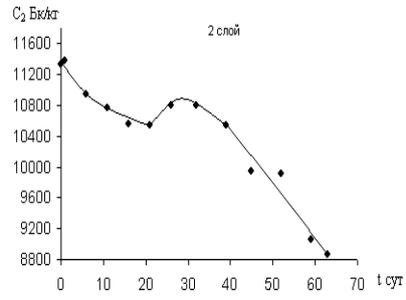
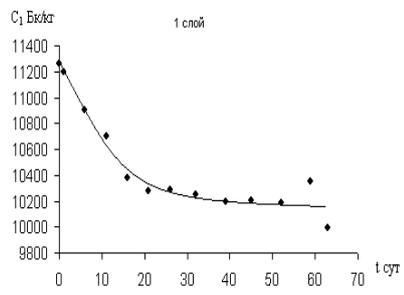


Рис. 2.37. Вымыв цезия -137 по слоям супесчаной почвы периодическими поливами с предварительным замораживанием.

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. 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 м³/га воды, а в 3-ем слое 11,6 м³/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 - $m_{\text{ср}} = 2802 \text{ м}^3/\text{га}$. Эффективность вымыва цезия из верхнего слоя оказалась не высокой – 11,2 %, но из 3-го слоя – 25,4% (рис.2.38.).

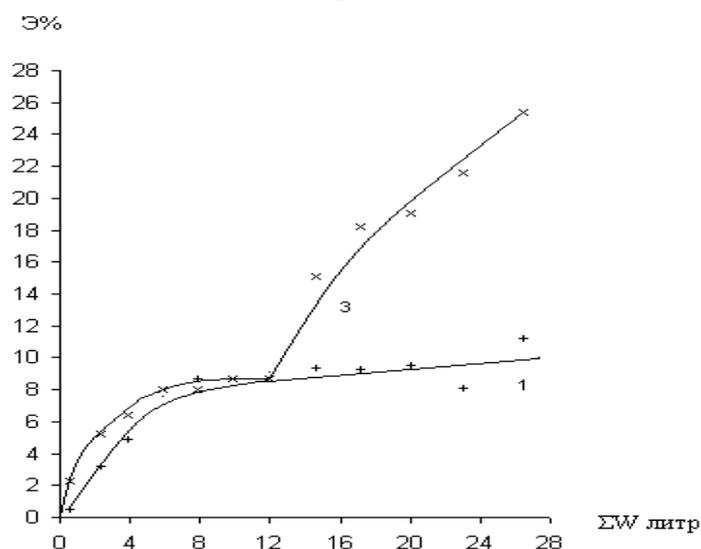


Рис. 2.38. Зависимость эффективности вымыва цезия от количества поданной воды для верхнего (1) и 3-его предварительно подогретого слоя в 8-10 циклах: +- 1 слой; x - 3 слой

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 холодный 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. 2.10. На графиках рис. 2.39., 2.40. 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.2.40.).

Таблица 2.10

Промывка цезия – 137 из супесчаной почвы периодическими поливами с предварительным замораживанием и без него

| № цикла | $C_{\text{ц}}^1$, Бк/кг | $C_{\text{ц}}^2$, Бк/кг | t вым. сут | W литр | Θ_1 % | Θ_2 % | t замораж. сут. | Качество воды | ΣW литр |
|---------|--------------------------|--------------------------|------------|--------|--------------|--------------|-----------------|---------------|-----------------|
| Начало | 11664 | 11664 | | | | | | | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| 1 | 11399 | 11389 | 5 | 1,9 | 2,3 | 2,3 | 7 | дожд. | 1,9 |

Продолжение таблицы 2.10

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|----------|-------|-------|----|------|------|------|----|-------|-------|
| 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 | | | | | | |

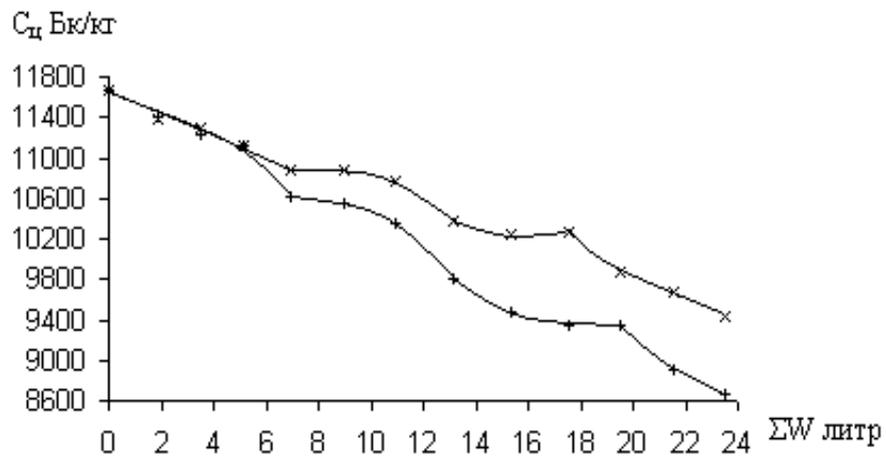


Рис. 2.39. Изменение удельной активности супесчаной почвы при периодических поливах и замораживании в зависимости от количества поданной на промывку воды:
+ 1 слой; x – 2 слой.

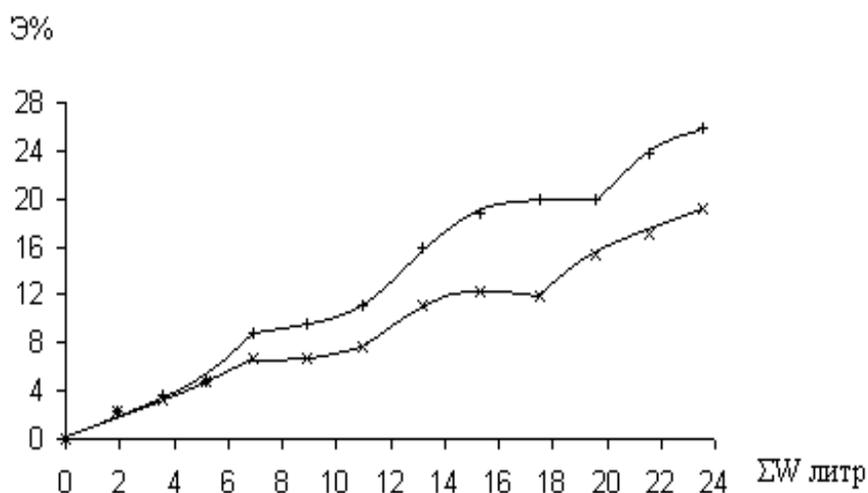


Рис. 2.40. Эффективность выщелачивания цезия -137 из супесчаной почвы при периодических поливах и замораживании: + 1 слой; x – 2 слой.

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. 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 $16736,8 \text{ м}^3/\text{га}$, средней поливной нормы за один полив - $m_{\text{ср}} = 334,7 \text{ м}^3/\text{га}$. Вымыв цезия равняется $\Delta C = 2576 - 2329 = 247 \text{ Бк/кг}$. 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 $200-600 \text{ см}^3$. 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 $27,6 \text{ м}^3/\text{га}$.

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 $200-600 \text{ м}^3$. 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 $37,8 \text{ м}^3/\text{га}$.

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 $16736,8 \text{ м}^3/\text{га}$, 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 $37,8 \text{ м}^3/\text{га}$ 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:

$$1) C_{\text{об}} = \frac{302,6}{31} = 9,76 \text{ Бк/л}, \quad (2.42)$$

$$2) C_{\text{об}} = \frac{602}{23,55} = 25 \text{ Бк/л}, \quad (2.43)$$

$$3) C_{\text{об}} = \frac{1385}{26,4} = 52,4 \text{ Бк/л}, \quad (2.44)$$

$$4) C_{об} = \frac{239,5}{28,2} = 8,49 \text{ Бк/л.} \quad (2.45)$$

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.

2.4.3. Промывка загрязненных цезием – 137 почв с помощью капельного орошения

Серьезной проблемой при организации орошения приусадебных и дачных участков является отсутствие надежных, обильных водоисточников. Если село не обеспечено системой

централизованного водоснабжения, на радиоактивно загрязненных территориях почти повсеместно можно строить водоемы-копани, мелкотрубчатые 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 1 м^3 , в тяжелых – 2 м^3 . Для увлажнения таких объемов почвы необходимы поливные нормы 70-200л. На суглинистых почвах площадь полива одной капельницей не превышает $2-3,5\text{ м}^2$ поливной нормой $700-1000\text{ м}^3/\text{га}$. На супесчаных и песчаных почвах при площади полива одной капельницей $1-1,5\text{ м}^2$ поливная норма уменьшается в два раза.

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 выравнять. 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 2.11, на рис. 2.41; 2.42; 2.43.

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 см^2 .

Таблица 2.11

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 вzv. по слоям | Э% |
|---------|-------------------------|---------------------|----------------------------------|------------------------|------------|----------------------|---------------------------------------|-----|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| 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 | - |

Полив осуществлялся из водопровода через капельное устройство, расход воды регулировался зажимом. В данном опыте, в отличие от предыдущего, создавался минимально возможный расход воды капельницей.

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 отдельно. 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.

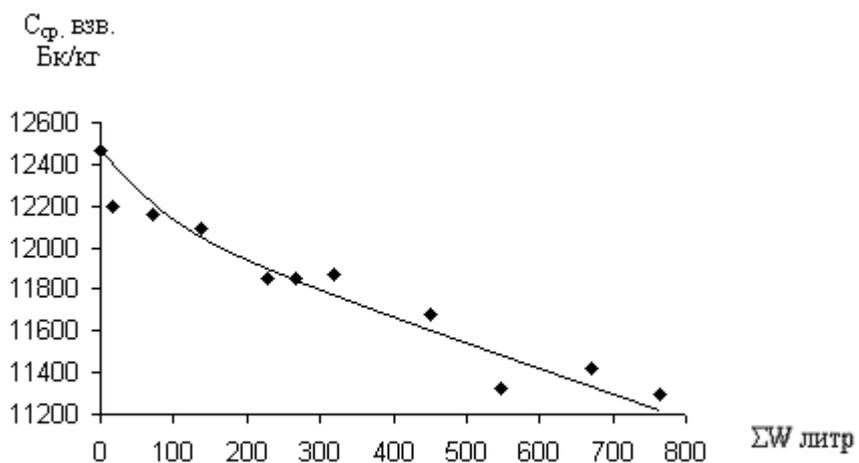


Рис. 2.41. Снижение удельной активности супесчаной почвы в зависимости от количества поданной воды при капельном орошении.

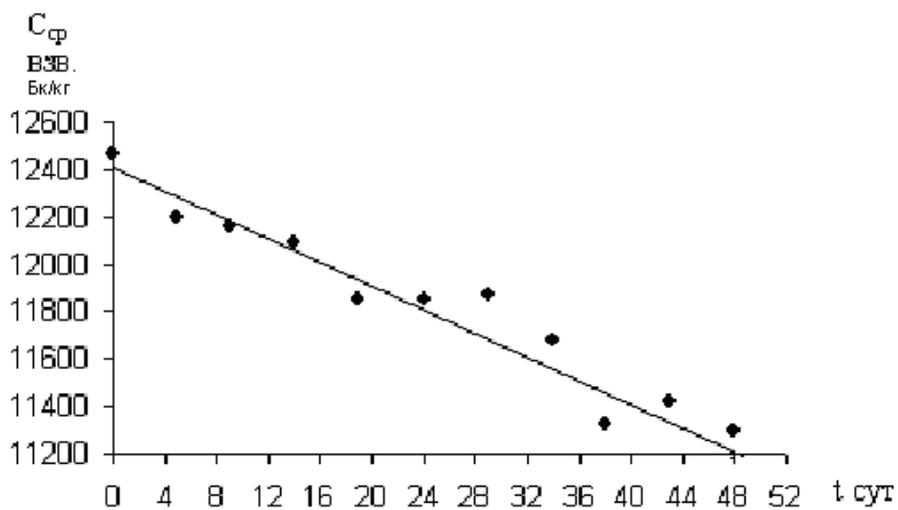


Рис. 2.42. Обратная пропорциональная зависимость вымыва цезия от времени промывки при капельном орошении.

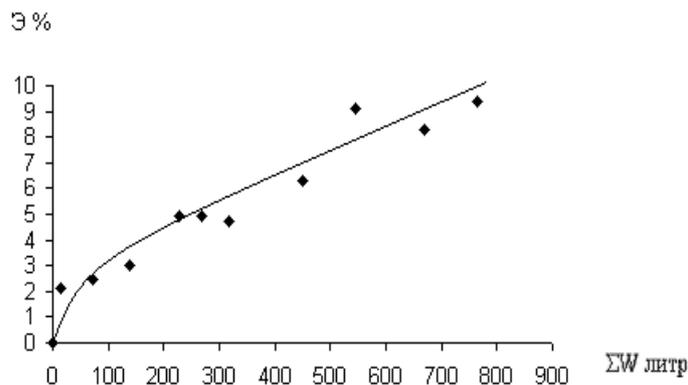


Рис. 2.43. Зависимость эффективности промывки от количества поданной воды при капельном орошении.

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 отдельно 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 2.12 и на рис. 2.44.

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 1га – 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, хоты воды было израсходовано 4,5 л. Норма внесения извести 16,6 г на 1 кг сухой почвы.

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.

Таблица 2.12

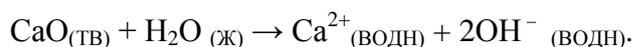
Вымыв цезия при капельном орошении легкосуглинистой почвы

| № цикла | C _ц ^{верх} Бк/кг | t _{сут} | Q, см ³ /с | C _ц ^{ниж} Бк/кг | W, литр | Э%, | 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 |

В 9-м и 11-м циклах также зафиксирован высокий вымыв (табл. 2.12), 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 8,31г на 1кг 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 полного 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 0,941г/см³ до 1,189 г/см³.

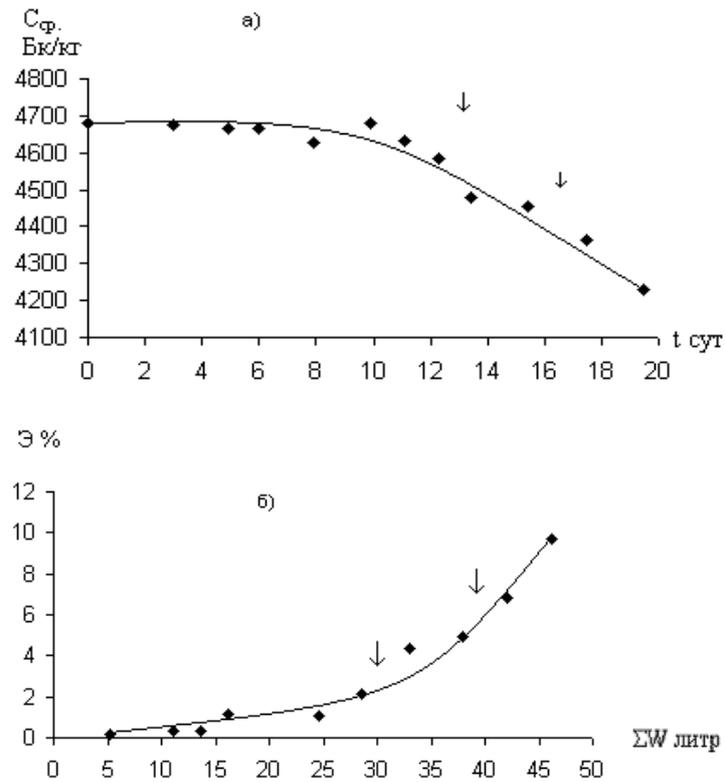


Рис. 2.44. Вымыв цезия из легко суглинистой почвы при капельном орошении:
 а) зависимость вымыва от продолжительности поливов;
 б) эффективность вымыва в зависимости от количества подаваемой воды;
 ↓ - внесение негашеной извести.

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 – $1,118 < 1,198 г/см^3$. 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 $\Delta C = 113 \text{ Бк/кг}$ – 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 $195,5 \text{ Бк}$, второго слоя – на 182 Бк .

Объемная активность промывной воды в среднем за 15 циклов составляет из расчета очищения двух верхних слоев почвы – $6,14 \text{ Бк/л}$, 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.

2.4.4. 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.

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.

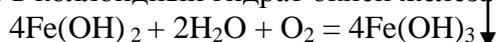
При промывке пахотных почв, отобранных на поливавшихся после Чернобыльской аварии землях с начальной удельной активностью 2303 Бк/кг, вымыв цезия с течением времени не замедлялся, хотя поливные нормы со временем уменьшались (рис.2.10. и 2.11.). Вымыв цезия из почв, отобранных на неполивном целинном лугу 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 . Реакция 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.2.2) на поверхность почвы внесена соль NaCl в сухом виде из расчета 66 мг/см^2 . По сравнению с предыдущем 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.2.5.). 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. 2.11.). 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.2.2., рис.2.11.), в цикле 21 (см. табл.2.4., рис.2.20.) перед началом полива на поверхность почвы вносилась аммиачная селитра из расчета $66 \text{ мг}/\text{см}^2$, что способствовало увеличению вымыва цезия.

Еще более существенный эффект дает внесение хлористого калия KCl . Внесение $104 \text{ мг}/\text{см}^2$ KCl снизило удельную активность почвы в 12 цикле на 172 Бк/кг, в 13 цикле на 205 Бк/кг, внесение $52 \text{ мг}/\text{см}^2$ KCl в 14 цикле – на 207 Бк/кг (см. табл.2.3., рис.2.15., 2.16.).

При капельном орошении внесение негашеной извести из расчета 16,6г на 1кг сухой почвы в 8-м цикле (табл.2.12) 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. 2.15., 2.16. 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. 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. 2.15., 2.16.) 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 исследовалась рядом ученых. Некоторые результаты изложены, например, в работе Бондаренко Н.Ф. (1975 г.). 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) 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 свежераставшей 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 (3 см) слое удельную активность на 256 Бк/кг, во втором слое (3 см) – на 170 Бк/кг (см. табл. 2.10.).

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. 2.26., 2.32.).

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. 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.

В почвах с большим содержанием кальция и калия подвижность цезия – 137 более высокая, чем в почвах с низкой концентрацией этих элементов.

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 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 территории 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 чернойбыльской 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.

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 $2,7 \cdot 10^{-3} \%$.

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. 2.10.), минимальное (10-ый цикл) – 196 Бк/кг, на легкосуглинистой почве с начальной удельной активностью 4234 Бк/кг – 118 Бк/кг (14-ый цикл, табл. 2.8.).

Поливы дистиллированной водой с настоем коровяка с фермы КРС Брянской ГСХА, дали следующие результаты снижения удельной активности (табл. 2.9., 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. 2.7., 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

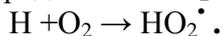


Перекись водорода образуется в значительном количестве только тогда, когда в воде растворено много кислорода. Много кислорода содержится в поверхностных источниках - реках, прудах, каналах. Перекись водорода даже несколько лучше воды растворяет многие соли. Считается, что вода, не содержащая растворенного кислорода, практически не разлагается под действием рентгеновских, γ – и β –излучений.

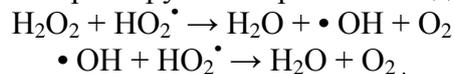
Смесь растворов H_2O_2 и соли Fe, известная как реактив Фентона, широко используется для окисления различных органических веществ.

Использование для поливов воды прудов, каналов, а также насыщенной воздухом с помощью компрессора в реальных условиях всегда интенсифицирует вымыв цезия.

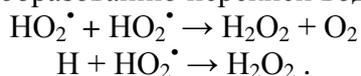
Присутствие в растворе кислорода O_2 приводит к образованию свободных радикалов HO_2^\bullet по реакции



Эти радикалы реагируют с перекисью водорода

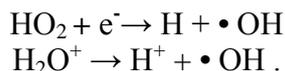


С другой стороны, участие радикалов HO_2^\bullet в реакции может приводить к образованию перекиси водорода:



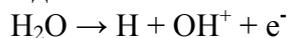
Эти реакции способствуют образованию перекиси водорода под действием γ – излучений в воде, содержащей растворенный кислород.

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 микро повреждения 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 почвы. 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 – 1635, 4534, 7070, 13790 Бк/кг. Показатель рН определялся через 2-4 суток в течении месяца микропроцессорным прибором ионометрическим И-500.

Анализируя результаты опытов, можно 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, 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 – рост затухает.
- 4) Сразу же следует оговориться, что приведенные выше результаты опытов носят предварительный характер, для точной оценке необходимы более длительные исследования.

2.5. 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, источник орошения - пруд, насосная станция – передвижная, оросительная сеть на полях – разборный трубопровод РТ– 80, 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 прибором СРП–68–01.

На орошаемой и неорошаемой территории отбирались пробы почвы и в последующем, в лаборатории БГСХА на радиометре 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 распаивание возвращает вымытый из 5-10 см слоя при поливе цезий снова в верхний слой. Величина 233 Бк/кг характеризует цезий, вымытый за пределы распаиваемого 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. Сад, примыкающий к поливным землям, не поливался. Поливы проводились регулярно, обильно, вносились калийные и аммиачные удобрения, получали высокие урожаи овощей и картофеля.

Почвы орошаемых земель - дерново-подзолистые, легко суглинистые.

Измерения гамма-излучения и отбор проб для определения удельной активности осуществлялись на поливавшихся распаханых землях и на неполивавшихся, в саду.

Радиационный фон измеряли 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 створах расположенных на самых высоких отметках орошаемой площади, зафиксированы точки с самой высокой активностью для поливных земель:

2459 Бк/кг, 2465 Бк/кг, 2490 Бк/кг.

Створ на неполиваемых и не распахиваемых 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 радиоактивность ниже, чем на нераспахиваемых почвах в створе, 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 радиоактивность по всем пробам почвы на орошаемых землях составила 1990 Бк/кг и на не распаханых – 5966 Бк/кг, на не орошаемых, рыхливаемых 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 распаханье, 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 1986 г., 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 23,8 га.

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).

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.

В намеченных на местности точках отбора проб почвы замерялись 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 дорогой (непаханая, не поливаемая земля) удельная активность на 1960 Бк/кг выше, чем на дачном участке.

3. На пахотных 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.

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.

2.6. 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 $Q = 1 \text{ см}^3/\text{с}$, соединена с питающим резиновым шлангом, который скользит 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 $1 \text{ м}^3/\text{с}$ и нет необходимости конструктивно предусматривать очистку капельниц от засорения.

Примеры расчетов.

$$\text{Расход одной капельницы} - Q_{\text{кап}} = 0,1 \frac{\text{см}^3}{\text{сек}}$$

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 м^2 нормой $0,5 \text{ см}^3/\text{сек} \times 86400 \text{ сек} = 43,2 \text{ л}$. А 7 соток, т.е. $24\text{м} \cdot 30 \text{ м} = 720 \text{ м}^2$ можно полить за 30 суток, поливной нормой

$$\frac{43,2\text{л} \cdot 30 = 1296,0\text{л} = 1,296 \text{ м}^3 \approx 1,3\text{м}^3 \text{ или } m = \frac{1,3 \cdot 10000}{720} = 18,05 \text{ м}^3/\text{га}}$$

Подача воды в шланг на катушке

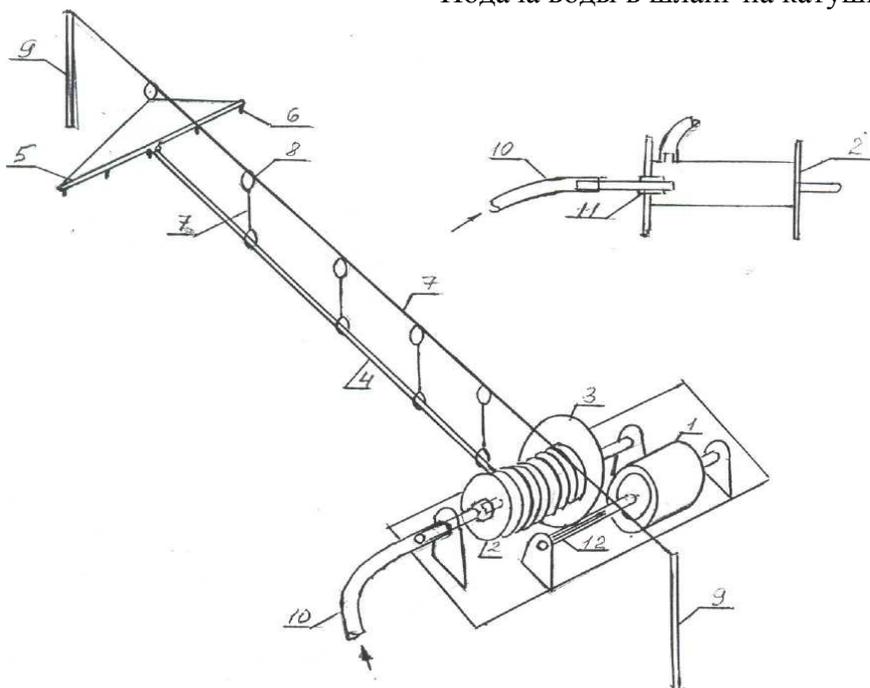


Рис. 2.45. Схема переносной установки капельного орошения для полива дачных и приусадебных участков.

1. электродвигатель РД-09-Т
2. катушка с поливным шлангом
3. зубчатое колесо $d = 50-60 \text{ см}$
4. поливной шланг $d = 0,7 \text{ см}$, $\ell = 25\text{м}$
5. подвеска с капельницами $\ell = 1\text{м}$
6. капельница $Q = 1\text{см}^3/\text{с}$
7. стальной трос
8. кольца скольжения по тросу
9. веши для натяжения троса
10. подающий воду шланг
11. сальник
12. шестерня

Мелкотрубчатые колодцы в среднем имеют удельный дебит 0,5 л/с. За сутки можно получить $0,5 \cdot 86400 = 43200$ л = $43,2 \text{ м}^3$, а за месяц: $43,2 \text{ м}^3 \cdot 30 = 1293 \text{ м}^3$, т.е. можно полить 10 дачных участков по 7 соток.

Скорость течения в подающем воду шланге если $Q = 0,5 \text{ см}^3/\text{сек}$; $d = 7 \text{ мм}$;

$$F = 3,14 \cdot 0,35^2 = 0,38 \text{ см}^2$$

$$V = \frac{Q}{F} = \frac{0,5}{0,38} = 1,315 \text{ см/с}$$

Потери напора в шланге длиной 25м

$$h_w = \frac{1}{50} \cdot \frac{0,01315^2}{2 \cdot 10} \cdot \frac{25}{0,07} = \frac{0,000173}{1000} \cdot \frac{25}{0,007} = 0,0006 \text{ м}$$

Потери напора не значительны, поэтому регулирующую емкость можно даже не поднимать высоко и устанавливать прямо на землю, т.к. в короткой разводящей сети $d = 1,5 - 2 \text{ см}$ 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.

2.7. Вынос цезия - 137 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.

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 распахивалась. 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

14,5⁰С, в июне 18,1⁰С, в июле 19,6⁰С, в августе 18,3⁰С, в сентябре 12,9⁰С. Абсолютный максимум температуры поверхности почвы за 80 лет зафиксирован в июле 2001-2002 - 60⁰С. 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 на радиометре РУБ - 01Пб 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 тимофеевки 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 2.13.

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 2.13, 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.

Таблица 2.13

Вынос цезия эвапотранспирационным потоком

| № сбора конденсата | Полив, г. | Вес конденсата, г. | T ⁰ , воздуха | 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 дренировала через отверстия в днище.

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 небольшим 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. 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.

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 :

$$\frac{dZ}{dt} = \eta_1 \cdot (H_B - Z) \cdot Z - \eta_2 \cdot Z^2, \quad (2.46)$$

где Z - количество влаги, ушедшей из почвенной толщи на испарение с поверхности почвы и транспирацию растениями;
 H_6 - 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.

$$\frac{dC}{dt} = \mu_1 \cdot (W_6 - C) \cdot C - \mu_2 \cdot C^2, \quad (2.47)$$

где W_6 - максимально возможный вынос цезия с конденсатом.

Введя понятие равновесного содержания цезия в конденсате C_∞

при $\frac{dC}{dt} = 0$, получим

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\mu_1 W_6}{C_\infty} (C_\infty - C) \cdot C, \quad (2.48)$$

После интегрирования:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\mu_1 W_6 t}}, \quad (2.49)$$

где C_0 - радиоактивность конденсата в начальный момент процесса эвапотранспирационного переноса при $t = 0$.

Результаты расчета по формуле (2.25) приведены на графике рис.2.46.

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, $\mu_1 W_6 = 0,149$ ¹/сут.

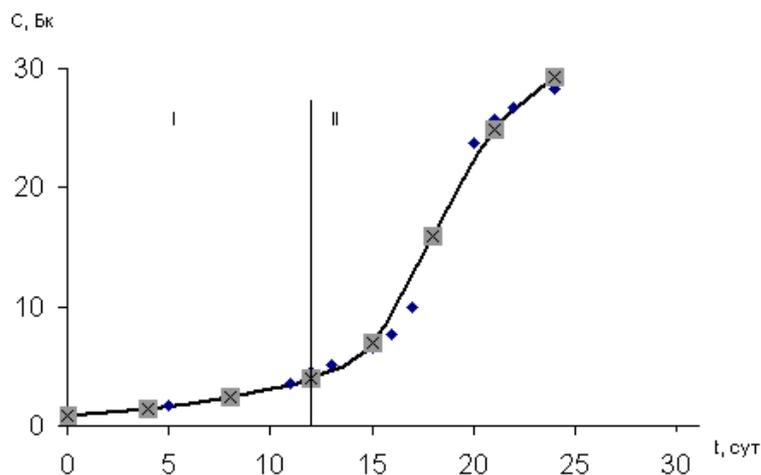


Рис.2.46. Кинетическая кривая выноса цезия - 137 с эвапотранспирационным потоком влаги.

x - расчетные значения, • - экспериментальные данные.

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.2.46, 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). Она определялась на радиометре РУБ – 01П6 с блоком детектирования БДКГ-03П.

Территория западных районов Брянской области, загрязненных радионуклидами, часто 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 см². В первом опыте испарение осуществлялось без подогрева при комнатной температуре (12⁰ – 19⁰С). 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 (12-19⁰С), внесено 5 поливных норм размером 450, 320, 320, 200, 200 г. В третьем опыте почва подогревалась снизу на электрокалорифере. Температура на поверхности почвы была 30-34⁰С, 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 30-37⁰С). 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.

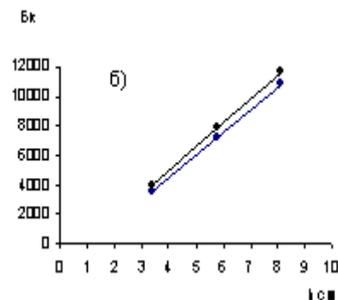
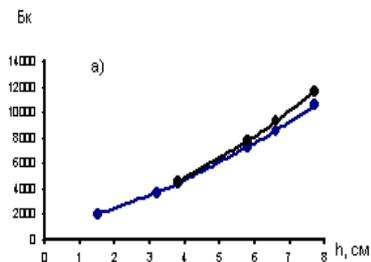
Все сосуды изначально засыпались почти одинаковыми по показателю радиоактивности почвами, но к концу 5 цикла испарения кривые распределения цезия по высоте сосуда

становились слегка вогнутыми, т.е. ближе к поверхности испарения вынос цезия увеличивался (рис. 2.47. 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.2.47.

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 (2.48). Расчеты выполнены для опыта №5 (подогрев почвы сверху) с дополнительным 6-ым циклом испарения по формуле:

$$C = \frac{2030}{1 + \frac{2030 - 120}{120} e^{-0,0776t}} .$$



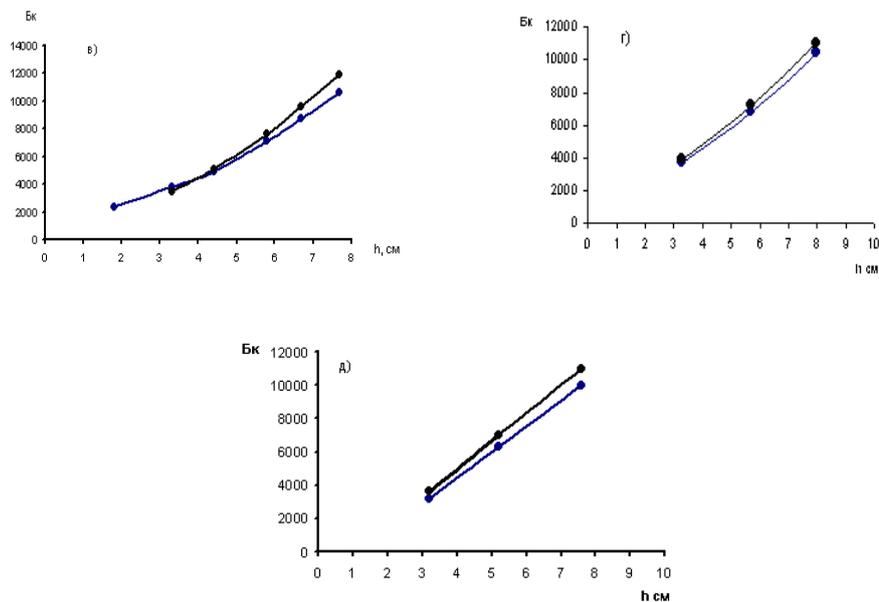


Рис.2.47. Нарастание выноса цезия с испарением влаги с поверхности почвы в насыщенных колоннах:

- 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

Результаты расчетов (крестики) и экспериментальные данные (ромбики) приведены на графике рис.2.48. Графики рис.2.46. и рис.2.48. отличаются по форме, но и первый, и второй – это S-образные кинетические кривые, только график рис. 2.48. не отражает процесс транспирации растений, и при выносе цезия испарением воды с поверхности почвы 40 суток – лишь начальный период S-образной кривой.

Таблица 2.14

Вынос цезия – 137 из почвы испарением воды с поверхности
почвы

| № опыта | Условия Опыта | T ⁰ на поверхности грунта, °С | 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 | Без подогрева | 12-19 | 11508,7 | 53 | 2340 | 21,4 | 4 | 663,2 | 60 |
| 2 | Без подогрева | 12-19 | 11246,4 | 56 | 1490 | 13,6 | 2,4 | 491,4 | 45 |
| 3 | Подогрев Снизу | 30-34 | 11451,3 | 53 | 2340 | 21,4 | 4 | 764,8 | 70 |
| 4 | Подогрев снизу | 30-35 | 11343,0 | 43 | 1870 | 17,1 | 4 | 387,0 | 35 |
| 5 | Подогрев сверху с рыхлением почвы | 30-37 | 10597,6 | 46 | 1826 | 16,7 | 3,6 | 1082 | 99 |

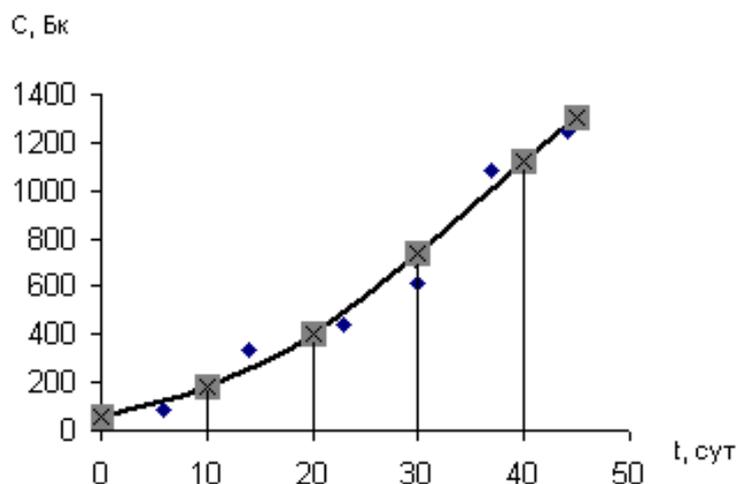


Рис. 2.48. Кинетическая кривая выноса цезия – 137 испаряющейся с поверхности почвы влагой.

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°C 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 способ оценки интенсивности эвапотранспирационного потока цезия можно использовать для экологического мониторинга в районах техногенных захоронений и выявления опасности испарений для людей.

2.8. 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.

Из таблицы 2.15 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 летнее – осенним, хотя осадков выпало одинаково.

Таблица 2.15

Удельная активность почвы сосуда в Бк/кг по слоям

| № слоя | Исходная | В конце зимнее – 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.

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 2.16.

По результатам опыта можно сделать вывод, что при замораживании вода вместе с радионуклидами подтягивается к замерзающей поверхности (цикл 1 без полива).

Таблица 2.16

Изменение удельной активности почвы при периодической промывке и замораживании

| 1 | Условия опыта | Продол., 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.

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.2.49.).

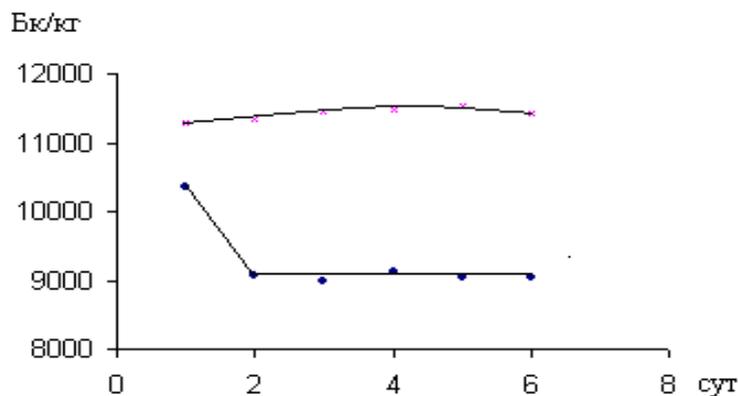


Рис. 2.49. Изменение удельной активности почвы: в начале и после 11 циклов промывки с 5 кратным замораживанием слоя почвы 20 см.

3-й опыт.

Цель опыта: 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 поглощательная 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 поглощательные 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.

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 таблицу 2.17. В отличие от опыта 2-го вымыв из верхнего слоя почвы оказался более интенсивным, чем из второго слоя (рис.2.50). 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.

Таблица 2.17

Изменение удельной активности почвы при промывках с периодическим замораживанием

| № | 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 |

Продолжение таблицы 2.17

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|-------------------------------------|-----------------------|----------------------|-------|----|-----------------|---------|
| 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 | Замороз. 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.

Накопление в цеолите радионуклида цезия – 137, вымытого из радиоактивного 1-го и 2-го слоев почвы, как свидетельствует рис.2.50.б, идет по циклам равномерно, прямо пропорционально количеству поданной воды, не зависимо от промораживания цеолита.

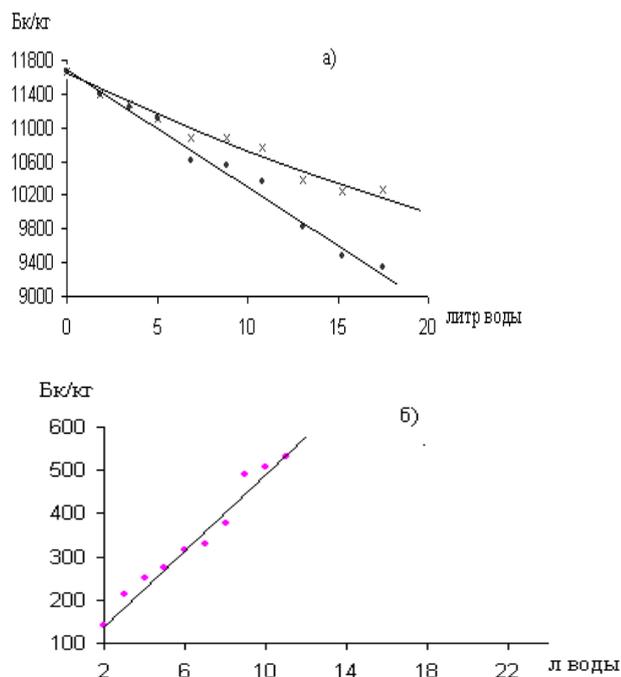


Рис.2.50. Изменение удельной активности в зависимости от количества внесенной воды при периодическом замораживании:
 а) в верхнем 3 см слое почвы (•), во втором 3см слое (x);
 б) в третьем 2,5 см цеолитовом слое.

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 течении 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.2.51.

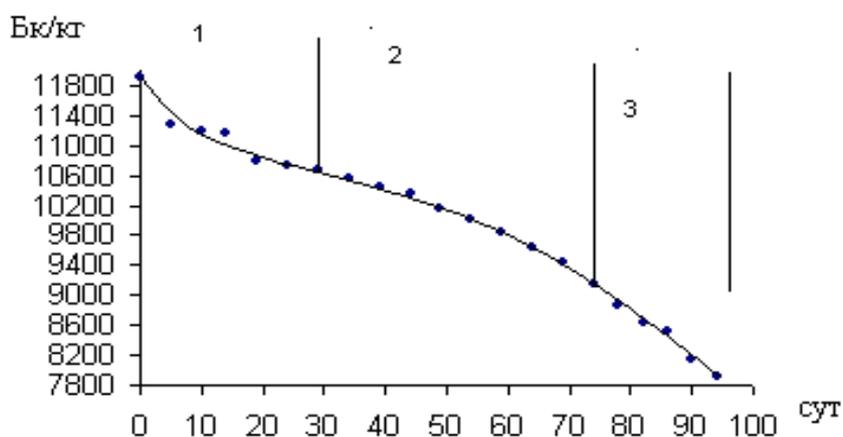


Рис 2.51. Изменение удельной активности почвы при промывке обычной водой (1), водой, обработанной интенсификаторами (2) и при промывке после замораживания почвы (3) без интенсификаторов.

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 пространстве по ходу снеготаяния и расчленять его на составляющие воздействия, чтобы выявить силу влияния того или иного мероприятия.

Кафедрой Природообустройства и водопользования разработан комплекс моделей, обосновывающий размещение в пространстве тех или иных элементов системы регулирования внутриснежного стока.

Общая математическая модель, описывающая процесс изменения уровня внутриснежных вод за счет стекания воды по поверхности земли, недостаточного доступа воздуха сквозь снег, инфильтрации воды в снег и в почве, испарения с поверхности капиллярных менисков и за счет устройства дренажных каналов в снеге, имеет вид:

$$\frac{dZ}{dt} = \frac{\mu_1 H_c}{Z_\infty} (Z_\infty - Z) \cdot Z - DZ + IZ + \mu_1 \chi_q (m_q - Z) \cdot Z + \mu_1 \chi BZ \quad (2.51)$$

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 поглопительного 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:

$$Z = \frac{Z_{cm}}{1 + \frac{Z_{cm} - Z_0}{Z_0} e^{-(\mu_1 H_c - D + I + \mu_1 \chi_q m_q + \mu_1 \cdot B) \cdot t}} \quad (2.52)$$

Уравнение позволяет рассчитывать приток к поглопительным 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.

Вынос цезия при испарении воды из почвы, подвергающейся периодическому замораживанию и оттаиванию и из почвы без замораживания изучался в сравнении на средне - суглинистой почве с добавлением 10% навоза КРС по весу.

Перемешанная с навозом почва насыпалась в сосуды 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, по слоям измельчались и определялась активность почвы по слоям: верхнего 0,8-1 см, нижнего 2,2-2 см. Продолжительность цикла: увлажнение почвы 100гр дистиллированной воды в течение 2 час, замораживание 1 из сосудов в полевых условиях или в морозильной камере холодильника 2-4 суток, оттаивание при комнатной температуре 2 суток, оба сосуда размещаются на электрокалорифере на 2 суток, охлаждаются 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 –

$$\text{слой 1} - 1754 \text{ Бк/кг} - 633 \text{ Бк/кг} = 121 \text{ Бк/кг}$$

$$\text{слой 2} - 1644 \text{ Бк/кг} - 1604 \text{ Бк/кг} = 40 \text{ Бк/кг}$$

Интенсивность испарения:

$$\text{слой 1} - 121 : 7 = 17,5 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

$$\text{слой 2} - 40 : 7 = 5,7 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

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:

$$\text{слой 1} - 266 : 12 = 22,2 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

$$\text{слой 2} - 126 : 12 = 10,4 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

интенсивность испарения радионуклида цезия с водой в варианте без уплотнения оказалась ниже, чем в варианте с уплотнением:

$$\text{слой 1} - \text{на } 4,7 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

$$\text{слой 2} - \text{на } 4,7 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

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:

$$\text{слой 1} - 456 : 19 = 24,0 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

$$\text{слой 2} - 389 : 19 = 20,47 \text{ Бк/ (кг} \cdot \text{сут)}$$

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.

2.9. 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.

Осушительные канавки в снеге создаются для перераспределения воды по площади, для рассредоточения 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.

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.

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.

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 выполнимы в производственных условиях.

Определение притока к поглощающим устройствам в понижениях.

Продолжительность отвода поверхностной воды для полевых культур кормовых овощных и овощекартофельных севооборотов определяется по формуле:

$$t = \theta t_c + (D_3 - D_1) - t, \quad (2.53)$$

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:

$$Q = 116 \frac{V}{t_0}, \quad (2.54)$$

где V - объем воды, накопившейся в замкнутом понижении за весь период снеготаяния, м³.

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 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 $Z/Z_{ст}$ достоверно 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

$$t = \frac{1}{\mu_1 H_c - D} \ln \left[\frac{Z_{\infty} \left(1 - \frac{D}{\mu_1 H_c} \right) - Z_0}{Z_0} \cdot \frac{n}{1-n} \right], \quad (2.55)$$

полученное из уравнения:

$$Z = \frac{Z_{\infty} \left(1 - \frac{D}{\mu_1 H_C} \right)}{1 + \frac{Z_{\infty} \left(1 - \frac{D}{\mu_1 H_C} \right) - Z_0}{Z_0} \cdot e^{-(\mu_1 H_C - D) \cdot t}} \quad (2.56)$$

$$\text{Здесь } n = \frac{Z}{Z_{cm}}, \quad Z_{cm} = Z_{\infty} \cdot \left(1 - \frac{D}{\mu_1 H_C} \right)$$

Пусть по данным наблюдений в снежной скважине получили

$$Z_0 = 40 \text{ см}, \quad Z_{cm} = 59 \text{ см}, \quad \mu_1 H_C - D = 0,151 \text{ }^1/\text{час}.$$

Спад уровней начался в 17 часов при глубине воды в скважине 20 см и постоянным темпом продолжался:

$$t = \frac{1}{0,151} \cdot \ell \cdot \left(\frac{59 - 40}{40} \cdot \frac{0,95}{1 - 0,95} \right) = 14,6 \text{ час.} \quad (2.57)$$

В 8 часов утра начался новый подъем уровней. Объем воды который нужно сбросить с 1 п. м. ширины водосбора за 14,6 час составит:

$$W = \frac{Z_{cm} - Z_0}{2} \cdot \delta \cdot \ell = \frac{0,059 - 0,040}{2} \cdot 0,45 \cdot 80 = 0,342 \text{ м}^3 \quad (2.58)$$

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:

$$Q = \frac{W}{t} = \frac{112,86}{14,6} = 7,73 \text{ м}^3/\text{час} = 2,15 \text{ л/с.} \quad (2.59)$$

В примере рассмотрен далеко не худший случай сочетания параметров стока из наблюдавшихся в полевых экспериментах.

Рыхление и шелевание 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. Аверьянов С. Ф. приводит сведения об увеличении влажности мерзлого торфа на 40-60 мм. 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.

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. Чудновский А.Ф. приводит сведения, что в суглинке даже при $t^0 = -11^0$ содержится еще 25% незамерзшей воды.

Глубокое мелиоративное рыхление применяется в мелиорации для перевода части поверхностного стока во внутрипочвенный и усиления осушительного действия дренажа. 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:

$$\Delta Q = P_o H_o (K_B - K_n - 1) C, \quad (2.60)$$

ΔQ - дополнительная водовместимость, мм;

P_o - пористость почвы до рыхления в долях единицы;

H_o - мощность разрыхленного подпахотного слоя, дм;

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 поглотительные 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:

$$\frac{dZ}{dt} = \frac{\mu_1 H_c}{Z_\infty} (Z_\infty - Z)Z \quad (2.61)$$

по формуле:

$$Z_c = \frac{Z_\infty}{1 + \frac{Z_\infty - Z_0}{Z_0} e^{-\mu_1 H_c t}}, \quad (2.62)$$

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 $\mu_1 H_c$ 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 $Z_0=7\text{мм}$, $Z_\infty=48\text{мм}$, $\mu_1 H_c=0,75 \text{ }^1/\text{час}$

| 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 $l = 30\text{м}$ рыхлую щель, что увеличивает скоростной коэффициент $\mu_1 H_c + \mu_1 B \chi = 0,85 \text{ }^1/\text{час}$

Определяем величину $Z_{ст}$ для периода работы после устройства щели:

$$Z_{ст} = \frac{Z_{\infty}(\mu_1 H_c + \mu_1 \chi B)}{\mu_1 H_c} = \frac{48 \cdot 0,85}{0,75} = 54,44 \text{ мм.} \quad \text{Кривая}$$

снижения уровней после устройства щели будет:

| Часы суток | T | Z _{с+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, скоростной коэффициент:

$$\mu_1 H_c - D + I = 0,63 \text{ }^1/\text{час}, \quad Z_0 = 38 \text{ мм}, \quad Z_{ст} = 5 \text{ мм.}$$

Расчет ведем по формуле:

$$Z_c - \partial + u = \frac{5}{1 + \frac{5 - 38}{38} \cdot e^{-0,63t}} \quad (2.63)$$

После создания щели скоростной коэффициент увеличился

$$\mu_1 H_c - D + I + \mu_1 \chi B = 1,04 \text{ }^1/\text{час}, \quad Z_0 = 38 \text{ мм}, \quad Z_{ст} = 24,8 \text{ мм.}$$

Расчет ведем по формуле:

$$Z_{c-D+I+B_n} = \frac{24,8}{1 + \frac{24,8 - 38}{38} e^{-1,04t}} \quad (2.64)$$

| Часы суток | t часы | Z _{с+и-д} | Z _{с+и-д+в_п} | Z _{в_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, проведению предпроектных изысканий и производственных исследований в процессе эксплуатации. Глубокое рыхление применяют только на фоне закрытого дренажа, так как иначе может произойти избыточная аккумуляция влаги. 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 $\mu_1 Hc - D + I = 0,010^1/\text{час}$, до начала работы $Z_0 = 40 \text{ см}$, $Z_{cm} = 15 \text{ см}$, после начала работы осушителя $\mu_1 Hc - D + I + \mu_1 \chi m_\partial = 0,1^1/\text{час}$, $Z_0 = 38 \text{ см}$, $Z_{cm} = 35 \text{ см}$

Расчеты уровней для бездренажного подъема ведем по формуле:

$$Z_{cm_{c-\partial+u}} = \frac{15,0}{1 + \frac{15,0 - 40,0}{40,0} e^{-0,01t}} \quad (2.65)$$

и во время работы осушителя по формуле:

$$Z_{cm_{c-\partial+u+Dp}} = \frac{35,0}{1 + \frac{35,0 - 38,0}{38,0} e^{-0,1t}} \quad (2.66)$$

Результаты расчетов сведены в таблицу 2.18.

Спад уровней начался в 18 часов, когда, $Z_{c-\partial+u} = 34 \text{ см}$, $Z_{c-\partial+u+Dp} = 36,5$.

Таблица 2.18

| Время суток | Время от начала подъема уровня | Zc-д+и (см) | Время суток час | Время от начала работы дрены | 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 | | | | |

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 3⁰С 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, $\mu_1 H_c - D + I + \mu_1 \chi t \delta = 1$ ¹/час

Поскольку $\mu_1 H_c - D + I + \mu_1 \chi t \delta > \mu_1 H_c$, то отток воды по осушителю превышает инфильтрацию талой воды. Найдем параметр Z_∞ для периода снижения уровня 25 марта по формуле,

$$Z_\infty = \frac{Z_{cm} \cdot \mu_1 H_c}{\mu_1 H_c - D + I + \mu_1 \chi \cdot t \delta} = \frac{30 \cdot 0,5}{1} = 15 \text{ мм.} \quad (2.67)$$

Результаты расчетов сведены в таблицу 2.19

Таблица 2.19

| Время суток | Время от начала спада | $Z_{c-d+i+др}$ | 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. 2.18.) $3,9 \cdot 0,5 = 1,95$ мм.

Приток на 1п.м. осушителя при длине водосбора 25 м составит:

$$q = \frac{1,95 \cdot 25}{2 \cdot 0,7 \cdot 3600} = 0,00967 \text{ л/сек.} \quad (2.68)$$

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

$$\begin{aligned} Q &= q \cdot L = \omega \cdot c \sqrt{Ri} = 0,00967 \cdot L = 0,5 \cdot 0,45 \cdot \frac{0,45^{1/3}}{0,04} \sqrt{0,45 \cdot 0,003} = \\ &= 0,225 \cdot \frac{0,766}{0,04} \cdot 0,0367 = 0,158 \text{ м}^3 / \text{с} = 158 \text{ л} / \text{с}. \end{aligned} \quad (2.69)$$

Откуда находим длину приемной части осушителя:

$$L = \frac{158}{0,00967} = 16339 \text{ м}. \quad (2.70)$$

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:

$$L = \frac{5,22}{0,00967} = 539,8 \text{ м}. \quad (2.71)$$

Увеличение длины водосбора осушителя до 100м увеличит приток $q = 0,0387 \text{ л/с}$, 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 покатых.

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 испарение из снежной массы. Второй недостаток - 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. 2.52. 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.

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: $Z_0^L = 1 \text{ см}$, $Z_{cm}^L = 58 \text{ см}$, $\mu_{Hc} = 0,058 \text{ }^1/\text{м}$,

$$H - D + \mu_1 \cdot \chi B = 0,058 \text{ }^1/\text{м}.$$

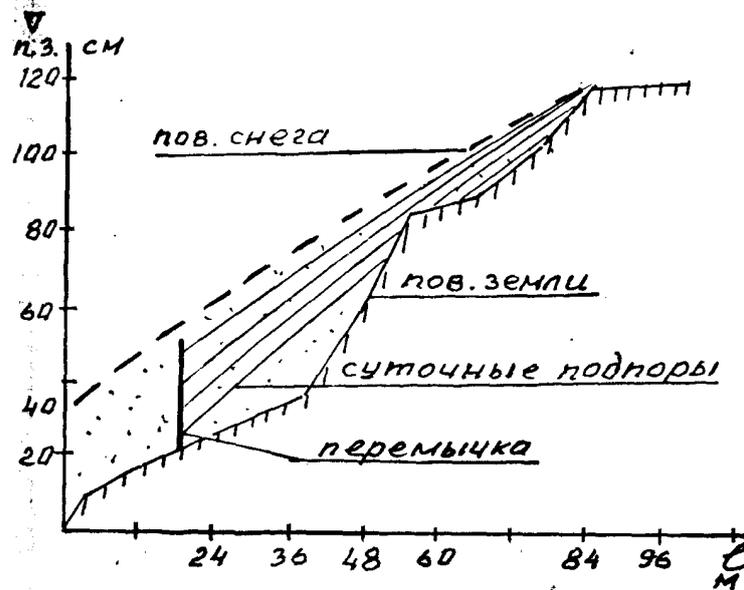


Рис. 2.52. Образование внутриснежного лимана в 1998 году.

Расчет пространственных депрессионных кривых ведется по тем же формулам, что и для временных кривых с заменой переменной «t» на «L»:

$$Z^L = \frac{Z_{cm}^L}{1 + \frac{Z_{cm}^L - Z_0^L}{Z_0^L} e^{-\mu H c^L \cdot L}}. \quad (2.72)$$

Распространение подпора определяем по формуле:

$$L = \frac{1}{H - D + \mu_1 \chi \cdot B} \ln \left(\frac{Z_{cm}^L - Z_0^L}{Z_0^L} \cdot \frac{n}{1 - n} \right). \quad (2.73)$$

Зададим степень приближения Z^L и Z^L_{cm} ; $n = Z^L / Z^L_{cm} = 0,95$

$$L = \frac{1}{0,058} \ln \left(\frac{58 - 11}{58} \cdot \frac{0,95}{1 - 0,95} \right) = 7,58 \text{ м}. \quad (2.74)$$

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.

2.10. 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 является середина дня, когда почва прогревается на солнце.

9. Лучшим временем сезона промывки является поздне-осенний и зимне-весенний период.

10. В весенне-зимний период применимо орошение затоплением тальными 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 позднее-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 рассредоточения поверхностного стока в период ливневых дождей.

16. Промывку следует проводить выборочно, учитывая большую пестроту радиоактивного загрязнения на полях, выделяя делянки 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. Так как 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 зацементированным 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 коагуляции 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. Рекомендуются 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 сравнению 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.

2.11. Математическая модель передвижения радионуклидов по территории

Радионуклиды в почве находятся в водорастворимой, обменной, необменной, прочно фиксированной формах. Формы радионуклидов, физико-химические свойства почв, метеорологические условия влияют на механизм миграции, диффузии в почвенном растворе, в твердой фазе и конвективный перенос стоком воды при фильтрации через почву атмосферных осадков

Причем, для разных почв роль этих процессов переноса различна. Величина коэффициента диффузии ^{137}Cs значительно ниже, чем ^{90}Sr . Поглощенный ^{137}Cs в отличие от ^{90}Sr прочнее сорбируется минералами. Даже песчаные фракции почв могут прочно закреплять ^{137}Cs . Поглощение ^{90}Sr мелким песком меньше, чем остальными фракциями.

Полевые наблюдения за распределением радиации по территории проводились кафедрой Природообустройства и водопользования в Красногорском, Новозыбковском и Злынковском районах Брянской области на легких почвах. Измерения выполнены по линии тока воды на склонах (перпендикулярно горизонталям) через 10-20 м.

При исследовании разных систем живой и неживой природы разными исследователями установлено, что наиболее общими уравнениями являются диффузионно-кинетические уравнения. Причем, присутствие в правой части дифференциальных уравнений одновременно диффузионной и кинетической составляющих не обязательно. В конкретных системах может быть важным или диффузионный, или кинетический член уравнения- все зависит от скорости определяющих стадий процесса.

Исследованиями кафедры «Природообустройства и водопользования» земель БГСХА установлено, что для процессов движения грунтовых вод, внутриснежных вод во время таяния, передвижения влаги в ненасыщенных почвах при испарении, процессов водной эрозии почв и др. вполне достаточно использовать кинетические уравнения. Перечисленные процессы родственны процессам переноса массы радионуклидов движущейся жидкостью.

Это допущение использовано при анализе уровней радиации по пространственной координате.

Чтобы предсказать изменение радиации в любой точке пространства нужно знать три параметра:

Z_0 - параметр, характеризующий радиацию на верхней границе водосбора относительно оси отсчета $O-O$, к которой как к асимптоте стремятся все пространственные кривые радиации для различных моментов времени.

Z_{∞} - это параметр, характеризующий радиацию в момент стабилизации процесса относительно той же оси.

μH - комплексный параметр, характеризующий максимальную удельную пространственную интенсивность изменения радиации.

Для нахождения параметров Z_0 , Z_{∞} , μH необходимо экспериментальные значения радиации через 10-20м нанести на график с ординатой

$$\Psi = \frac{Z_{\ell+\Delta\ell} - Z_{\ell}}{Z_{\ell+\Delta\ell}} \text{ и с абсциссой } Z.$$

Для нахождения Z_0 , а значит, и положения оси отсчета $O-O$ нужно задаться сначала значением $Z_0 = 0$ или близким к нулю значением, а затем, постепенно увеличивая его, методом последовательных приближений добиться на графике совершенной линейной зависимости.

$$\Psi = \frac{Z_{\ell+\Delta\ell} - Z_{\ell}}{Z_{\ell+\Delta\ell}} \text{ от } Z_{\ell}. \quad (2.75)$$

После преобразования кривых снижения радиации в прямую линию, продолжают эту линию до пересечения с осью

абсцисс и осью ординат. На оси ординат получают отрезок, численно равный

$$\Psi_M = 1 - e^{-\mu_1 H \Delta \ell} \quad (2.76)$$

откуда, зная пространственный интервал $\Delta \ell$, находят

$$\mu_1 H = - \frac{\ln(1 - \Psi_M)}{\Delta \ell} \quad (2.77)$$

На оси абсцисс отсекается отрезок Z_∞ (рис. 2.53.)

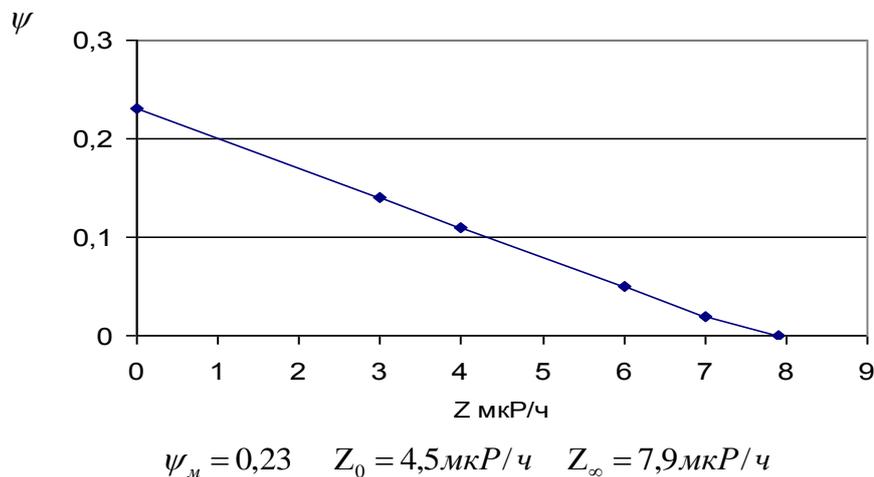


Рис. 2.53. Определение параметров к расчету кинетической кривой изменения радиации

Все полученные в ходе полевых работ экспериментальные кривые снижения радиации за счет перемещения вниз по склону радионуклидов легко преобразовывались описанным выше способом в прямую линию, что свидетельствует о возможности описания процесса кинетическими моделями. Это позволяет решить задачу описания изменения радиационного фона и

удельной активности территорий с помощью математической модели.

Радиоактивные продукты перемещаются в почве либо вместе с частицами – носителями, либо в растворенном виде в результате смыва с поверхности частиц почвы, либо в результате их разрушения. Важнейшим фактором, влияющим на водную

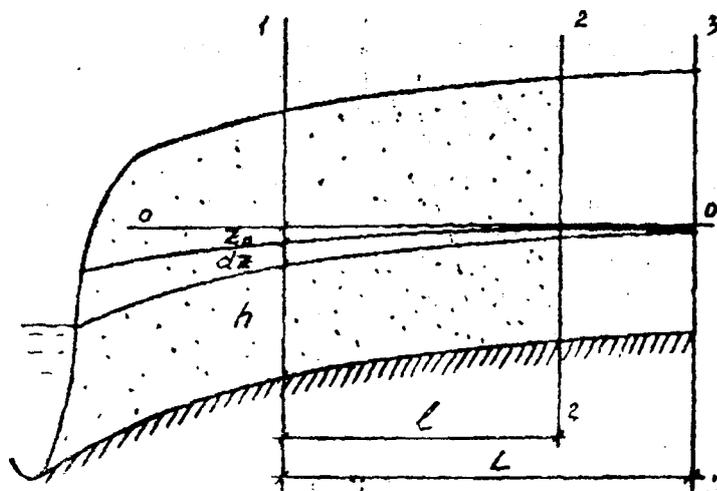


Рис. 2.54. Схематизация перемещения радионуклидов вместе с водой по водоупору

h – характеризует концентрацию радионуклидов в почве или снеге.
 Z – снятая концентрация радионуклидов потоком воды.

миграцию радионуклидов, является влажность почвы. Они переносятся с током воды при фильтрации через почву, перемещаются движущимися потоками пара, поднимаются по капиллярам к испаряющейся поверхности в ненасыщенной почве, к корневой системе растений и далее внутри побегов к листьям, где расходуются на транспирацию.

Перенос радионуклидов осуществляется силой P , пропорциональной разности концентраций радионуклидов на

водоразделе и в рассматриваемом сечении, т.е. $P=\alpha Z$, с градиентом $\alpha Z/L$.

Активное живое сечение потока нуклидов F принимается пропорциональным « h » – концентрации нуклидов в почве, т.е. $F = \beta h b$, где b – ширина потока. Нуклиды занимают капилляры и поры почвы далеко не все: имеются закрытые, тупиковые поры и капилляры, куда не проникает вода; поры с нерастворившимися радионуклидами; капилляры, куда не попала вода из-за неполного насыщения почвы водой. В большинстве случаев радионуклиды в почве присутствуют в незначительных концентрациях. Масса, например, 1 Ки ^{90}Sr оставляет $7 \cdot 10^{-3}$ г, 200 пКи/кг почвы $^{90}\text{Sr} = 1,4 \cdot 10^{-12}$ г/кг почвы. Масса 1 Ки цезия – 137 составляет 11,5 мг. Нуклиды перемещаются не по полным сечениям водных потоков, также движется влага в диапазоне продуктивной влаги, заполняя лишь отдельные капилляры, не перемешиваясь.

В общем случае кривая, характеризующая концентрацию радионуклидов по линии тока воды, является слегка изогнутой. Допускается, что ее можно считать прямой линией. Кривые концентрации, соответствующие разным моментам времени, бесконечно приближаются к оси 0-0 как к своей асимптоте. Ось 0-0 характеризует наивысшую концентрацию радионуклидов « H_b ».

С некоторым уровнем достоверности можно принять, что кривые концентрации пересекаются в точке 0, расположенной дальше границы водосбора.

Запишем уравнение баланса в дифференциальной форме для сечения 1-1, совместив входное сечение с водоразделом:

$$\frac{\ell \cdot \varphi \cdot K_c \cdot b \cdot dZ}{dt} = \frac{\beta \cdot h \cdot b \cdot \alpha \cdot Z \cdot K_p}{L}, \quad (2.78)$$

где K_c – коэффициент содержания радионуклидов в почве,
 K_p – коэффициент радионуклидопроводности,
 α, β – коэффициенты пропорциональности,
 φ – коэффициент, характеризующий форму кривой концентрации в пространстве. Коэффициент φ находится из пропорции

$$\varphi = \frac{2L-l}{2L} . \quad (2.79)$$

Так как $h = H_B - Z$,

$$\frac{dZ}{dt} = \frac{\beta\alpha K_P (H_B - Z)Z}{Ll\varphi K_C} . \quad (2.80)$$

Обозначим $\frac{\beta\alpha K_P}{Ll\varphi K_C} = \mu$, тогда $\frac{dZ}{dt} = \mu(H_B - Z)Z$. (2.81)

При постоянном коэффициенте содержания радионуклидов, изменение слоя снятой концентрации потоком воды « Z » будет равно изменению оставшейся концентрации « h » за тот же промежуток времени, т.е.:

$$-\frac{dh}{dt} = \mu(H_B - Z)Z . \quad (2.82)$$

Таким образом, уравнения (2.81.-2.82.) описывают взаимодействие двух компонентов системы « h » и « Z ».

Заменив временную координату « t » пространственной вдоль линии тока воды « l », получим:

$$\frac{dZ}{dl} = \mu(H_B - Z)Z . \quad (2.83)$$

Интегрируя уравнение (2.83) при начальных значениях $l=0, Z=Z_0$, получаем:

$$Z = \frac{H_B}{1 + \frac{H_B - Z_0}{Z_0} e^{-\mu H_B l}} \quad (2.84)$$

Полученное выражение (2.84.), описывающее закон снижения концентрации радионуклидов по уклону склона, дает кинетические кривые, близкие по форме S – образным кривым.

Модель (2.83) проверена на обширных экспериментальных материалах определения радиоактивного загрязнения водосборов западных районов Брянской области, собранных авторами во время полевых экспедиций, и дала хорошие результаты.

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

$$\frac{dZ}{d\ell} = \mu_1(H_B - Z)Z - \mu_2 Z^2, \quad (2.85)$$

$\mu_2 Z^2$ – характеризует скорость выпадения радионуклидов из движущегося потока воды.

Из условия равновесия $\frac{dZ}{d\ell} = 0$ можно найти выражение для равновесной величины снятой концентрации радионуклидов потоком воды Z_∞ .

$$\frac{dZ}{d\ell} = 0 = \mu_1(H_B - Z_\infty)Z_\infty - \mu_2 Z_\infty^2, \quad (2.86)$$

откуда $Z_\infty = H_B \frac{\mu_1}{\mu_1 + \mu_2}$.

С учетом этого уравнение принимает вид

$$\frac{dZ}{d\ell} = \frac{\mu_1 H_B}{Z_\infty} \cdot (Z_\infty - Z)Z \quad (2.87)$$

Решив уравнение, получим:

$$Z = \frac{Z_\infty}{1 + \frac{Z_\infty - Z_0}{Z_0} e^{-\mu_1 H_B \cdot \ell}}. \quad (2.89)$$

Построенная модель изменения радиоактивного загрязнения в пространстве применима для прогнозирования хода очищения территорий от радионуклидов, расчета мероприятий по ускорению поверхностного и грунтового стока.

2.12. Методы расчетов влияния сельскохозяйственного дренажа на распределение радионуклидов по территории

Построенная выше кинетическая модель описывает природный процесс изменения уровня радиации за счет стекания воды по водоупору и обратного процесса выпадения радионуклидов из потока, происходящий на естественном водосборе. При устройстве на водосборе дренажа к вышеперечисленным причинам изменения радиации добавится снижение радиации под влиянием дренажа. Полное дифференциальное уравнение в этом случае имеет вид:

$$\frac{dZ}{d\ell} = \frac{\mu_1 H_B}{Z_\infty} (Z_\infty - Z) \cdot Z + \mu_1 \chi \cdot (m_\delta - Z) \cdot Z, \quad (2.90)$$

где $\mu_1 \cdot (m_\delta - Z) \cdot Z$ - скорость изменения концентрации радионуклидов за счет притока к дрене из области, лежащей выше уровня заложения дрены;

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

m_δ - глубина заложения дрены относительно общей оси отсчета о-о

Найдем выражение для логарифмической скорости изменения уровня

$$\frac{d \ln Z}{d\ell} = \frac{\mu_1 H_B}{Z_\infty} (Z_\infty - Z) + \mu_1 \chi \cdot (m_\delta - Z) \quad (2.91)$$

или после преобразований:

$$\frac{d \ln Z}{d\ell} = \left(\frac{\mu_1 H_B}{Z_\infty} + \mu_1 \chi \right) \cdot \left[\frac{\mu_1 H_B + \mu_1 \chi \cdot m_\delta}{\mu_1 (H_B + \chi Z_\infty)} \cdot Z_\infty - Z \right]. \quad (2.92)$$

Согласно уравнению (2.91) относительная (логарифмическая) скорость снижения уровня является линейной убывающей функцией снятой концентрации. Если представить

расчетные или экспериментальные данные в координатах $\frac{d \ln Z}{d \ell}$; Z или в координатах $\Psi = (Z_{\ell+\Delta \ell} - Z_{\ell}) / Z_{\ell+\Delta \ell}$ и Z_{ℓ} , то кинетические кривые преобразуются в прямую линию. Прямая, построенная в координатах Ψ и Z , отсекает на оси ординат отрезок:

$$\Psi_M = 1 - e^{-(\mu_1 \cdot H_B + \mu_1 \cdot \chi m_o) \cdot \Delta \ell} \quad (2.93)$$

а на оси абсцисс отрезок:

$$Z_{cm} = \frac{(\mu_1 H_B + \mu_1 \chi \cdot m_o) \cdot Z_{\infty}}{\mu_1 (H_B + \chi Z_{\infty})} \quad (2.94)$$

Интегрирование дифференциального уравнения дает следующее аналитическое выражение для описания изменения уровня грунтовых вод с учетом влияния дрены:

$$Z = \frac{Z_{CT}}{1 + \frac{Z_{CT} - Z_0}{Z_0} e^{-(\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_o) \ell}} \quad (2.95)$$

Если известны параметры обобщенной кинетики Z_0 , Z_{CT} и $(\mu_1 H_B + \mu_1 \chi \cdot m_o)$, то, используя уравнение (2.95), можно предсказать изменение уровня радиации в точке пространства.

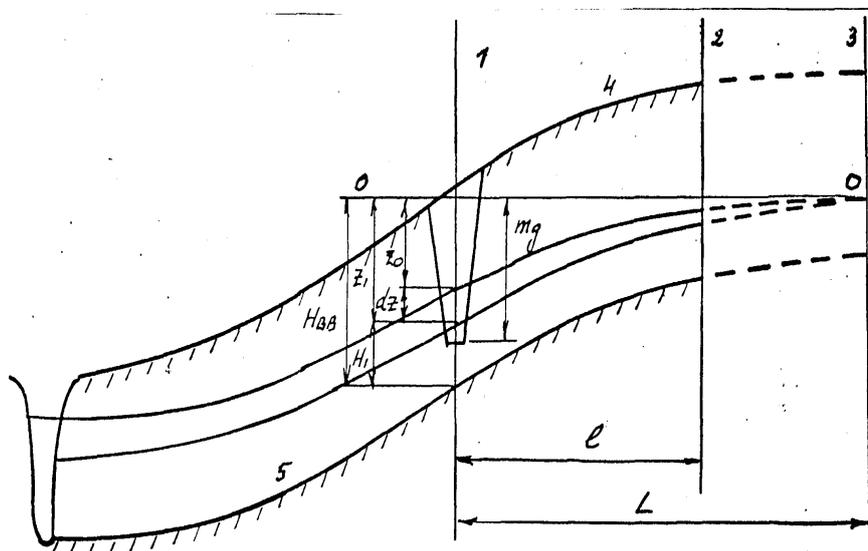


Рис.2.55. Схематизация перемещения радионуклидов с водосбора с притоком к дрене

- 1- створ осушительного канала;
- 2- створ границы водораздела;
- 3- гипотетическая точка пересечения S- образных депрессионных кривых с осью отсчета o-o;
- 4- поверхность земли;
- 5- водоупор.

Для доказательства правильности основных положений модели необходимо показать возможность линеаризации полученных по экспериментальным данным S- образных кинетических кривых $Z = f(\ell)$ при представлении результатов в виде зависимости:

$$\Psi = \frac{Z_{\ell+\Delta\ell} - Z_{\ell}}{Z_{\ell+\Delta\ell}} = f(Z_{\ell}). \quad (2.96)$$

Модель проверялась по данным, полученным нами в ходе полевых работ в сентябре 2005 года на осушительной системе бывшего колхоза Комсомолец (населенные пункты: Горка, Колодезский, Грива) Новозыбковского района Брянской области.

На рис.2.56. видно, что в створе №4 скоростной

коэффициент, характеризующий максимальную удельную интенсивность изменения радиации под влиянием нижнего по направлению стока воды канала (II).

$$\mu_1 N_B + \mu_1 \chi m_0 = 0,0232 \text{ 1/м .}$$

На участке I скоростной коэффициент $\mu_1 N_B + \mu_1 \chi m_0 = 0,0241 \text{ 1/м}$ оказался больше, чем на участке II, т.к. сказалось влияние верхнего по течению воды канала. Из рисунка видно, что замкнутое понижение в значительной степени задерживает поступление радионуклидов в канал.

В створе №6 (рис.2.57.) на распределение радионуклидов сказывается влияние 3-х каналов. Участок IV подвержен влиянию нижнего центрального канала и для него

$$\mu_1 N_B + \mu_1 \chi m_0 = 0,0285 \text{ 1/м.}$$

На участке III влияние оказывают два канала, расположенных ниже по направлению стока

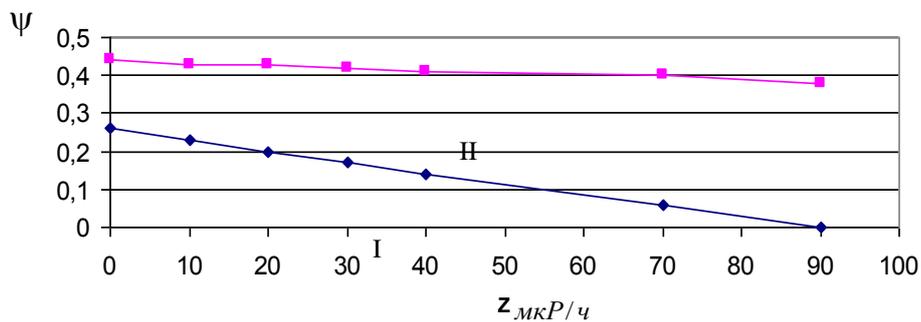
$$\mu_1 N_B + \mu_1 \chi m_0 = 0,064 \text{ 1/м,}$$

т.е. скоростной коэффициент здесь выше, чем в предыдущем случае.

На участке II оказывают влияние три канала и скоростной коэффициент здесь еще выше

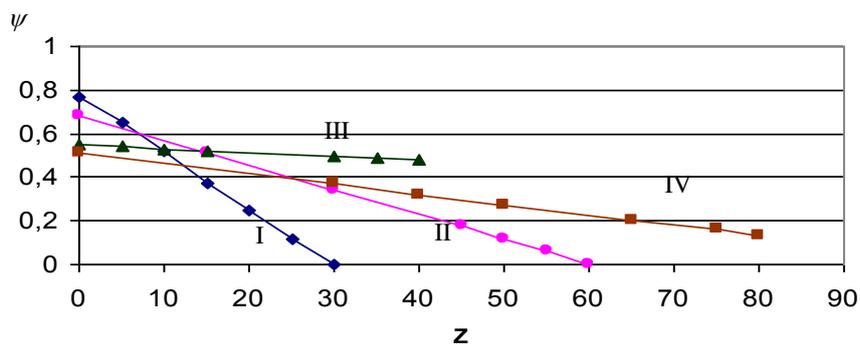
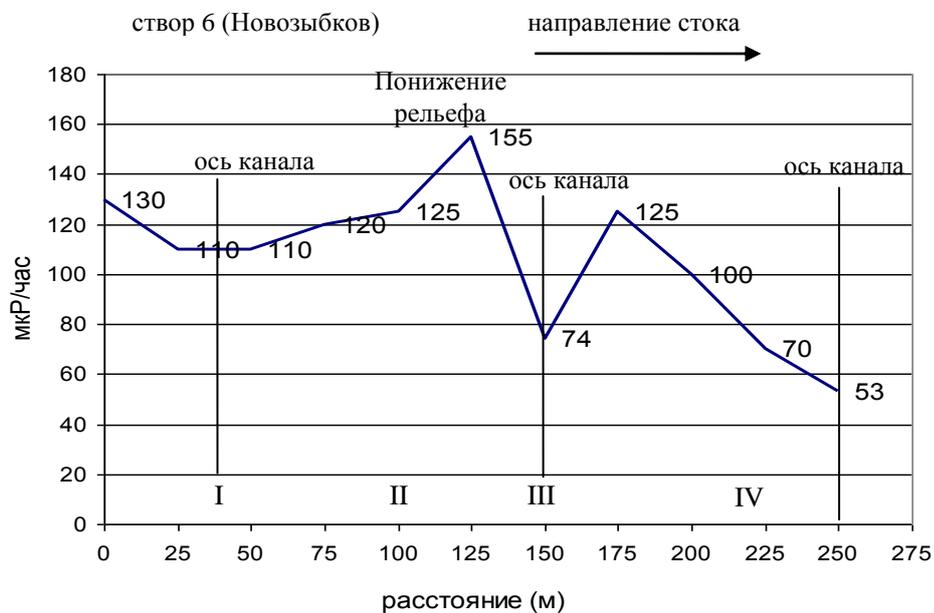
$$\mu_1 N_B + \mu_1 \chi m_0 = 0,076 \text{ 1/м,}$$

хотя и незначительно, поскольку участок расположен на противотоке воды по отношению к верхнему каналу.



$$\begin{aligned}
 \text{I } \psi_1 &= 0,26 \quad \Delta \ell = 12,5 \text{ м} \quad Z_0 = 10 \text{ мкР/ч} \\
 \mu_1 H_e + \mu_1 \chi t g &= 0.0241 \frac{1}{\text{м}} ; \\
 \text{II } \psi_2 &= 0,44 \quad \Delta \ell = 25 \text{ м} \quad Z_0 = 13 \text{ мкР/ч} \\
 \mu_1 H_e + \mu_1 \chi t g &= 0.0231 \frac{1}{\text{м}}
 \end{aligned}$$

Рис. 2.56. Влияние двух осушительных каналов на распределение радиации по территории в створе №4



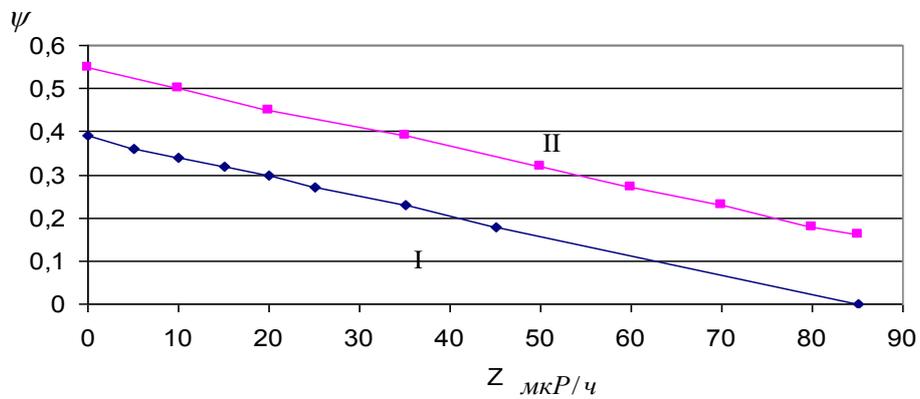
I $\psi_1 = 0,77$; $\Delta \ell = 12,5$ м; $Z_0 = 10$; $\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_d = 0,117$ 1/м (max)

II $\psi_2 = 0,68$; $\Delta \ell = 15$ м; $Z_0 = 15$; $\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_d = 0,076$ 1/м

III $\psi_3 = 0,55$; $\Delta \ell = 12,5$ м; $Z_0 = 3$; $\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_d = 0,064$ 1/м

IV $\psi_4 = 0,51$; $\Delta \ell = 25$ м; $Z_0 = 30$; $\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_d = 0,0285$ 1/м (min)

Рис. 2.57. Влияние трех осушительных каналов на распределение радиации по территории в створе №6



$$I \psi_1 = 0,39; Z_0 = 5 \text{ мкР/ч}; \mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_d = -\frac{\ln(1-0,39)}{25} = 0,0198 \text{ 1/м}$$

$$II \psi_2 = 0,55; Z_0 = 10 \text{ мкР/ч}; \mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_d = -\frac{\ln(1-0,55)}{12,5} = 0,0639 \text{ 1/м}$$

Рис. 2.58. Пространственная кривая изменение уровня γ -фона в створе 7 с двумя осушительными каналами и линзой торфа.

Самый высокий скоростной коэффициент оказался на участке I:

$$\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_0 = 0,117 \text{ 1/м,}$$

здесь влияют три канала и влияние совпадает с общим направлением стока воды.

В створе №7 (рис.2.58.) на участок I оказывают влияние два канала. По отношению к верхнему каналу участок расположен на противотоке воды и поэтому скоростной коэффициент существенно ниже, чем на участке II, находящимся под влиянием одного канала:

$$\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_0 = 0,0198 \text{ 1/м} < \mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_0 = 0,0639 \text{ 1/м}$$

В створе №7 между каналами обнаружена при полевых обследованиях линза торфа, на которой, очевидно, происходит усиленный вертикальный перенос радионуклидов в нижележащие слои грунта.

Как видно из рисунков, рассчитанные по математической модели значения хорошо соответствуют экспериментальным данным.

2.13. Мероприятия, ускоряющие поверхностный, внутрипочвенный и грунтовый сток

Выполненные кафедрой Природообустройства и водопользования многочисленные полевые измерения радиации на осушенных и неосушенных склоновых и пойменных землях убедительно показывают, что с ускорением стока воды радиация понижается, с замедлением или прекращением – повышается. Влияет даже незначительное изменение уклона на профиле склона. В замкнутых понижениях рельефа радиация особенно высокая.

В мелиорации разработан обширный арсенал методов и способов осушения, ускоряющих поверхностный и грунтовый сток: открытые собиратели (каналы), искусственные ложбины, закрытые собиратели (закрытые каналы или дрены с засыпкой траншей фильтрующими материалами); кротование, глубокая вспашка, бороздование, грядование поверхности и пр. в сочетании с собирателями; организация поверхностного стока путем планировки поверхности земли; открытые осушители, закрытые осушители (дрены); глубокие ловчие каналы; нагорные каналы; противозрозионные мероприятия на склонах. Обычно эти мероприятия тесно связаны с временем отвода воды из корнеобитаемого слоя, с поверхности почвы, из пахотного горизонта, которое определяется требованиями сельскохозяйственного производства к содержанию влаги в почве и к продолжительности затопления поверхности.

Наиболее полно этим требованиям отвечают открытые каналы. Исследования на реальных, существующих системах также показали, что открытые каналы способствуют более быстрому снижению концентрации радионуклидов на прилегающих к каналу территориях, чем дрены.

Каналы размещают поперек направления движения поверхностной и грунтовой воды. В этом случае время добегания воды, движущейся тонким слоем по поверхности и в виде ручейков, а также по плужной подошве или по границе оттаивания и замерзания при весеннем снеготаянии будет минимальным. Время отвода радионуклидов тем меньше, чем меньше расстояние между каналами и чем больше скорость движения воды. Повышению скорости движения воды способствует организация поверхностного стока с проведением планировки поверхности, с ликвидацией застойных и слабопроточных понижений. Хороший эффект по отводу радионуклидов дает устройство воронок - водовыпусков через кавальеры и приканальные дамбы, который обнаружился в ходе обследований на осушительной системе н.п. Колодезский Новозыбковского района. Воронку желательно приурочить к местным понижениям.

При наличии слабопроницаемых почв и слабовыраженном уклоне вода на плужной подошве может задерживаться неделями, расходуясь только на испарение.

В дополнение к открытым каналам необходимо проводить мероприятия по повышению впитывающей способности почвы (рыхление и др.).

Применение закрытых собирателей, т.е. дренажных труб, засыпанных хорошо фильтрующим материалом до поверхности земли или до пахотного слоя целесообразно сочетать с использованием в качестве фильтрующего слоя природных или модифицированных (в виде гранул) цеолитов, обладающих высокой поглотительной способностью относительно радионуклидов. Фильтрующую цеолитовую засыпку приурочивают к понижениям микрорельефа, укладывая непрерывно или пунктирно.

Планировка поверхности с приданием рельефу выраженного в одном направлении уклона, с ликвидацией замкнутых и слабопроточных понижений обеспечивает отвод поверхностных вод в собиратели. Причем нет необходимости засыпать собиратели дорогим фильтрующим материалом. Можно увеличивать расстояние между собирателями. Однако, при этом затрудняется отвод воды из пахотного слоя почвы и процесс окультуривания ее.

Как показали полевые измерения содержания радионуклидов, именно в пахотном горизонте на минеральных почвах содержится до 90% радионуклидов. На хорошо проницаемых торфяниках они уходят с водой вглубь почвы.

Поэтому для интенсивного освобождения земель от радионуклидов, закрытая регулирующая сеть с гранулированным цеолитом в качестве засыпки должна дополняться планировкой поверхности, а на тяжелых почвах агрономелиоративными мероприятиями.

В настоящее время планировку проводят длиннобазовым планировщиком в 2-5 следов с засыпкой отдельных понижений и срезкой бугров. Глубина срезки 10-15-20 см.

При часто встречающихся в западных районах области малых уклонах поверхности, расчетное расстояние между закрытыми собирателями не превышает 8-15 м. Для увеличения расстояния между собирателями применяют кротовый и щелевой дренаж, колодцы-поглотители и агромелиоративные приемы, направленные на ускорение поверхностных и внутрипочвенных вод. Их применение увеличивает расстояние между собирателями в 2 раза.

Западные районы Брянской области, загрязненные радионуклидами, отличаются часто встречающимися заболоченными и переувлажненными территориями. На них в 60-80-е годы построено множество осушительных систем. В настоящее время они повсеместно нуждаются в ремонте, в очистке каналов от кустарника, мелкоколесья и от наносов. Тем не менее, как показали обследования, в каналах и закрытых коллекторах течет вода и они продолжают, хоть и не в полной мере, выполнять свои функции. Приборы, регистрирующие содержание радионуклидов в почве четко фиксируют снижение концентраций к каналам и повышение к середине межканального пространства, т.е. образуются своеобразные депрессионные кривые, аналогичные кривым изменения уровня грунтовых вод.

Увеличения скорости движения грунтовых вод и перемещения радионуклидов с потоком можно добиться только за счет увеличения гидравлического уклона потока или градиента напора. Этому служат осушители – каналы и дрены. Между уровнем воды и концентрации радионуклидов в ней на водосборе и в канале (дрене) образуется градиент напора, за счет которого вода будет стекать в канал, вынося радионуклиды из почвы.

Разработанные математические модели передвижения радионуклидов по водоупору к естественным понижениям и к осушительным каналам, позволяют рассчитывать расстояние между осушителями в конкретных почвенно-гидрогеологических, рельефных условиях, степени радиоактивного загрязнения территории и необходимой скорости реабилитации ее.

$$\frac{dZ}{d\ell} = \frac{\mu_1 H_B}{Z_\infty} (Z_\infty - Z)Z + \mu_1 \chi (m_q - Z)Z, \quad (2.97)$$

$$Z = \frac{Z_{CT}}{1 + \frac{Z_{CT} - Z_0}{Z_0} e^{-(\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_q)\ell}}. \quad (2.98)$$

где $\mu_1 \chi (m_q - Z)Z$ – интенсивность изменения концентрации радионуклидов за счет притока к дрене из области, лежащей выше уровня заложения дрены.

Рассмотренные выше мероприятия по ускорению отвода поверхностных и грунтовых вод должны включать сооружения, обеспечивающие очистку воды от радионуклидов перед сбросом ее в естественный или искусственный водоприемник и по пути следования потока воды от регулирующих элементов осушительной сети к проводящим каналам разного порядка.

2.14 Правила размещения открытых собирателей на водосборных площадях

Правила размещения рассмотрим на примере.

Пусть по материалам полевых исследований получили пространственную кривую изменения мощности экспозиционной дозы с параметрами:

$$Z_0^L = 125 \text{ мкР/ч}; \quad Z_\infty^L = 180 \text{ мкР/ч}; \quad \mu_1 H_{BB}^L = 0,029 \text{ 1/м}$$

$$Z^L = \frac{Z_\infty^L}{1 + \frac{Z_\infty^L - Z_0^L}{Z_0^L} \cdot e^{-\mu_1 H_{BB}^L \cdot L}} \quad (2.100)$$

Возьмем точку на кривой на расстоянии 30 м от начала координат, значит: $Z_0^T = 180 - 152,03 = 27,97 \text{ мкР/ч}$. Пусть анализ

наблюдений в данной точке за изменением радионуклидов во времени показал, что $Z_{\infty}^T = 150 \text{ мкР/ч}$; $\mu_1 H_{BB} = 0,33 \text{ 1/год}$.

Таблица 2.20

Расчеты пространственной экспериментальной кривой изменения мощности экспозиционной дозы

| L, м | $E^{-0,029}$ | Z^L , мкР/ч |
|------|--------------|---------------|
| 10 | 0,748 | 135,44 |
| 20 | 0,559 | 144,46 |
| 30 | 0,419 | 152,03 |
| 40 | 0,313 | 158,17 |
| 50 | 0,235 | 163,2 |
| 60 | 0,176 | 167,13 |
| 70 | 0,131 | 170,1 |
| 80 | 0,098 | 172,6 |
| 90 | 0,074 | 174,2 |
| 100 | 0,06 | 175,4 |
| 110 | 0,04 | 176,8 |
| 120 | 0,031 | 177,5 |
| 130 | 0,023 | 178,2 |

Найдем Z_0^L через 2 года:

$$Z_{0,T^L} = \frac{Z_{\infty}^L}{\frac{Z_{\infty}^L - (Z_{\infty}^L - Z_{30}^T)}{(Z_{\infty}^L - Z_{30}^T) \cdot e^{-0,02930}} + 1}, \quad (2.101)$$

где Z_{30}^T - значение Z по временной кривой через 2 суток в точке, отстоящей от начала координат на 30м.

Зная Z_0^L через 2 года, построим пространственные депрессионные кривые, соответствующие разным моментам времени (рис.2.59.)

Если известен скоростной коэффициент пространственных кривых, то достаточно иметь наблюдения по двум точкам, чтобы определить параметры пространственных кривых. $Z_{0,T}^L$; Z_{∞}^L

Параметры кривых рис.2.59.

$$Z_{\infty}^L = 180 \text{ мкР/ч}; \mu_1 H_{BB}^L = 0,029 \text{ 1/м}; \Delta L = 10 \text{ м}$$

1. $Z_0^L = 125 \text{ мкР/ч};$ 2. $Z_0^L = 99,45 \text{ мкР/ч};$ 3. $Z_0^L = 72,87 \text{ мкР/ч};$
4. $Z_0^L = 50,7 \text{ мкР/ч};$ 5. $Z_0^L = 34,88 \text{ мкР/ч};$ 6. $Z_0^L = 26,12 \text{ мкР/ч};$
7. $Z_0^L = 19,78 \text{ мкР/ч};$ 8. $Z_0^L = 17,21 \text{ мкР/ч};$

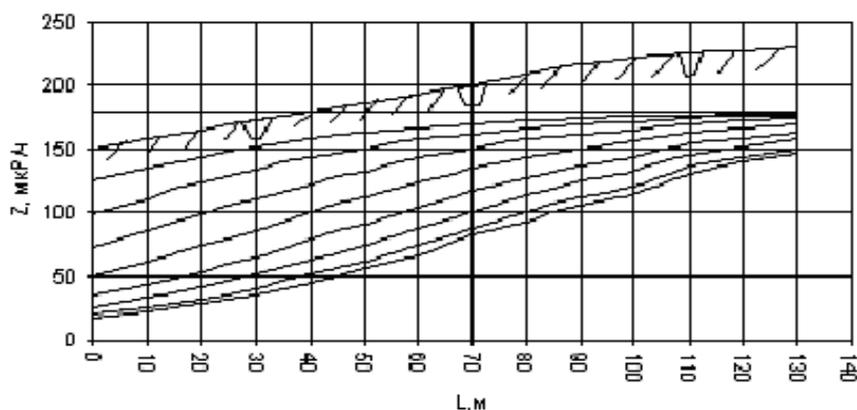


Рис. 2.59. Размещение каналов ускоряющих сток воды и радионуклидов на водосборной площади.

Рассчитаем временную кривую точке $L = 30 \text{ м}$.

$$Z_{\infty}^T = Z_{\infty}^L - Z_{14 \text{ лет}}^L = 180 - 36,3 = 147,$$

$$Z_0^T = Z_{\infty}^L - Z_{30}^L = 180 - 152,03 = 27,97.$$

За 14 лет от начала снижения уровень понизился на $9,91 \text{ мЗв}$ или $113,13 \text{ мкР/ч}$, осталось 36 мкР/ч или $2,3 \text{ мЗв/г}$.

Для ускорения снижения уровня строим в точке $L = 30 \text{ м}$ канал, что увеличивает скоростной коэффициент в два раза т.е.

$$\mu_1 H_B^T = 0,66 \text{ 1/сут},$$

$$Z_{\infty}^T = Z_{\infty}^T - Z_{14 \text{ лет}}^L = 180 + 35 - 36,3 = 178,7,$$

$$Z_0^T = Z_{\infty}^L - Z_{30}^L = 180 - 152,03 = 27,97,$$

где 35 мкР/ч – увеличение стационарной мощности экспозиционной дозы после строительства канала в точке профиля с координатой 30м.

Таблица 2.21

Расчеты временной кривой изменения мощности экспозиционной дозы, без строительства канала в точке профиля с координатой 30м, (рис. 2.59.)

| Т, год | Z^T , мкР/ч | ΔZ^T , мкР/ч |
|--------|---------------|----------------------|
| 0 | 27,97 | |
| 2 | 45,65 | 17,68 |
| 4 | 68,4 | 22,75 |
| 6 | 92,1 | 23,7 |
| 8 | 113,3 | 21,2 |
| 10 | 125,6 | 12,34 |
| 12 | 131,1 | 10,46 |
| 14 | 141,1 | 5 |

Таблица 2.22

Расчеты временной кривой изменения мощности экспозиционной дозы после строительства канала в точке профиля с координатой 30м, (рис. 2.59.)

| Т, год | Z^T , мкР/ч | ΔZ^T , мкР/ч |
|--------|---------------|----------------------|
| 0 | 27,97 | |
| 2 | 72,6 | 44,63 |
| 4 | 129,5 | 56,9 |
| 6 | 161 | 31,5 |
| 8 | 174 | 13 |
| 10 | 177,4 | 3,4 |
| 12 | 178,3 | 0,5 |
| 14 | 178,6 | 0,3 |

За 14 лет от начала снижения уровень понизился на 13,2 мЗв или 150,63 мкР/ч.

Строим в точке $L = 70$ м второй канал $\mu_1 H_B^T = 0,76$ 1/сут

$$Z_{\infty}^T = Z_{\infty}^L - Z_{14,лет}^L = 180 + 82 - 81,8 = 180,2 \text{ мкР/ч.}$$

где 82 мкР/ч – приращение стационарной мощности экспозиционной дозы после строительства канала в точке профиля с координатой 70 м.

$$Z_0^T = Z_\infty^L - Z_{70}^L = 180 - 170,1 = 9,5 \text{ мкР/ч.}$$

Таблица 2.23

Расчеты временной кривой изменения мощности экспозиционной дозы, после строительства канала в точке профиля с координатой 70 м, (рис. 2.59.)

| T, год | Z^T , мкР/ч | ΔZ^T , мкР/ч |
|--------|---------------|----------------------|
| 0 | 9,5 | |
| 2 | 36,3 | 26,8 |
| 4 | 94,8 | 58,5 |
| 6 | 152,7 | 57,9 |
| 8 | 173,3 | 20,6 |
| 10 | 178,6 | 5,3 |
| 12 | 179,8 | 1,2 |
| 14 | 180,1 | 0,3 |

За 14 лет от начала снижения уровень понизился на 14,9 мЗв или 170,6 мкР/ч, осталось 9,5 мкР/ч или 0,8 мЗв/год.

Таким путем можно проанализировать необходимость устройства каналов по всему склону, и наметить места их расположения. Очевидно, что одинаковое расстояние между каналами возможно только в частном случае.

2.15. Требования к предпроектным изысканиям по изучению радиоактивного загрязнения местности

При составлении техно-рабочего проекта инженерных мероприятий в ходе предпроектных изысканий проводятся измерения концентрации радионуклидов по линиям тока воды на склонах по характерным, типичным склонам. Дальнейший анализ осуществляется с помощью математической модели:

$$\frac{dZ}{dL} = \frac{\mu_1 H_B}{Z_\infty} (Z_\infty - Z) \cdot Z \quad (2.102)$$

Решение уравнения:

$$Z = \frac{Z_\infty}{1 + \frac{Z_\infty - Z_0}{Z_0} \cdot e^{-\mu_1 H_B \cdot L}}, \quad (2.103)$$

где Z - снятая концентрация радионуклидов потоком воды;

L - расстояние вниз по линии тока воды от водораздела;

Z_0 - параметр характеризующий снятую радиацию на верхней границе водосбора относительно оси отсчета 0-0, к которой как к асимптоте стремятся все пространственные кривые радиации для различных моментов времени;

Z_∞ - параметр, характеризующий снятую радиацию в момент стабилизации процесса относительно той же оси 0-0;

$\mu_1 H_B$ - комплексный параметр, характеризующий максимальную удельную пространственную интенсивность изменения радиации.

Для нахождения параметров Z_0 , Z_∞ , $\mu_1 H_B$ необходимо экспериментальные значения радиации через 10-20м нанести на график с ординатой

$$\psi = \frac{Z_{L+\Delta L} - Z_L}{Z_{L+\Delta L}} \text{ и абсциссой } Z_L$$

Для нахождения Z_0 , значит и положения оси отсчета 0-0, нужно задаться сначала значением Z_0 близким к нулю, а затем, постепенно увеличивая его, методом последовательных приближений добиться на графике совершенной линейной зависимости ψ от Z_L . После преобразования кривых снижения радиации вдоль линии тока воды в прямую линию, продолжают эту линию до пересечения с осью абсцисс и осью ординат. На оси ординат получают отрезок численно равный $\psi_m = 1 - e^{-\mu_1 H_B \Delta L}$

Зная, пространственный интервал ΔL находят

$$\mu_1 H_B = -\frac{\ln(1-\psi_m)}{\Delta L}$$

На оси абсцисс отсекается отрезок Z_∞ .

С помощью уравнения (2.103) определяется интенсивность снижения концентрации радионуклидов вниз по склону за счет самоочищающей способности потоков воды без влияния защитных инженерных мероприятий. По данным многочисленных полевых измерений радиации у подножья склона концентрация радионуклидов по сравнению с водоразделом снижается до 2-х и более раз.

При устройстве на склонах осушителей к естественным причинам изменения радиации добавиться снижение под влиянием осушителей.

Полное дифференциальное уравнение в этом случае имеет вид:

$$\frac{dZ}{dL} = \frac{\mu_1 H_B}{Z_\infty} (Z_\infty - Z) \cdot Z + \mu_1 \chi (m_\delta - Z) \cdot Z, \quad (2.104)$$

где $\mu_1 \chi (m_\delta - Z) \cdot Z$ - скорость изменения снятой концентрации радионуклидов за счет притока к осушителю из области, лежащей выше дна осушителя;

χ - общие фильтрационные сопротивления, учитывающие несовершенство осушителей по степени и характеру вскрытия пласта почвы;

m_δ - глубина заложения осушителя относительно общей оси отсчета 0-0.

Интегрирование дифференциального уравнения дает следующее аналитическое выражение для описания снижения снятой концентрации радионуклидов с учетом влияния осушителя.

$$Z = \frac{Z_{cm}}{1 + \frac{Z_{cm} - Z_0}{Z_0} \cdot e^{-(\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_\delta) \cdot L}}. \quad (2.105)$$

Параметры обобщенной кинетики Z_0 , $Z_{ст}$ и $\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_0$ определяются также, как изложено выше, при спрямлении кривых $\psi = f(Z_T)$.

$Z_{ст}$ - параметр, характеризующий снятую радиацию в точке склона, где процесс стабилизируется.

По данным полевых исследований осушители усиливают вывод радионуклидов из почвы до 2-х и более раз.

Далее определяется эффективность защитных инженерных мероприятий, например, для населенного пункта Ст. Бобовичи Новозыбковского района Брянской области с плотностью загрязнения сельскохозяйственных угодий – 1044кБк/м², населенного пункта -842кБк/м² ¹³⁷Cs.

Инженерные защитные мероприятия следует проектировать в несколько этапов.

1-ый этап: Устраивается разреженная сеть открытых осушителей и комплекс агромелиоративных мероприятий. Измеряется концентрация цезия – 137, определяются параметры кинетики. Пусть после проведения первого этапа строительства комплекса защитных инженерных мероприятий радиоактивное загрязнение снижается на 50 кБк/м² в год, и этого оказывается не достаточно судя по исходным данным. Тогда проводится второй этап строительства.

2-ой этап: Если скорость снижения уровня радиации будет неудовлетворительна, сгущают сеть открытых осушителей и снова измеряют параметры кинетики. Постоянно дорабатывая и совершенствуя мероприятия, ускоряющие поверхностный сток, добиваются приемлемой интенсивности очищения территории от радионуклидов.

Литература

1. Аверьянов С.Ф. Борьба с засолением орошаемых земель. – М.: Колос, 1978. – 288с.
2. Аверьянов С.Ф. Об осушении низинных болот. Научные записки МИИВХ – 1957. – Т.19. – С. 27-30.
3. Белова Е.И., Антропова З.Г. Сравнительное распределение стронция-90 и цезия-137 в различных типах почв. Ядерная метеорология./Труды ИЭМ. –Вып. 21. – М.: Гидрометеиздат, 1971. – 77с.
4. Белоус Н.М., Шаповалов В.Ф. Продуктивность пашни и реабилитация песчаных почв. – Брянск: БГСХА, 2006. – 432с.
5. Бондаренко Н.Ф. Физические основы мелиорации почв. – Л.: Колос, 1975 – 258с.
6. Василенков В.Ф., Мельникова Е.А. Математическая модель испарения почвенной влаги. /Сб. Проблемы природообустройства и экологической безопасности. Материалы XI межвузовской научно-практической конференции. – Брянск: изд. Брянской ГСХА, 1998. – С.28-31.
7. Василенков В.Ф. Моделирование процессов стекания грунтовых вод с водосбора и методы расчетов сельскохозяйственного дренажа. – Брянск.: Изд. БГСХА, 1995. – 250с.
8. 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
9. 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.55-57
10. Василенков С.В. Модели регулирования внутриснежного стока / Матер. междунар. научно-прак. конф. – Горки. Беларусь. – 1999. – Ч.1– С. 131-134
11. Василенков С.В. Режим промывки радиоактивно загрязненных земель от цезия // Мелиорация и водное хозяйство. – 2008. – №3 – С.35-36.

12. Василенков С.В., Холодкова Г.С. Рекомендации по регулированию внутриснежного стока. – Брянск: изд. БГСХА, 1999. – 30с.
13. Вигдорчик Е.М., Шейнин А.Б. Математическое моделирование непрерывных процессов растворения. – Л.: Химия, 1975. – 248с.
14. Голованов А.И., Кузнецов Е.В. Основы капельного орошения. – Краснодар: КГАУ, 1996. – 96с.
15. 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
16. Иванов И., Платиканов Д. Коллоиды. – Л.: «Химия», 1975. – 153с.
17. Казаков С.В. Принципы оценки радиоэкологического состояния водных объектов. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. –Т44. – №6. – С. 694 – 704
18. Лархер В. Экология растений. – Мир, 1978. – 184с.
19. Лепорский О.Р., Седов С.Н., Шоба С.А., Бганцов В.Н. Роль промораживания в разрушении первичных минералов подзолистых почв. // Почвоведение . – 1990. – №6 – С.112-116
20. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. – М.: Атомиздат, 1976. – 224 с.
21. 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
22. Мельчаков Ю.Л., Суриков В.Т. Сравнительная оценка интенсивности эвапотранспирационного массоэлементо-переноса в таежных ландшафтах северного и среднего Урала. // Экология. – 2006. – №1. – С.74-76
23. Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий–137 в биосфере. – М.: Атомиздат, 1975. – 184с.
24. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 215с.
25. Панченков Г.М., Лебедев В.П. Химическая кинетика и катализ. – М.: Химия, 1974. – 591с.
26. Роде А.А. Основы учения о почвенной влаге. – Л.: Гидрометеиздат, – 1965. – Т.1 – 663с.

27. Сурмач Г.П., Барабанов А.Т. Влияние зяблевой обработки светло-каштановых почв на сток, эрозию и урожай. // Почвоведение, – 1968. – N11. – С. 133-139
28. 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
29. Черкасов А.А. Мелиорация и сельскохозяйственное водоснабжение. – М.: Сельхозиздат, 1958. – 376 с.
30. Чудновский А.Ф. Теплофизика почв. – М.: Наука, 1976г. – 352с.
31. Шпак И.С. Зависимость коэффициента стока от влажности и глубины промерзания почвы. // Почвоведение, – 1969. – N12. – С. 57-61

ГЛАВА III. ПРЕДОТВРАЩЕНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЦЕЗИЕМ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

3.1. 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, выработывая 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 материал 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:

$$P+h \leftrightarrow P+P$$

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, расшатанные потоком и упавшие на дно продукты эрозии.

Схема процесса эрозии приведена на рис. 3.1.

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.

Запишем уравнение баланса продуктов эрозии в дифференциальной форме для сечения 1-1, совместив входное сечение с водоразделом.

$$\frac{\ell \cdot \varphi \cdot V \cdot dP}{dt} = \frac{K\phi \cdot P \cdot h \cdot V \cdot \rho_0}{L}, \quad (3.1)$$

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.

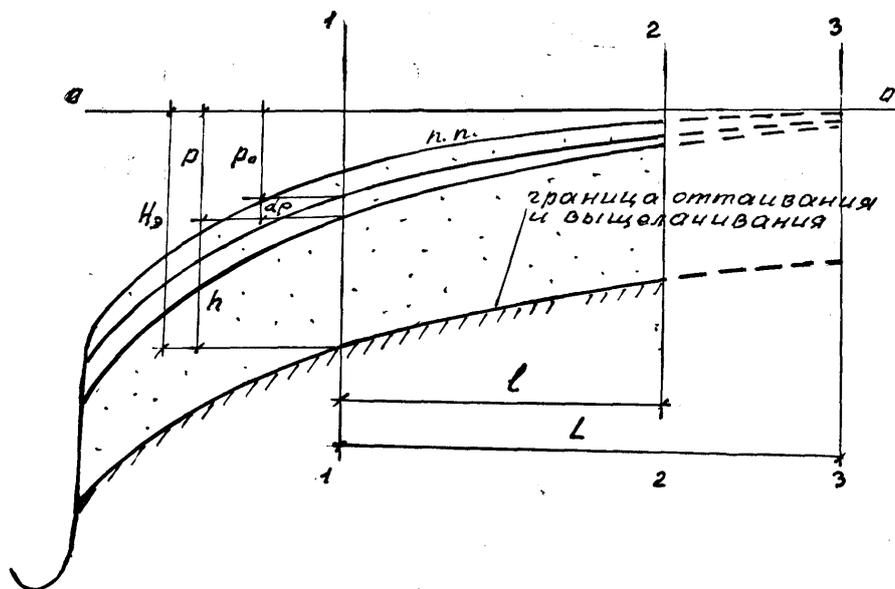


Рис. 3.1. Схема процесса водной эрозии

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 (3.1) принимает вид:

$$\frac{dP}{dt} = \mu_1 (H_э - P)P, \quad (3.2)$$

где $\mu_1 = \frac{K\phi \cdot \rho_0}{L \cdot l \cdot \varphi}$, $H_э - P = h$.

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.

$$\frac{dP}{dt} = \mu_1(H\varepsilon - P)P - \mu_2 P^2, \quad (3.3)$$

где $\mu_2 P^2$ - 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 (3.3) 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 $h = H\varepsilon - P$, к объему $W - Z$:

$$\frac{dZ}{dt} = \mu_1(W - Z)Z - \mu_2 Z^2. \quad (3.4)$$

Перейдя от временной координаты «t» к пространственной « ℓ » получим:

$$\frac{dZ}{d\ell} = \mu_1(W - Z)Z - \mu_2 Z^2. \quad (3.5)$$

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 (3.5) можно представить в виде

$$\frac{dZ}{d\ell} = \frac{\mu_1 W}{Z_\infty} (Z_\infty - Z)Z. \quad (3.6)$$

Интегрируя уравнение (3.6) при начальных значениях $\ell = 0$, $Z = Z_0$, получаем:

$$Z = \frac{Z_\infty}{1 + \frac{Z_\infty - Z_0}{Z_0} e^{-\mu_1 W \ell}}. \quad (3.7)$$

Правила нахождения параметров Z_∞ , Z_0 , $\mu_1 W$, изложены в статье (Василенков С.В., 2007).

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 (3.7).

Модель (3.5) проверена на обширных полевых экспериментальных материалах по измерению ручейковой эрозии, теодолитной съемке ручейковых русел и дала хорошие результаты.

В качестве примера на графике (рис.3.2) 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 (3.7) - 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 (3.5), выражающего изменение объема эрозии почвы вниз по длине ручейковых русел на водосборе, к уравнению, описывающему изменение активности радионуклидов в продуктах эрозии ручейковых русел. Удельная радиоактивность сухой почвы должна при этом равномерно снижаться.

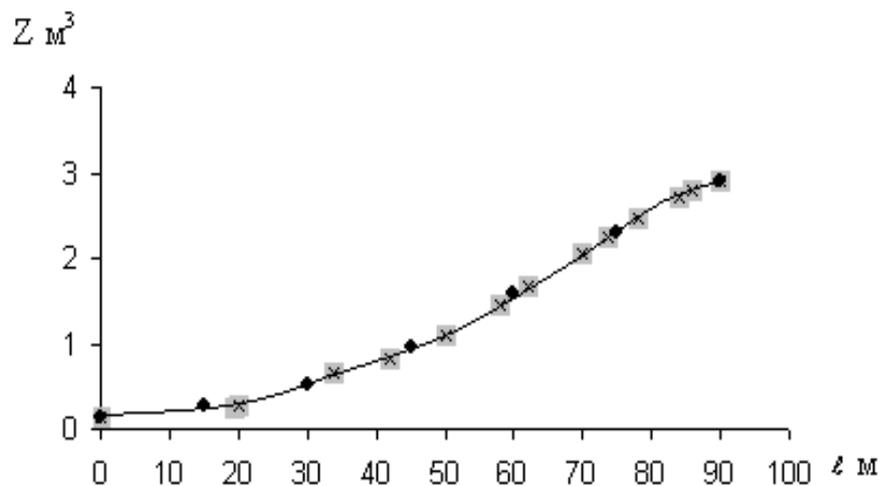


Рис. 3.2. Нарастание эрозии почв вниз по склону.

$$\frac{dC}{dl} = \gamma_1(C_3 - C) \cdot C - \gamma_2 C^2, \quad (3.8)$$

где $\gamma_1(C_3 - C) \cdot C$ - характеризует интенсивность снижения активности радионуклида цезия за счет выноса продуктов эрозии ручейковыми потоками воды;

$\gamma_2 C$ - характеризует скорость обратного возрастания радиоактивности вместе с выпадающими в осадок наносами.

Из условия равновесия $\frac{dC}{dl} = 0$, обозначив равновесную активность цезия через C_∞ , найдем коэффициент γ_2 :

$$\gamma_2 = \frac{\gamma_1(C_3 - C_\infty)}{C_\infty}. \quad (3.9)$$

С учетом выражения для γ_2 запишем уравнение баланса

$$\frac{dC}{d\ell} = \frac{\gamma_1 C_3}{C_\infty} (C_\infty - C) \cdot C. \quad (3.10)$$

Интегрируя уравнение (3.10) при начальных значениях $\ell = 0$, $C = C_0$, получаем:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\gamma_1 C_3 \ell}}. \quad (3.11)$$

Для определения параметров уравнения (3.11) используем ту же методику, как и для нахождения параметров уравнения (3.7), описывающего изменение объема эрозии почвы по длине склона. Получаем $C_0 = 0,27$ МБк, $C_\infty = 7$ МБк, $\gamma_1 C_3 = 0,0517 \frac{1}{м}$.

Экспериментальные данные (крестики) и рассчитанные по уравнению (3.11) значения (ромбики) нанесены на график (рис.3.3).

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.

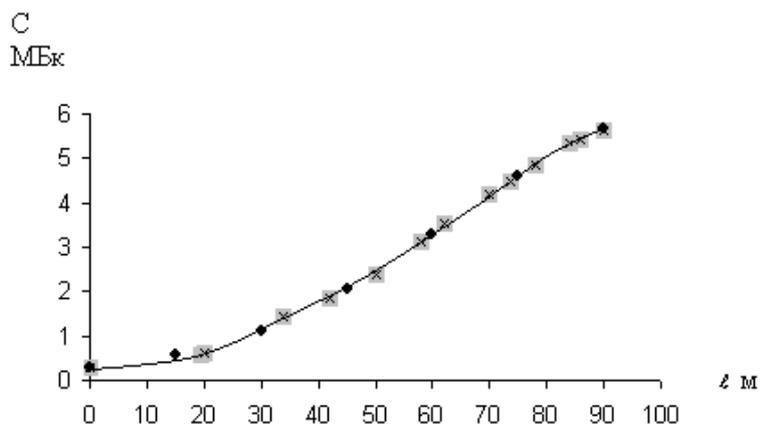


Рис. 3.3. Вынос цезия с продуктами эрозии почв вниз по склону.

3.2. 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 взвесьях 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 . 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.

3.3. 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.

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 №1 емкостью 2,5 л, диаметром 10 см, высотой 29,7 см помещали три слоя ила с удельной радиоактивностью С:

верхний слой С=154 Бк/кг – масса 200г

средний слой С=3268 Бк/кг – 1132 г

нижний слой С=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 2х2 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.3.4, а по высоте сосуда – на рис.3.5. 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.

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.

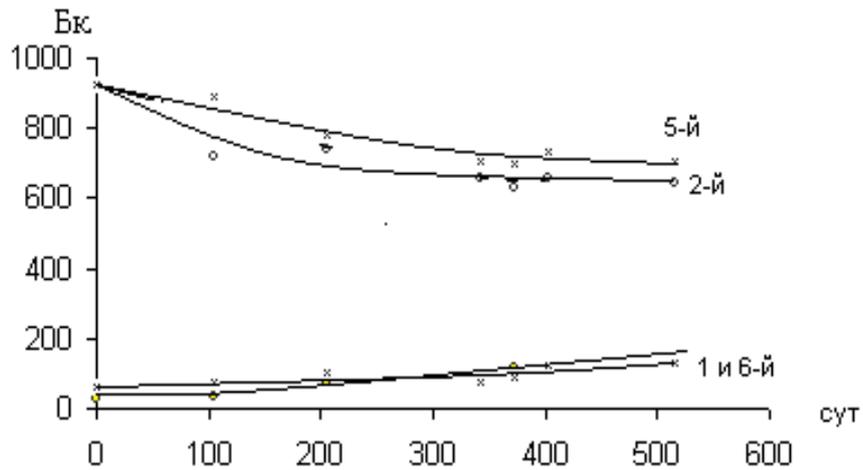


Рис. 3.4. Перераспределение цезия в слоях ила во времени в процессе диффузии: 1 - верхний и 6 - нижний – менее радиоактивные слои, 2 и 5 – более радиоактивные слои.

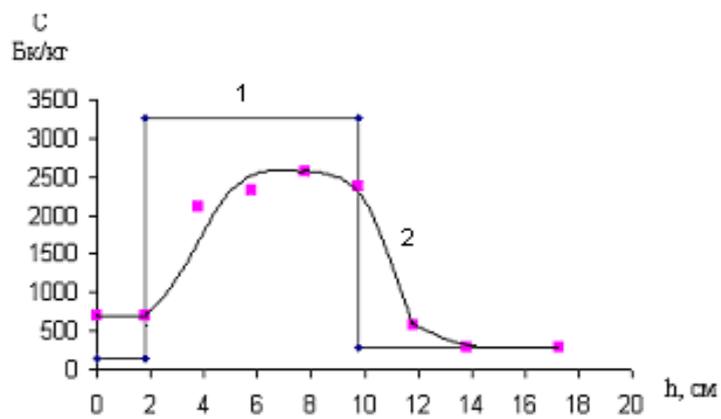


Рис.3.5. Перераспределение радионуклида цезия – 137 в процессе диффузии в толще ила: 1 – в начале опыта; 2 – через 516 суток

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:

$$\text{для ила } D_{\text{вверх}}=5,56 \cdot 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}, D_{\text{вниз}}=6,4 \cdot 10^{-12} \text{ м}^2/\text{с};$$

для диффузии цезия из почвы в песок

$$D_{\text{вверх}}=6,43 \cdot 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}, D_{\text{вниз}}=1,45 \cdot 10^{-12} \text{ м}^2/\text{с}.$$

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.

Изучение распределения цезия – ^{137}Cs по вертикальному профилю легко суглинистой почвы в результате диффузии проводилась в колонне $d = 10\text{ см}$ высотой 18,6 см при постоянном затоплении слоем воды 7-8 см в лабораторных условиях. Колонна разделена на 6 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 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, как показано в работе (С.В. Василенков, 2007) 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. Тем самым поддерживается высокий градиент концентрации цезия между почвой и водой.

3.4. 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 реабилитацию 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.

3.5. 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}Cs . 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 $30000 \text{ Бк/кг} / \text{Бк/л}$. 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 диффундирования, за счет взмучивания при ветро-волновом 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}Cs .

По подсчетам Казакова С.В. допустимый уровень активности ^{137}Cs в воде при использовании водоема для

рыборазведения характеризуется 0,031 Бк/л, а критическим вариантом использования является водопользование без ограничений (питьевое водоснабжение, рыборазведение, орошаемое земледелие, использование затопляемых земель) – 0,015 Бк/л.

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 2006 г., в сентябре зафиксированы такие же значения удельной активности воды при слабо выраженном течении воды в канале. В 2007 г., 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 2005 г. 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 600 г радиоактивной почвы (11295 Бк/кг) и 2100 г 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 (рис. 3.6а) 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. 3.6.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 2 л 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 2,5 л помещали 600 г почвы с той же, как и раньше, радиоактивностью и 2100г дождевой воды. Проведено 5 циклов взмучивания и отстаивания. 1,5 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 3 мин 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. 3.6.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. 3.6.б. Время слива из верхнего слоя толщиной 3 см-6 мин, 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:

$$\text{Эт} = \frac{C_H - C_t}{C_H} \cdot 100\% , \quad (3.12)$$

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. 3.6.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 заиляться 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 3.6.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 [Зимон, 1988].

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.

Длина отстойника должна быть: $L = 0,05 \times 30 \times 60 = 90$ м.

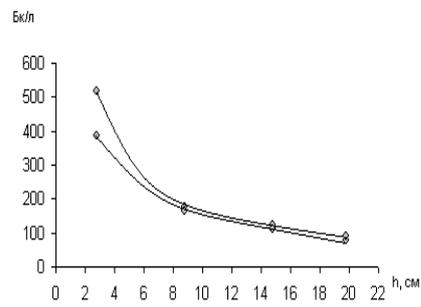
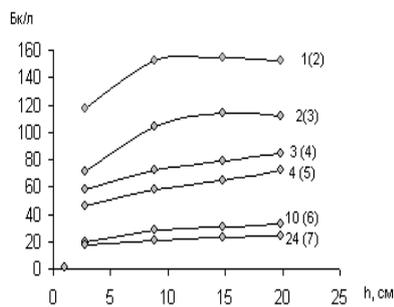
При допустимой на размыв скорости течения 0,3 м/с длина отстойника будет $L = 180$ м. Лабораторные опыты с осаждением радиоактивного ила показали, что и после 10 суток отстаивания в воде может оставаться до 50-100 Бк/л объемной активности цезия, хотя при этом достигается высокий эффект осаждения – 96%.

Длина отстойника в этом случае при скорости течения 0,005 м/с

$$L = 0,005 \times 10 \times 24 \times 60 \times 60 = 4320,0 \text{ м.}$$

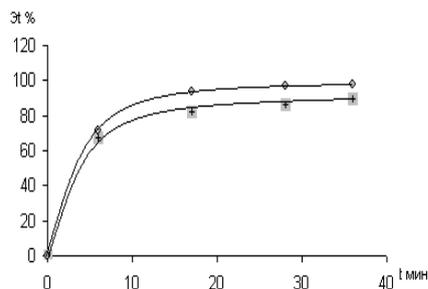
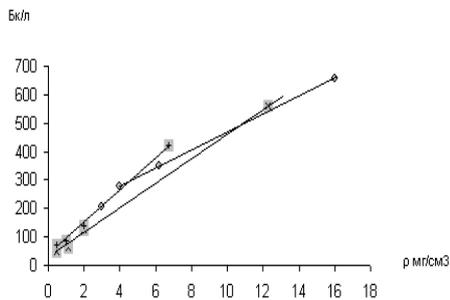
В опытах получен и такой результат, что за 2 часа отстаивания достигалась удельная активность в воде 28 Бк/л.

Из сосуда с почвой №4 после многократных взмучиваний, отстаиваний слили воду. В течение года почва высыхала в открытом сосуде при комнатной температуре $13^{\circ} - 23^{\circ}\text{C}$. 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.



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; х — пятый цикл

г) Зависимость эффекта осветления от времени отстаивания в сосуде №3, 1 цикл - +; 4 цикл - о

Рис.3.6. Особенности осаждения наносов с адсорбированным цезием в спокойной воде.

Радиоактивность каждого слоя проверили на радиометре РУБ – 01П6 в кюветке «Маринелли» для навески 100 г (таблица 3.1).

Таблица 3.1

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 осаждений | | | | | |
| 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, осаждаясь 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 2100 г 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 осаждения в воде – 16 см. Проколов в стенке пластмассового сосуда отверстия на глубине, считая от первоначальной поверхности воды, 4 см, 8 см, 11 см, 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 2,5 см. Общий слой ила 13,5 см разделен на 5 слоев и определена радиоактивность каждого слоя на радиометре (таблица 3.2).

Судя по таблице 3.2, 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 1000 м удельная активность снизилась с 37 Бк/л до 15 Бк/л [Василенков С.В. 2006 г.].

Ниже отстойника по течению нужно обязательно оставлять чистое, без растительности русло с относительно высокими скоростями течения, где будет происходить самоочищение воды.

Таким образом, соорудив 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.
4. Снижение вторичного загрязнения воды при взмучивании наносов.

Таблица 3.2

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 |

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.

3.6. 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 2007 г. в начале июня пробы отбирались в том же створе канала, что и в 2006 г. 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. 3.7.).

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. 3.7., 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 - $KH = 0,43$, в начале июня – $KH = 0,26$.

При подсчете коэффициентов взят ил из корневого слоя и стебли рогоза нижней части растений 0-30см.

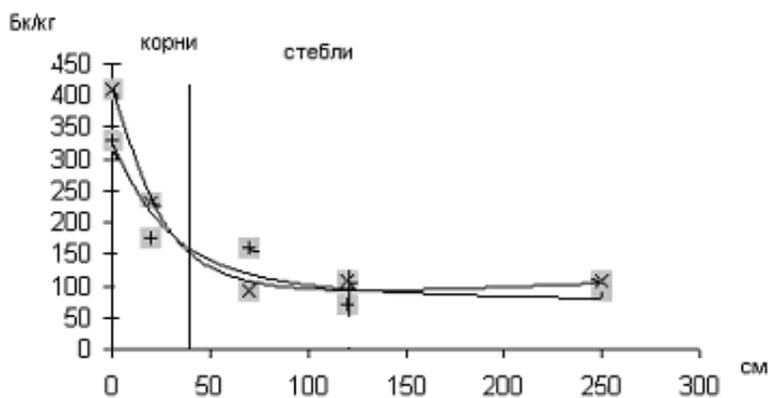


Рис. 3.7. Распределение удельной активности цезия по высоте рогоза, годы обследования. + -2006, x – 2007.

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. 3.8).

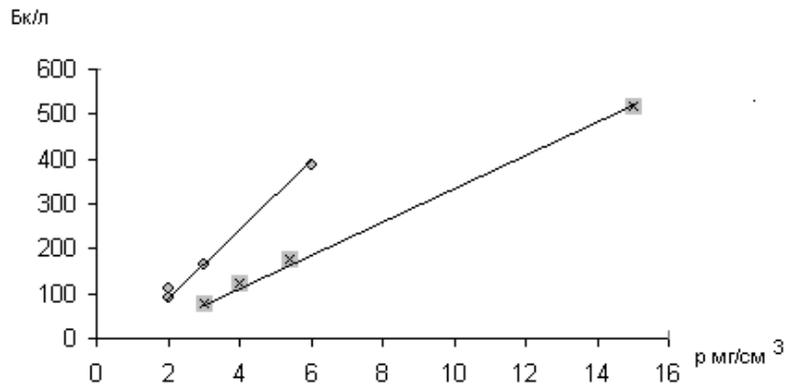


Рис. 3.8. Зависимость объемной активности воды от ее мутности в сосуде № 1, 8 и 9 циклы без отстаивания. ● 8-й цикл, x – 9-й цикл.

Объемная активность воды верхнего слоя, слитого мгновенно (черпаком) без отстаивания, растет от цикла к циклу (рис. 3.9).

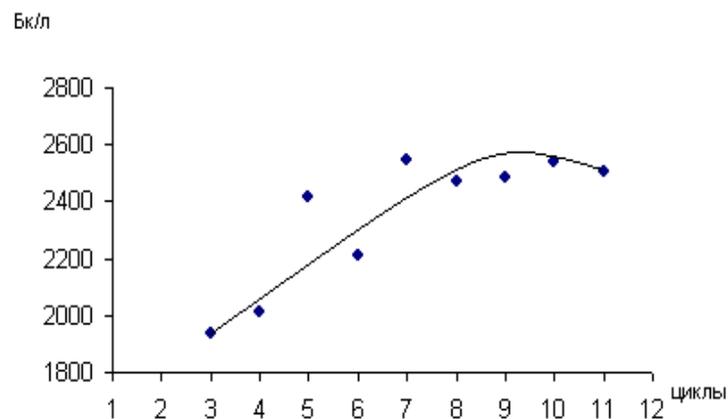


Рис. 3.9. Рост объемной активности верхнего 0-2,5 см слоя мутной воды по циклам взмучивания без отстаивания.

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. 3.10).

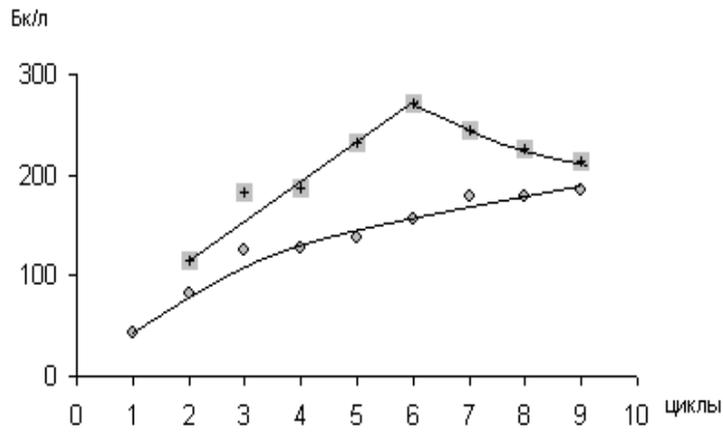


Рис. 3.10. Рост объемной активности мутной воды на глубине 2,5 – 6 см и 6-10 см по циклам взмучивания после 1 суток отстаивания.
+ -глубина 6-10 см, • - глубина 2,5 -6 см

Зависимость объемной активности воды от ее мутности также прямо пропорциональна, как и в опыте с сосудом №1 (рис. 3.11.).

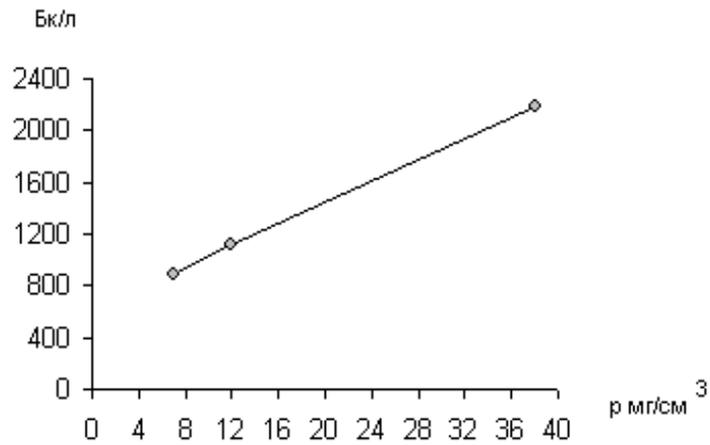


Рис.3.11. Зависимость объемной активности воды от ее мутности в сосуде №2 с высокой мутностью в 13 цикле без отстаивания.

Зависимость объемной активности мутной воды от глубины воды для случая без отстаивания показана на рис.3.12. 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. 3.13.).

Графики свидетельствуют, что сразу после взмучивания в верхнем слое воды содержится наибольшая объемная активность цезия – в 6 раз больше чем в нижнем слое, рис. 3.12.

После первого часа отстоя мелкие фракции наносов, содержащие наибольшее количество радионуклида, перемещаются вниз, и объемная активность верхних слоев воды оказывается меньшей, чем в нижних.

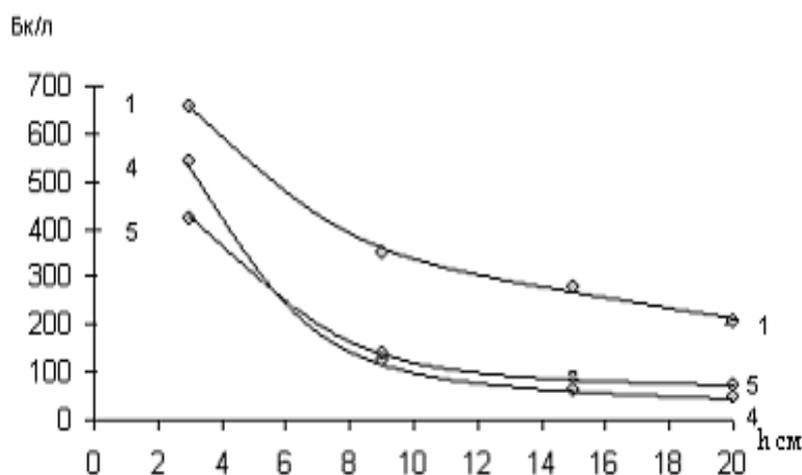


Рис.3.12. Распределение объемной активности по глубине мутной воды. Время слива из верхнего 3 см – 6 мин, из среднего 6 см- 11 мин, из нижнего 5 см – 8 мин.

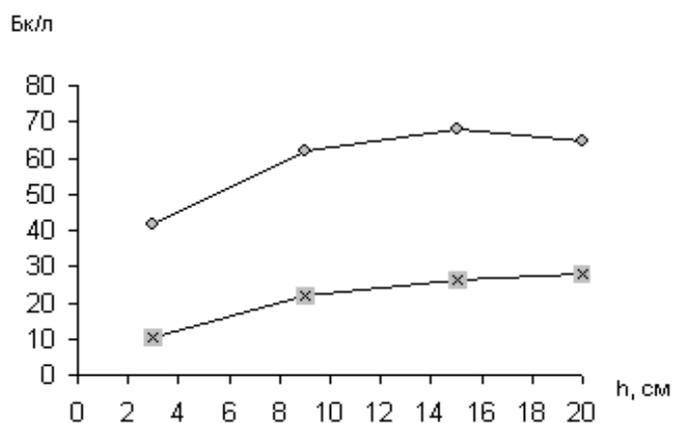


Рис. 3.13. Изменение объемной активности мутной воды по глубине после 1 часа отстоя (●) и 2 часов отстоя (x).

Таким образом, попадая в заросли высшей водной растительности с низкими скоростями течения мутная вода быстро осаждает 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.

3.7. Самоочищение воды от радионуклидов в водоемах

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. На территории России наиболее интенсивному радиоактивному загрязнению подверглась Брянская область, в которой оказалось загрязненными 22 административных района с численностью населения 484,5 тыс. человек.

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 взвесах и выпадения на дно водоемов, процесса замедления миграции радионуклидов в плотной среде (органической и неорганической).

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 наносодерживающей 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:

$$\frac{dZ}{dt} = \mu_1(M_0 - Z) \cdot Z - \mu_2 Z^2, \quad (3.13)$$

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 .

Тогда общая концентрация радионуклидов будет равна:
 $C = \alpha Z$, $C_H = \alpha M_0$.

Математическое описание процесса самоочищения воды водоемов от радионуклидов в результате поглощения популяциями микроорганизмов и выпадения на дно водоема преобразуется следующим образом:

$$\frac{dC}{dt} = \mu_1(C_H - C)C + \mu_2 C^2, \quad (3.14)$$

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;

C_0 – начальная концентрация растворенных радионуклидов в воде.

После преобразования от уравнения (3.14) можно перейти к уравнению

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\mu_1 C_H}{C_\infty} (C_\infty - C) \cdot C, \quad (3.15)$$

где C_∞ – равновесная концентрация выведенных из воды радионуклидов в стационарной фазе.

Интегрируя уравнение (3.15) 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:

$$C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\mu_1 C_H t}}. \quad (3.16)$$

Параметры модели определяют на основе экспериментальных данных по загрязнению водоемов.

Используя уравнение (3.16) и равенство $\Delta \ln C = \ln \frac{C_{t+\Delta t}}{C_t}$

после преобразований можно получить

$$\frac{C_t}{C_{t+\Delta t}} = e^{-\mu_1 C_0 \Delta t} + \frac{C}{C_\infty} (1 - e^{-\mu_1 C_H \Delta t}) \text{ или}$$

$$\Psi = 1 - \frac{C}{C_{t+\Delta t}} = (1 - e^{-\mu_1 C_0 \Delta t}) \cdot \left(1 - \frac{C}{C_\infty}\right). \quad (3.17)$$

При постоянном значении Δt уравнение (3.17) является линейным, поэтому представляя экспериментальные данные в виде зависимости Ψ от C , прямая на оси абсцисс будет отсекал отрезок численно равный C_∞ , на оси ординат – отрезок, равный Ψ_M .

$$\Psi_M = 1 - e^{-\mu_1 C_H \Delta t} \quad (3.18)$$

Откуда находим:

$$\mu_1 C_H = \frac{-\ln(1 - \Psi_M)}{\Delta t}. \quad (3.19)$$

Проверка полученной модели на экспериментальном материале отражена на рис. 3.14. и 3.15, где использованы данные статьи о миграции радионуклидов в озере Урус-Куль. Крестиками обозначены экспериментальные данные, точками – теоретические, рассчитанные по уравнению 3.16.

Для определения самоочищения по длине рек, ручьев, каналов перейдем от временных зависимостей концентраций радионуклидов к пространственным заменой переменной t на длину водотока.

$$\frac{dC}{dL} = \frac{\mu_1 C_H}{C_\infty} \cdot (C_\infty - C) \cdot C, \quad C = \frac{C_\infty}{1 + \frac{C_\infty - C_0}{C_0} e^{-\mu_1 C_H L}}. \quad (3.20)$$

Сравнение экспериментальных данных, полученных нами на ручье в п. Карпиловке Злынковского района Брянской области, с теоретическими значениями, рассчитанными по формуле 3.20, приведено на рис. 3.16.

Примеры расчетов по формулам и сравнение с экспериментальным материалом отражены на рисунках 3.14; 3.15; 3.16, 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 .

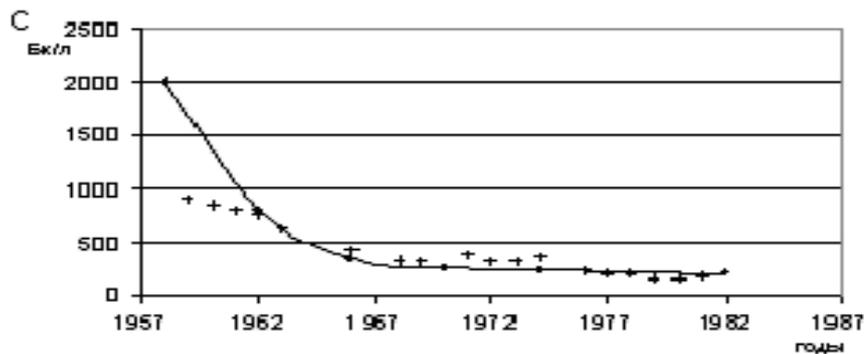


Рис. 3.14 Миграция радионуклидов ^{90}Sr в оз. Урус-Куль

$$C_0 = 1200 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}; C_\infty = 2980 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}; \mu_1 C_H = 0,44 \frac{1}{\text{год}}$$

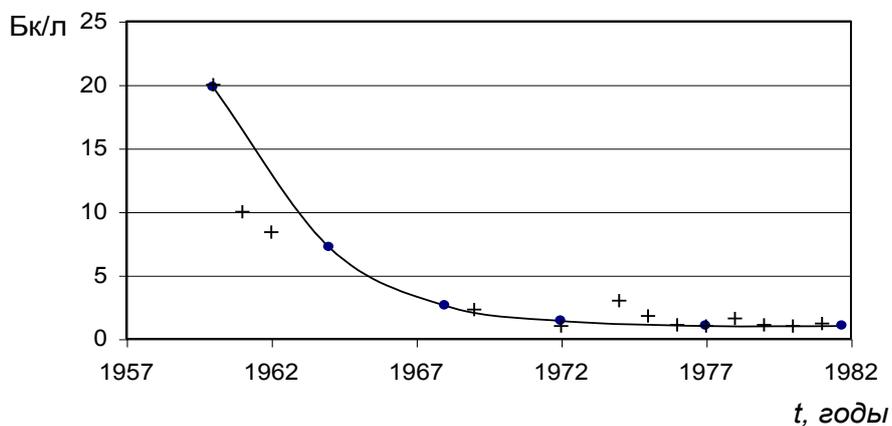


Рис. 3.15 Самоочищение воды от радионуклидов ^{137}Cs в оз. Урус-Куль

$$C_0 = 20 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}; C_\infty = 39 \frac{\text{Бк}}{\text{л}}; \mu_1 C_H = 0,402 \frac{1}{\text{год}}$$

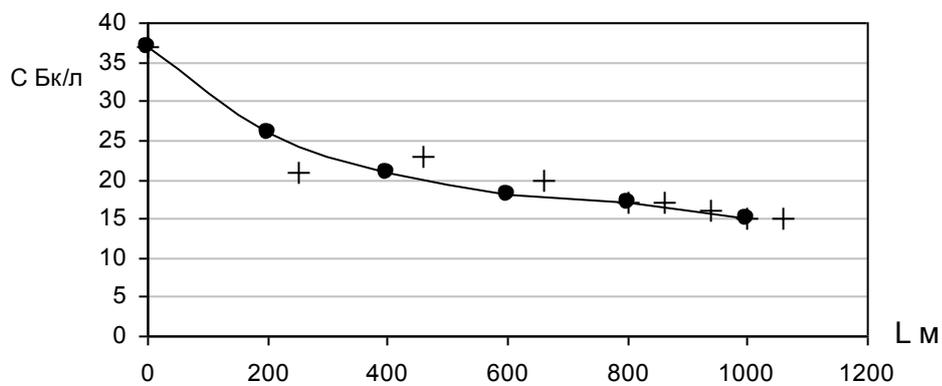


Рис. 3.16. Очищение воды от радионуклидов по длине ручья п. Карпиловка Брянской области

$$C_0 = 30 \text{Бк} / \text{л}; C_\infty = 49 \text{Бк} / \text{л}; \mu_1 C_H = 0,00511 \frac{1}{\text{м}}$$

Построенная математическая модель позволяет рассчитывать место положения сооружений очистки от радионуклидов на водотоке с учетом самоочищающей способности водотока.

3.8. 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.

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 осаждается не доходя до плотины, часть имеет длину осадения 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.

$$dt = \frac{dh}{\omega} \quad (3.21)$$

Вдоль пруда зерна проходят путь $d\ell$ за время dt со средней скоростью потока V на данном отрезке пути.

$$dt = \frac{dh}{\omega} = \frac{d\ell}{V} \quad (3.22)$$

Для любого сечения потока, таким образом, соблюдается равенство:

$$V \cdot H = \omega \cdot \ell \quad (3.23)$$

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 (3.23) коэффициент $\alpha = 2-3$, учитывающий изменение длины осаждения:

$$\alpha V \cdot H = \omega \cdot \ell \quad (3.24)$$

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 $\rho_{\text{вых}}$:

$\rho_{\text{вых}} \cdot Q$. Тогда $\frac{\rho_{\text{вх}} \cdot Q}{m}$, $\frac{\rho_{\text{вых}} \cdot Q}{m}$ - объем входящих и выходящих

наносов в единицу времени, где m – плотность наносов в отложениях.

Объем заиления пруда от створа 1-1 до рассматриваемого створа 2-2 (см. рис.3.17) на 1м ширины пруда за время dt выразится следующим уравнением баланса:

$$\phi dW \cdot \ell = \left(\frac{\rho_{\text{вх}} \cdot q_1}{m} - \frac{\rho_{\text{вых}} \cdot q_2}{m} \right) dt, \quad (3.25)$$

где W – максимальный слой заиления в рассматриваемом сечении – в низшей точке сечения пруда;

ℓ - длина пруда до рассматриваемого сечения 2-2 от выходного сечения 1-1;

q_1 ; q_2 – удельный расход чистой воды на 1 п.м. во входном и выходном сечениях.

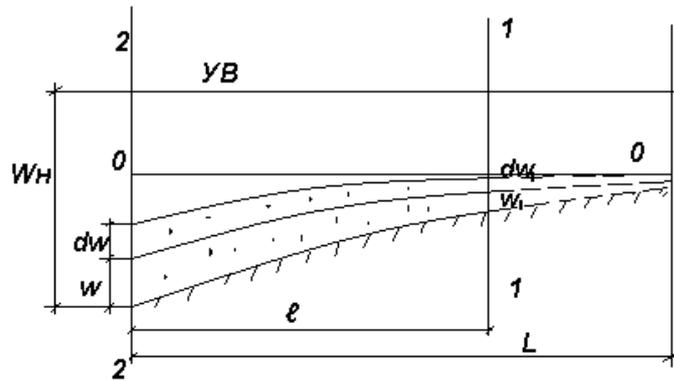


Рис.3.17. Схематизация процесса заиления пруда.

Принимая линию заиленного дна в пределах длины осаждения в виде прямой линии, найдем dW_1 из пропорции:

$$\frac{dW_1}{dW} = \frac{L-l}{L} \quad (3.26)$$

объем тела заиления:

$$\frac{dW + dW \cdot \frac{L-l}{L}}{2} \cdot l = dW \left(\frac{L+L-l}{2L} \right) \cdot l \quad (3.27)$$

Обозначив $\varphi = \frac{2L-l}{2L}$, получим левую часть уравнения (3.25).

Выражение $\frac{\rho_{\text{ВЫХ}} \cdot q_2}{m}$ можно представить как

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:

$$\frac{\rho}{\omega} = \text{const}, \quad \omega = \frac{\rho}{k}$$

С течением времени в каждом створе мутность увеличивается, и гидравлическая крупность увеличивается. В

этом случае предполагаем, что так же существует прямопропорциональная зависимость между величинами

$$\omega_{\text{вых}} = k \cdot \rho \quad (3.28)$$

Скорость потока в любом створе во времени увеличивается и средняя гидравлическая крупность увеличивается. Допускаем, что здесь тоже существует прямопропорциональная зависимость и выражение (3.18) трансформируется:

$$V = K_1 \cdot \omega \quad (3.29)$$

С учетом выражения (3.28)

$$V = K_1 \cdot \omega = K_1 \cdot K' \cdot \rho = K_3 \cdot \rho \quad (3.30)$$

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:

$$\rho = K_4 \cdot V \quad (3.31)$$

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 радиозоологической 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 опоражнивается 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 содержания цезия в иле несколько снижается, что объясняется видимо, усиленным выносом цезия через донное отверстие шахтного водосбора. 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 т/м³. Итоги расчетов сведены в таблицу 3.3.

Таблица 3.3

Общие запасы ¹³⁷Cs 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 глубина воды $H_{\text{ср}}$, средняя скорость $V_{\text{ср}}$, длина пруда $l_{\text{ср}}$ и ширина $B_{\text{ср}}$ 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 $V_{\text{ср}}$. Поскольку глубина воды связана со слоем заиления, используя указанные графики, мы построили зависимость скорости течения от толщины слоя заиления «W» в рассматриваемом сечении:

$$V = \bar{K} \sqrt{W} \quad (3.32)$$

\bar{K} - коэффициент пропорциональности.

Подставив выражение для скорости (3.32) в уравнение (3.31) получим:

$$\rho_{\text{ВЫХ}} = K_5 \sqrt{W} \quad (3.33)$$

Расход наносов в выходном сечении с учетом выражений (3.32 и 3.33):

$$\frac{\rho_{\text{ВЫХ}} \cdot V (W_H - W)}{t} = \frac{K_5 \sqrt{W} \cdot \bar{K} \sqrt{W} (W_H - W)}{t} = \frac{K_6 W (W_H - W)}{t} \quad (3.34)$$

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

$$\frac{\rho_{BX} \cdot q_1}{m} = \frac{\beta_1 h_H \cdot W_1}{m} \quad (3.35)$$

Уравнение баланса:

$$\varphi \ell \frac{dW}{dt} = \frac{\beta_1 h_H \cdot W_1}{m} - \frac{K_6 W (W_H - W)}{m} \quad (3.36)$$

$$\frac{dW}{dt} = \frac{\beta_1 h_H \cdot W_1}{m \varphi \cdot \ell} - \frac{K_6 W (W_H - W)}{m \varphi \cdot \ell} \quad (3.37)$$

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.3.17 эта линия изображена выпуклой. В действительности кривизна не значительна.

$$\frac{W_1}{W} = \frac{L - \ell}{L}; \quad W_1 = \gamma \cdot W \quad (3.38)$$

В уравнение баланса введем обобщенные параметры:

$$N = \frac{\beta_1 \cdot h_H \cdot \gamma}{m \varphi \ell}, \quad \mu_1 = \frac{K_6}{m \varphi \ell} \quad (3.39)$$

Как показывают ранее проведенные исследования разных природных явлений, сопротивление, торможение процессам оказывают продукты этих процессов, причем скорость

торможения процесса прямопропорциональна квадрату количества продукта

$$\frac{dW}{dt} = NW - \mu_1(W_H - W) \cdot W + \mu_2 W^2 \quad (3.40)$$

Найдем коэффициент μ_2 из условия прекращения поступления наносов во входной створ $NW = 0$

$$\frac{dW}{dt} = \mu_2 W^2 - \mu_1(W_H - W) \cdot W \quad (3.41)$$

При равновесии $\frac{dW}{dt} = 0$, обозначим равновесный слой заиления через W_∞ .

$$\mu_2 = \frac{\mu_1(W_H - W_\infty)}{W_\infty} \quad (3.42)$$

С учетом выражения для μ_2 запишем уравнение баланса:

$$\frac{dW}{dt} = \frac{\mu_1 W_H}{W_\infty} (W - W_\infty) \cdot W \quad (3.43)$$

Окончательное уравнение баланса:

$$\frac{dW}{dt} = NW + \frac{\mu_1 W_H}{W_\infty} (W - W_\infty) \cdot W \quad (3.44)$$

Решение уравнения (3.44) 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:

$$W = \frac{W_{CT}}{1 + \frac{W_{CT} - W_0}{W_0} e^{(\mu_1 W_H - N)t}}, \quad (3.45)$$

где W_{cm} – 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:

$$\frac{dW}{d\ell} = NW + \frac{\mu_1 W_H}{W_\infty} (W - W_\infty) W \quad (3.46)$$

Интегрируя уравнение (3.46) при начальных значениях $\ell=0$, $W=W_0$ получаем:

$$W = \frac{W_{CT}}{1 + \frac{W_{CT} - W_0}{W_0} e^{(\mu_1 W_H - N) \cdot \ell}} \quad (3.47)$$

Для нахождения параметров W_{CT} , $\mu_1 W_H - N$ проведем преобразования.

Уравнение (3.46) можно записать так:

$$\frac{dW}{d\ell} \cdot \frac{1}{W} = \frac{d \ln W}{d\ell} = N + \frac{\mu_1 W_H}{W_\infty} (W - W_\infty) \quad (3.48)$$

Среднее изменение заиления для конечного отрезка длины пруда

$$\frac{\Delta \ln W}{d\ell} = \frac{\ln W_{\ell+\Delta\ell} - \ln W_\ell}{\Delta\ell}, \quad (3.49)$$

где W_ℓ , $W_{\ell+\Delta\ell}$ - слой заиления на концах отрезков длиной ℓ и $\ell + \Delta\ell$.

Подставляем в уравнение (3.49) выражение для W_ℓ и $W_{\ell+\Delta\ell}$ из уравнения (3.47). 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

$$\begin{aligned} \frac{W_\ell}{W_{\ell+\Delta\ell}} &= e^{(\mu_1 W_H - N) \Delta\ell} + \frac{W}{W_{CT}} [1 - e^{(\mu_1 W_H - N) \Delta\ell}] \text{ или} \\ \varphi &= \frac{W_{\ell+\Delta\ell} - W_\ell}{W_{\ell+\Delta\ell}} = [1 - e^{(\mu_1 W_H - N) \Delta\ell}] \cdot \left(1 - \frac{W}{W_{CT}}\right) \end{aligned} \quad (3.50)$$

При постоянном значении $\Delta\ell$ уравнение (3.50) 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 $\mu_1 W_H - N$

$$\mu_1 W_{H-N} = \ell n \frac{(1 - \varphi_M)}{\Delta \ell}, \quad (3.51)$$

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 (3.47).

Используя изложенную методику, на основании экспериментальных данных по заилению пруда, определены следующие параметры модели: $W_0 = 7$ см, $W_{ст} = 82$ см, $\mu_1 W_{H-N} = -0,0141$ 1/м.

Экспериментальные данные (квадратики) и рассчитанные по уравнению (3.47) (ромбики) нанесены на график (рис. 3.18).

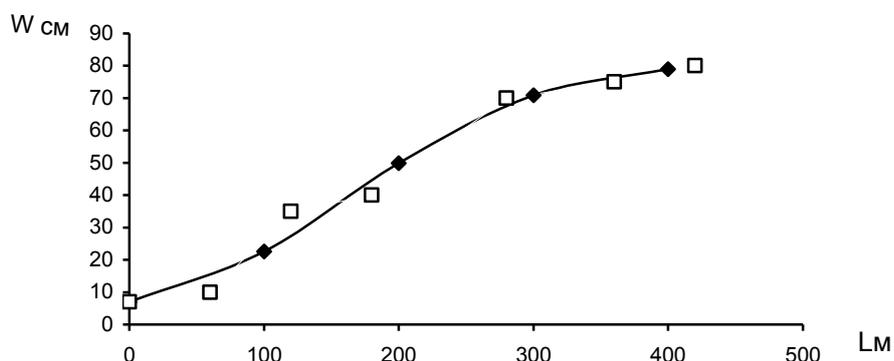


Рис.3.18. Изменение толщины слоя донные отложений по длине пруда.

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, выражающего изменения слоя заиления по длине пруда, к уравнению, описывающему изменение запасов радионуклида по длине пруда:

$$\frac{dc}{d\ell} = \frac{\gamma_1 C_H}{C_\infty} (C - C_\infty) \cdot C + \gamma_2 C, \quad (3.52)$$

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 (3.52) при начальных значениях $\ell=0, C=C_0$, получим:

$$C = \frac{C_{CT}}{1 + \frac{C_{CT} - C_0}{C_0} e^{(\gamma_1 C_H - \gamma_2) \cdot \ell}} \quad (3.53)$$

Правила нахождения параметров $C_{CT}, C_0, \gamma_1 C_H - \gamma_2$ аналогичны правилам нахождения $W_{CT}, W_0, \mu_1 W_H - N$, описанным выше.

Используя эту методику находим: $C_0 = 2,2$ ГБк; $C_{CT} = 40$ ГБк;

$$\gamma_1 C_H - \gamma_2 = -0,01 \frac{1}{м}$$

На рис. 3.19 квадратиками обозначены экспериментальные данные, ромбиками – рассчитанные по уравнению (3.53).

Согласие результатов расчета и экспериментальных данных дает все основания для практического использования математической модели при прогнозе распределения цезия в проточных водоемах.

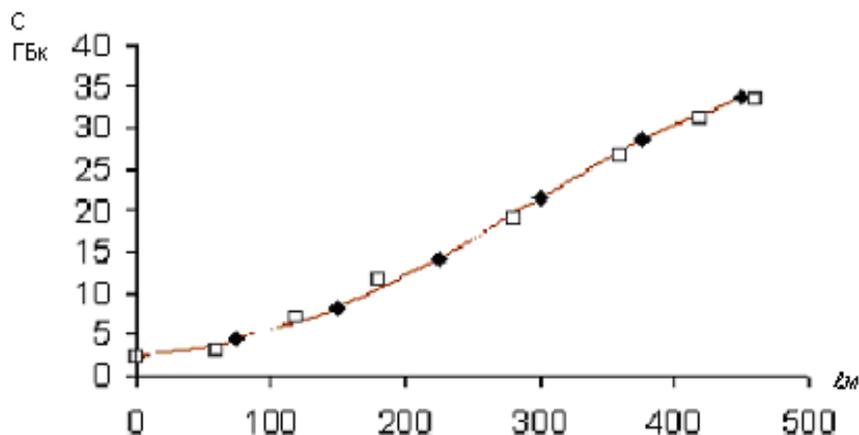


Рис.3.19. Распределение запасов цезия по длине пруда.

3.9. 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 поверхностью;
- 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 129,2 г (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 (129,2 г) 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 $25,47\text{ Бк/л}$ 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 $88,6\text{ Бк/л}$ осаждалась в течение 2 суток. Видимые взвеси при этом исчезли, объемная активность стала $33,6\text{ Бк/л}$. 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 - 01Пб проводилось в конце каждого цикла после осаждения пробы.

После окончания испарительного этапа 1 в кюветку «Маринелли» с остатком воды массой $74,2\text{ г}$ и объемной активностью $142,6\text{ Бк/л}$ добавили дистиллированной воды до первоначальной массы $289,2\text{ г}$. В конце второго этапа к остатку воды $52,3\text{ г}$ добавили $235,9\text{ г}$. В конце третьего этапа осталось $51,2\text{ г}$ воды с объемной активностью $142,2\text{ Бк/л}$, добавили 238 г воды.

Вынос цезия с испаряющейся водой за $154,5$ часа (время подогрева) составил $33,6-26,2=7,4\text{ Бк/л}$ 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. Отфильтрованная 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 1 м^2 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 термоклинном (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.

3.10. 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 3.20.

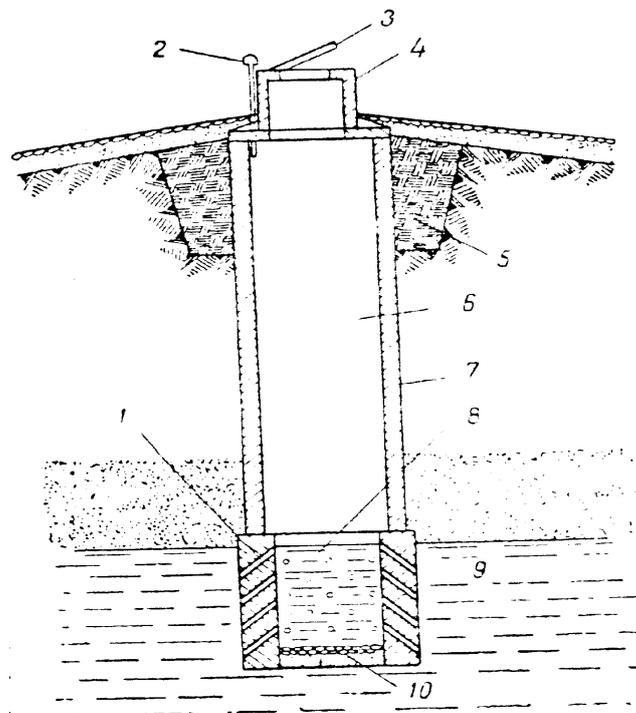
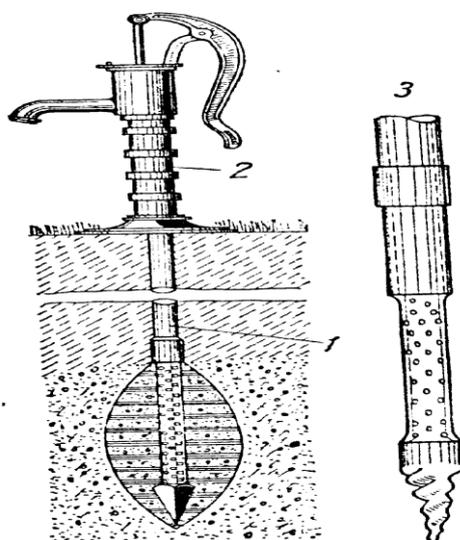


Рис.3.20. Схема шахтного колодца.

*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.*

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 3.21. Конструкции мелкотрубчатых колодцев показаны на рисунках 3.22, 3.23.



*Рис.3.21. Мелкий трубчатый колодец.
1-всасывающая труба с фильтром; 2- всасывающий насос, 3-фильтр со штопорообразным наконечником;*

МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
 Федеральное агентство по сельскому хозяйству
 Управление мелиорации земель и технического обеспечения
 Брянский проектно-изыскательский институт
 ОАО "БРЯНСКИПРОВХОЗ"

| |
|---|
| 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 затрубного пространства всех колонн | |
| 4 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 6 | 2 | Q | Глина | | 4 | 8 | 4 | 8 | 8 | 244 | 8 | 168 | 8 | | |
| 8 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 10 | | | | | 8 | 15 | 7 | | | | | | | | |
| 12 | 3 | Kzt | Мергель | | | | | | | | | | | | |
| 14 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 18 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 20 | 4 | Kzt | Мел | | | | | | | | | | | | |
| 22 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 24 | | | | | 15 | 25 | 10 | | | | 190 | 25 | 133 | 25 | |
| 26 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 28 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 30 | | | | | | | | | | | | | | | |
| 32 | | | | | | | | | | | | | | | |

Примечание: способ бурения - вращательно-ротаторный (I тип)

Рис.3.22. Примерная конструкция мелкотрубчатого колодца.

МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
 Федеральное агентство по сельскому хозяйству
 Управление мелиорации земель и технического обеспечения
 Брянский проектно-исследовательский институт
 ОАО "БРЯНСКИПРОВОДХОЗ"

| | |
|--|-----------------------|
| 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 1см - 2 м | №№ слоев по порядку | Геологический индекс пород | Описание пород | Геологический разрез и конструкция скважины | Мощность слоев | | | №№ водоносных горизонтов | Уровни воды | Бурение | | Крепление скважины | | Применения (сведения о фильтрах, тампонаже и т.д.) |
|----------------------|---------------------|----------------------------|---------------------------------------|---|----------------|----|--------|--------------------------|-------------|-----------|-------------|--------------------|------------|--|
| | | | | | от | до | пог. м | | | появление | установился | диаметры, мм | глубины, м | |
| 2 | 1 | Q | Песок | | 0 | 5 | 5 | | | | | | | Цемента загруженного пространства |
| 4 | | | | | | | | | 5 | 244 | 6 | 168 | 6 | |
| 6 | | | | | | | | | | | | | | |
| 8 | 2 | Q | Глина | | 5 | 13 | 8 | | 13 | | | | | |
| 10 | | | | | | | | | | | | | | |
| 12 | | | | | | | | | | | | | | |
| 14 | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 | 3 | Q | Песок разнозернистый водоносный | | 13 | 20 | 7 | | | 190 | 20 | 133 | 20 | Венцы скважин с 15м по 19м |
| 18 | | | | | | | | | | | | | | |
| 20 | | | | | | | | | | | | | | |
| 22 | | | | | | | | | | | | | | |
| 24 | | | | | | | | | | | | | | |
| 26 | | | | | | | | | | | | | | |
| 28 | | | | | | | | | | | | | | |
| 30 | | | | | | | | | | | | | | |
| 32 | | | | | | | | | | | | | | |

Примечание: способ бурения - ударно-канатный (II тип)

Рис. 3.23. Примерная конструкция мелкотрубчатого колодца.

3.11. 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 3.18.

Таблица 3.18

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 3.19.

Таблица 3.19

Содержание загрязняющих веществ в воде отобранной в колодцах

| № | Адм. район | Нас. пункт | Место отбора проб в колодце | Глубина колодца, м | Расстояние до воды, м | Содержание ^{137}Cs , Бк/л | рН | 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 |

Продолжение таблицы 3.19

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|----|--------------------|-----------|--|--------|-----|------|------|------|
| 5 | Новозыбковск ий | Катичи | Центр села, справа от дороги | 9 | 5,5 | 1 | 7,46 | 0,44 |
| 6 | Новозыбковск ий | Вихолка | Юго-западная окраина с.Вихолка | 9 | 5 | 1,85 | 7,48 | 0,54 |
| 7 | Новозыбковск ий | Грозный | Мелкотрубчатый колодец. Южная часть н.п. Грозный, справа от дороги Верещаки- Махоновка | | | 5,7 | 7,41 | 0,13 |
| 8 | Новозыбковск ий | Волна | Колодец – Журавль. Западнее н.п. Верещаки справа от дороги Верещаки Махоновка | 8 | 4,5 | 1,5 | 7,4 | 0,5 |
| 9 | Новозыбковск ий | Несвоевка | В центре с. Несвоевка у дороги | 1 0 | 9 | 11,7 | 7,4 | 0,7 |
| 10 | Новозыбковск ий | Верещаки | Северная окраина с.Верещаки | 9 | 4 | 11,7 | 7,4 | 0,63 |
| 11 | Красногорский | Увелье | Справа от дороги Верещаки-Уелье при въезде в село | 1 0 | 8 | 6,5 | 7,4 | 0,58 |
| 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 | 1 0 | 9 | 6,5 | 7,39 | 0,14 |

Продолжение таблицы 3.19

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|----|---------------|------------------|--|--------|-----|------|------|------|
| 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 | 1 2 | 9 | 1,15 | 7,49 | 0,55 |
| 18 | Гордеевский | Кузнецы | На склоне в н.п. Кузнецы у дороги Кузнецы Селец | 1 8 | 12 | 6,35 | 7,51 | 0,39 |
| 19 | Гордеевский | Хармынка | На склоне в центре села | 1 0 | 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 | 1 6 | 8 | 1,2 | 7,51 | 0,5 |
| 22 | Гордеевский | Нежча | на высоком берегу ручья б/н, северо-запад н.п. Нежча | 1 5 | 14 | 4,2 | 7,53 | 0,43 |
| 23 | Гордеевский | Старая Полона | В пойме ручья. Западная часть н.п. Старая Полона | 1 2 | 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 |

Продолжение таблицы 3.19

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|----|-------------|-----------------|---|--------|-----|-----------|------|------|
| 25 | Гордеевский | Староновицкая | Колодец справа от а/д Староновицкая-Ширяево в центре села | 1 4 | 5 | 8,35 | 7,54 | 0,78 |
| 26 | Гордеевский | Творишино | В центре села, слева от дороги в 100 м. Гордеевка-Клинцы | 1 0 | 4 | 0,35 | 7,54 | 0,52 |
| 27 | Унечский | Новые Ивайтенки | Справа от а/д Унеча-Почеп | 1 2 | 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 | | | 11,3 5 | 8 | 0,21 |
| 31 | Клинцовский | Тулуковщина | Колодец на правом берегу р.Московка, слева в 250 м.церковь с.Тулуковщина | 1 8 | 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 |

Продолжение таблицы 3.19

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|----|-------------|-----------|---|--------|-----|------|------|------|
| 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.Турсна | 1 0 | 7 | 11,2 | 7,93 | 0,08 |
| 35 | Клинцовский | Лесновка | При въезде в село слева у дороги, на западной окраине. Клинцы Ущерпье | 1 0 | 7 | 5,5 | 7,94 | 0,15 |
| 36 | Клинцовский | Кипель | Кол № 1. Центральная улица села | 1 0 | 8,5 | 0,7 | 7,94 | 0,3 |
| 37 | Клинцовский | Кипель | Кол №2. Центральная улица села в 150 м. от кол №1. | 1 0 | 8,2 | 0,5 | 7,93 | 0,14 |
| 38 | Клинцовский | Кипель | Кол № 3. Центральная улица села в 250 м. от кол №2 и 400 м. от кол №1. | 1 0 | 6 | 8,5 | 7,98 | 0,69 |
| 39 | Клинцовский | Веприн | На въезде состороны 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 |

Продолжение таблицы 3.19

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|----|----------------|-------------|--|----|-----|-------|------|------|
| 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-западн. окраина села | 12 | 7 | 8,2 | 7,85 | 0,11 |
| 50 | Новозыбковский | Каташин | На левом берегу ручья | 18 | 8 | 17,85 | 7,85 | 0,36 |

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.

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 Клинецовского 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 смытые 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 длительного процесса поступления чернобыльских радионуклидов в подземные воды
6. В условиях интенсивного поступления загрязнений требуется предусмотреть мероприятия по недопущению попадания радионуклидов в эксплуатируемые колодцы.

3.12. 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 постилка 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 водоносных площадей позволяют создавать густую сеть колодцев в населенных пунктах без снижения их дебита.

3.13. Определение глубины залегания водоупора

При обосновании различного рода мероприятий, связанных с использованием и охраной подземных вод, а также при проведении работ научно-исследовательского характера, зачастую возникает необходимость иметь достоверную информацию о местоположении водоупора относительно поверхности земли. Существующие в настоящее время традиционные методы определения глубины залегания водоупора (по описанию геологического разреза скважин) часто не дают надлежащих результатов. Это связано обычно с преодолением таких трудностей, как многослойность грунтов, чередование легких и тяжелых грунтов, отсутствие водоупорных пород в пределах глубины бурения скважин, разнообразие грунтов в пределах площади подземного водосбора, сложность в определении какой грунт считать водоупорным и пр. Следует отметить, что понятие абсолютного водоупора не существует, т.к. водоупорные пласты зачастую имеют трещины, разрывы, проемы (так называемые «гидрогеологические окна»), через которые происходит водообмен между соседними водоносными горизонтами, т.е. реальная мощность водоносного горизонта

может быть значительно больше. Для решения вышеуказанной проблемы рекомендуется ввести понятие «расчетный водоупор», который будет устанавливаться расчетным путем и который можно будет более объективно использовать в различных гидрогеологических расчетах.

При установлении расчетной глубины залегания водоупора предлагается использовать математическую модель снижения уровня грунтовых вод в условиях «чистого стекания» грунтовых вод по водоупору $Z=f(t)$ (Василенков В.Ф., 1995), что обычно имеет место в зимний безоттепельный период. Вышеуказанная математическая модель позволяет применить графоаналитический способ расчета. Кинетическая схема, поясняющая суть расчета показана на рис. 3.24.

По разным годам наблюдений за уровнями грунтовых вод в скважине определяется S_0 . Значение Z_0 и Z_∞ находятся по выше изложенным методикам определения параметров S – образных кривых изменения радиации по территории и по глубине почвы. Строится график $S_0 - Z_0 = f(S_\infty)$, например, (рис. 3.25, 3.26). Цифры, стоящие возле точек на графиках, - это годы наблюдений. Группировка точек на графиках возле прямой линии свидетельствует о том, что угловой коэффициент мало изменяется для одной и той же наблюдательной скважины по годам. Проведя через точки прямую линию, найдя наилучшее положение прямой графически, до пересечения с прямой, выходящей из начала координат под углом 45° , получим точку, в которой выполняется условие $S_B = S_\infty = S_0 - Z_0$.

Перпендикуляр, опущенный из этой точки на ось абсцисс, отсекает на ней отрезок, равный глубине залегания водоупора S_B .

Для подтверждения приемлемости использования вышеуказанной методики в условиях производимых исследований по увеличению притока воды к вертикальным водозаборам был обработан ряд экспериментальных материалов, куда вошли многолетние наблюдения за режимом глубины грунтовых вод в створах наблюдательных скважин, расположенных в различных районах Брянской области (14 наблюдательных скважин, периодичность наблюдений 5 суток).

Ниже приводятся наиболее характерные (близкое и глубокое залегание водоупора) результаты математической обработки экспериментальных наблюдений (см. таблицу 3.20, рис. 3.25 и рис. 3.26).

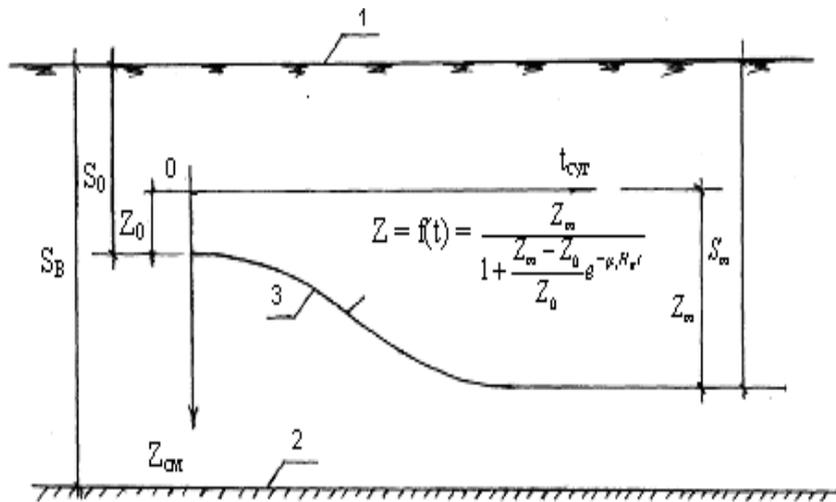


Рис. 3.24. Кинетическая схема стекания грунтовых вод по водоупору
1- поверхность земли; 2- водоупор; 3- кривая спада УГВ

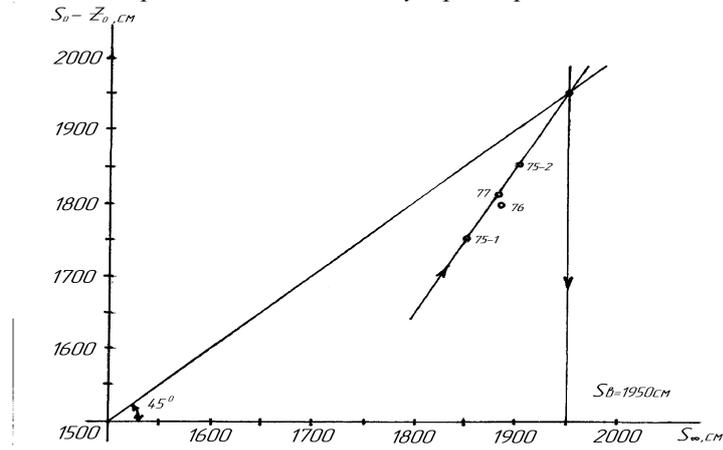


Рис. 3.25. Определение глубины водоупора в районе наблюдательной

скважины №28 (Почепский район).

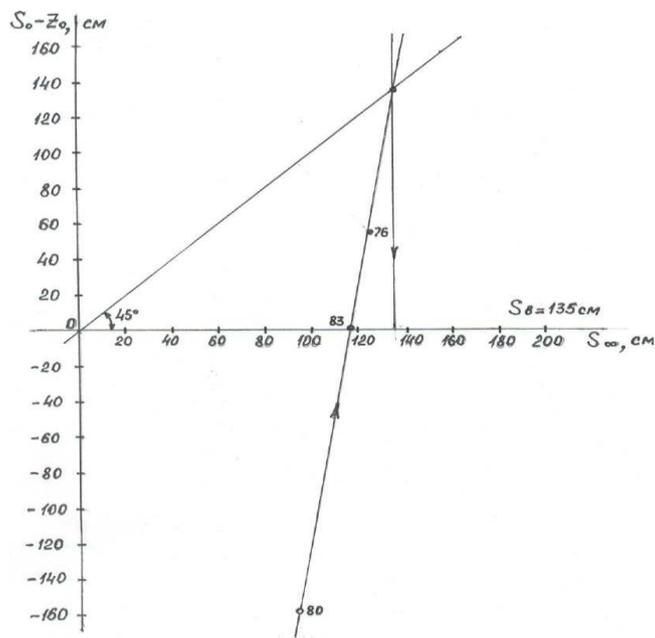


Рис 3.26. Определение глубины водоупора в районе наблюдательного колодца в н.п. Глазово.

Таблица 3.20

Результаты определения глубины залегания водоупора для условий Брянской области

| Местоположение наблюдательной скважины | Характерные годы наблюдений | S_0 , см | Z_0 , см | Z_{∞} , см | $S_0 - Z_0$, см | S_{∞} , см | $\mu_1 \cdot H_{BB}$, 1/сут | S_B , см |
|--|-----------------------------|------------|------------|-------------------|------------------|-------------------|------------------------------|------------|
| Погарский район, скважина № 28 | 1975-1 | 1863 | 115 | 140 | 1748 | 1888 | 0,1405 | 1950 |
| | 1975-2 | 1852 | 2 | 52 | 1850 | 1902 | 0,1347 | |
| | 1976 | 1859 | 65 | 91 | 1794 | 1885 | 0,1196 | |
| | 1977 | 1866 | 55 | 68 | 1811 | 1879 | 0,1270 | |
| Почепский район, н.п. Глазово | 1976 | 99 | 44 | 70 | 55 | 125 | 0,052 | 135 |
| | 1980 | 20 | 178 | 252 | -158 | 94 | 0,053 | |
| | 1983 | 6 | 5 | 115 | 1 | 116 | 0,051 | |

Анализ полученных результатов и сопоставление их с данными геологических разрезов наблюдательных скважин позволяют сделать следующие выводы и дать рекомендации:

1. Размеры глубины водоупора для многих наблюдательных скважин не противоречат данным геологических профилей, что указывает на приемлемость использования вышеуказанной методики расчета при проведении различного рода исследований.

2. Отсутствие явно выраженных спадов УГВ в осенне-зимний период и различие условий стекания грунтовых вод в отдельные годы приводит к необходимости увеличения многолетнего ряда наблюдений.

3. Основным недостатком этого метода определения глубины водоупора является наличие многолетнего ряда наблюдений (минимум 5 лет), что не всегда имеет место. Однако, несмотря на это, данная методика может быть успешно использована в следующих случаях:

-при реализации долгосрочных программ по водопользованию, когда имеется возможность заранее устроить наблюдательные скважины и организовать наблюдения;

-для ориентировочных оценок и мониторинга в случаях отсутствия или недостаточности данных гидрогеологических изысканий.

4. Для использования данной методики на стадии проектно-изыскательских работ в водохозяйственном строительстве необходимо сократить наблюдения, как минимум, до одного года, что указывает на необходимость доработки этой методики в направлении использования кинетических моделей изменения УГВ в различные сезоны внутри года.

3.14. 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 1 м. 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 электро- снабжения | 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: $3_{\text{м.т.к}}=1070/200=5,35$ руб/м.

Экономический эффект (Е) составит разность затрат, приходящихся на 1 м. длины централизованного водоснабжения по сравнению с водоснабжением из мелкотрубчатых колодцев: $E=3_{\text{ц.в}} - 3_{\text{м.т.к.}}=25,0-5,35=19,65$ руб/м.

Экономия составит $19,65 \times 200 \text{ м.} = 3930$ руб (в ценах 1991 г.)

Целесообразность строительства трубчатых колодцев по экономическим показателям не вызывает сомнений.

3.15. 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 1959 г. Л. Аймс впервые использовал цеолиты для удаления цезия и стронция из воды атомного реактора. В США цеолиты используют для обеззараживания 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 водоочистой 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%.

Результаты экспериментального изучения пропускной и адсорбционной способности цеолитовых кассет разных,

примерных модификаций представлены в табл. 3.21 (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 $d = 5 - 7\text{мм}$: пропускная способность воды 4,3 л/ мин·м², накопительная способность 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. 3.27). 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. 3.28, 3.29); 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. 3.30; 3.31).

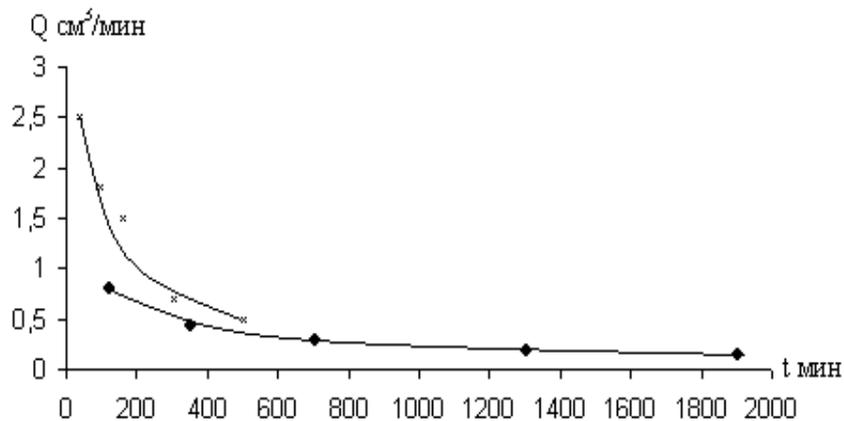


Рис. 3.27 Изменение скорости фильтрации воды через кассету во времени:
 x – кассета из смеси цеолита со щебнем; ♦ – кассета из цеолита.

Как видим, из рисунков 3.28; 3.29; 3.30; 3.31 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.3.30), 61 сутки (рис. 3.31).

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.

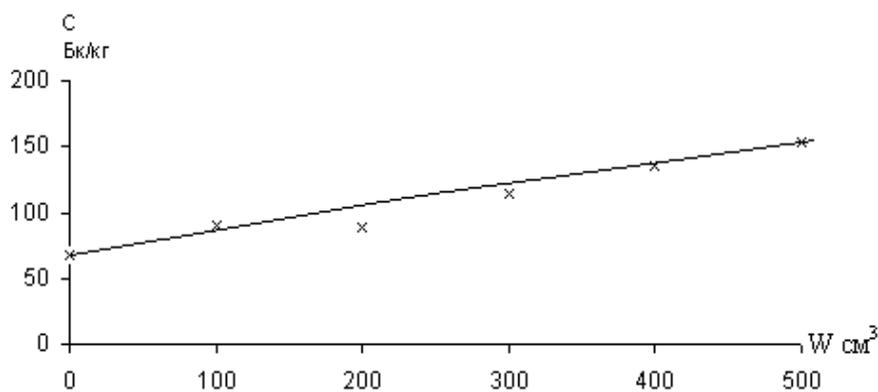


Рис.3.28 Накопление цезия в цеолите при фильтрации через него радиоактивной воды при непрерывной подаче.

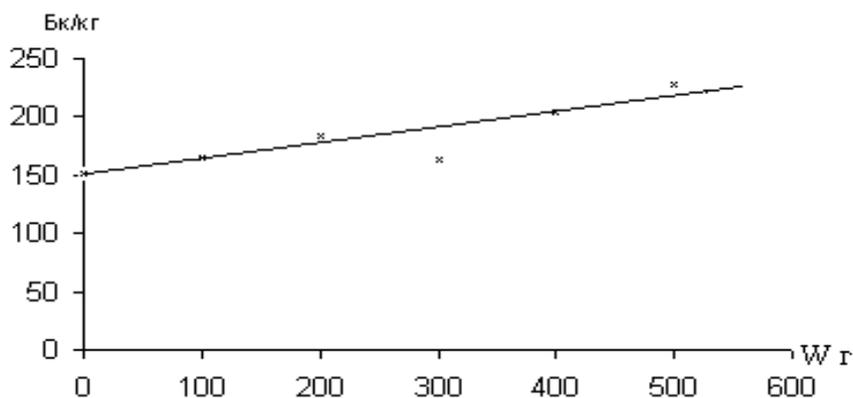


Рис.3.29 Накопление цезия в смеси цеолита и щебня при фильтрации через него радиоактивной воды при непрерывной подаче.

Установив кассету 1м² в устье дрены или в смотровом колодце при впадении в закрытый коллектор, можно обеспечить очистку воды кассетами 3,4,5-ой модификаций (табл. 3.21). Можно ожидать повышенную активность в дренажном стоке дрен, проходящих через «цезиевые пятна». В таких случаях следует устанавливать несколько кассет одну за другой.

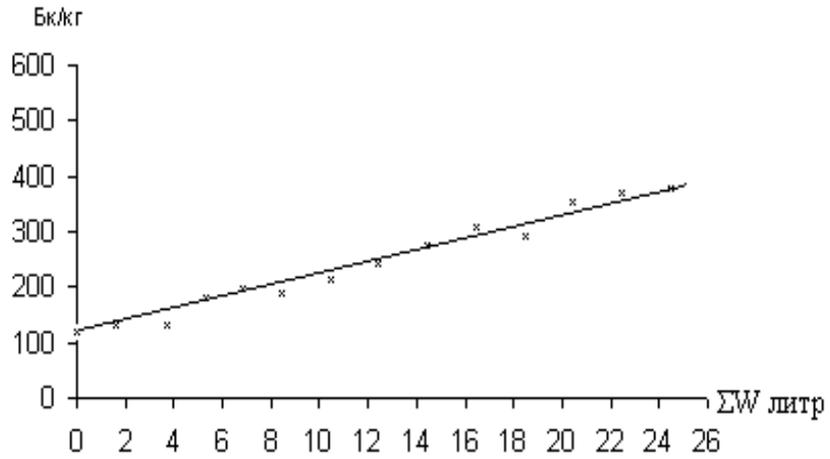


Рис.3.30 Накопление цезия в цеолите слоем 2,5 см в зависимости от количества поданной воды в течение 97 суток прерывистыми циклами.

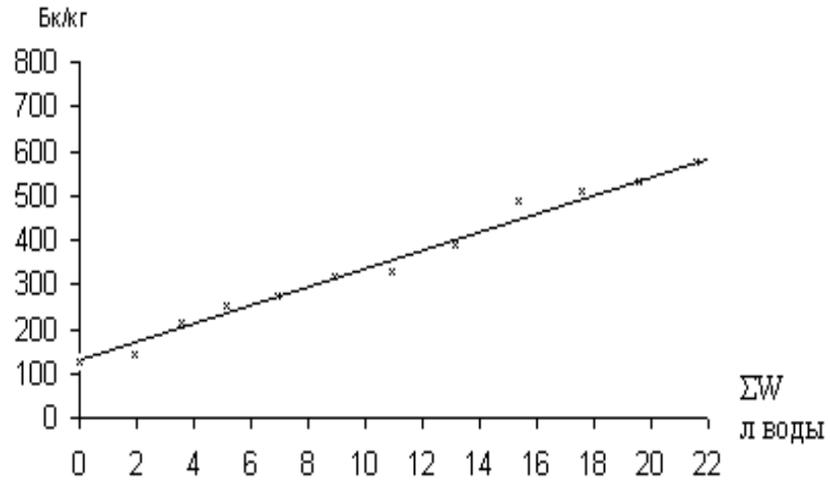


Рис.3.31 Накопление цезия в слое цеолита 2,5 см с периодическим замораживанием при фильтрации радиоактивной воды прерывистыми циклами.

В проводящих элементах осушительной сети, на ручьях расходы воды значительно превышают указанные в таблице 3.21.

Таблица 3.21
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 1 м 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 |

Продолжение таблицы 3.21

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|---|-----|------|------|-------|------|------|
| 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 |

Чтобы увеличить пропускную способность кассет, можно строить на каналах и ручьях локальные очистные сооружения с поперечными сечениями в несколько м², 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 дырчатыми стенками.

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 литературным 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 0,0842 м³ на 1 м² площади кассеты, что позволяло снизить удельную активность на 88,3 Бк/кг. При фильтрационном расходе 0,0058 л/мин, скорости фильтрации 0,037 м/ч кассета теряет 27,7% цезия от первоначального содержания 318,7 Бк/кг. Снижение удельной активности на 1 Бк/кг обеспечивается подачей на 1 м² кассеты 0,954 литра воды. Регенерацию цеолитовых кассет можно ускорить подачей большего объема воды и, как рекомендуется по литературным источникам, подачей 3 – 5% раствора хлористого натрия в течение 1 – 2 сут.

Для очистки загрязненных радионуклидом цезия цеолитовых кассет можно применять метод выпаривания предварительно замоченных кассет.

Испытанию подвергалась кассета с гранулами цеолита до 2 мм, исходной удельной активностью 696 Бк/кг. Кассета заливалась количеством воды, в три раза больше, 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%.

3.16. 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 поверхностных и внутрипочвенных вод 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 3.32.

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 водупором. 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.

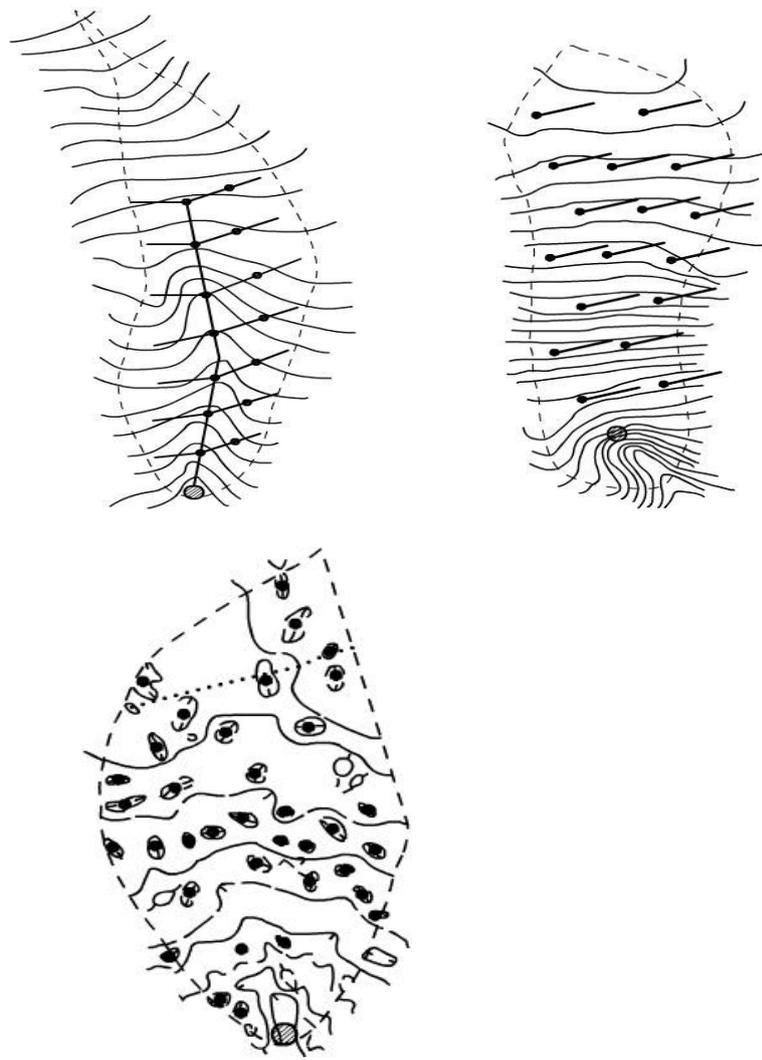


Рис. 3.32. Размещение колодцев-поглотителей и собирателей на водосборных площадях

- - мелкотрубчатый колодец
- - поглотительный колодец с собирателем

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 3.33.

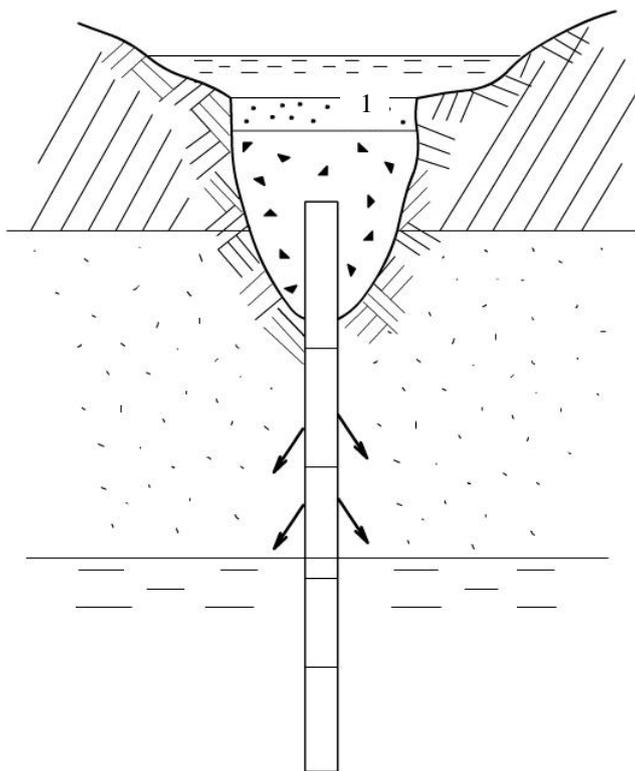


Рис. 3.33. Поглощающий колодец-скважина.
1- цеолитовая кассета

3.17. 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 пропуск меженного 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 подпоры воды и тем самым предотвращающие размыв дна. Стенки запруд располагают поперек русла, вреза в дно и откосы оврага на 0,3-0,5 м. Высота стенок до 1 м. При устройстве плетневых сооружений кольца 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.

Литература

1. 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
2. Василенков В.Ф. Моделирование процессов стекания грунтовых вод с водосбора и методы расчета с/х дренажа. – Брянск: Изд. БГСХА, 1995. – 250с.
3. 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.
4. Васильева И.А., Журавлев Г.И., Корюкин С.Н. и др. Под ред. Розанова Н.П. Гидротехнические сооружения. – Стройиздат, 1978. – 647 с.
5. Гончаров В.Н. Динамика русловых потоков. – Л.: Гидрометиздат, – 1962. – 374 с.
6. Зимон А.Д. Мир частиц. – М.: «Наука», 1988. – 192с.
7. Ибад-Заде Ю.А., Нуриев И.Г. Расчет отстойников. – М.: Стройиздат, 1972. – 168с.
8. Казаков С.В. Принцип оценки радиоэкологического состояния водных объектов. //Радиационная биология. Радиозэкология. – 2004. – Т.44. – №6. – С. 694-704
9. 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.
10. Фесенко С.В., Скотникова О.Г., Скрыбин А.М. и др. Моделирование долгосрочной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в непроточном пресноводном водоеме. //Радиационная биология. – 2004. – №4. – Т.44. – С. 466-472
11. Цеолиты: эффективность и применение в сельском хозяйстве / Под ред. Г.А. Романова. – М.: Росинформагротех, 2000. – Ч.1. – 291 с.

ГЛАВА 4. ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ЭФФЕКТИВНОСТЬ ИНЖЕНЕРНЫХ РЕАБИЛИТАЦИОННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ

4.1. 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.

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 излучения $D_{\text{внеш.}}$ 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. 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. 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. В течение 1993-95г снижение не выявлено, поэтому можно воспользоваться для расчетов значениями к.п. для 1993-95г, приведенными в таблице 4.1.

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 370 кг.

Таблица 4.1
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 |

4.2. Экономическая эффективность промывных поливов (в примерах)

4.2.1. Расчет предотвращенной дозы внутреннего облучения

Загрязнение сельхозпродукции определяется по формуле:

$$Q = K_{\text{п}} \cdot \sigma \quad \text{Бк/кг} \quad (4.1)$$

где $K_{\text{п}}$ - коэффициент перехода ^{137}Cs из почвы в продукцию в любой год после аварии (Бк/кг)/(кБк/м²). Для молока (см. табл.4.1) $K_{\text{п}}^{\text{М}} = 0,1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, для картофеля $K_{\text{п}}^{\text{К}} = 0,02 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$.

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/м^2 , соответствующая снижению удельной активности на 800 Бк/кг .

Предотвращаемая индивидуальная доза облучения при потреблении молока равна:

$$Q_{\text{вн.инд.}}^{\text{м}} = 0,1 \cdot 10^{-3} \cdot 200 = 20 \text{ Бк/кг}. \quad (4.2)$$

При потреблении картофеля:

$$Q_{\text{вн.инд.}}^{\text{к}} = 0,02 \cdot 10^{-3} \cdot 200 = 4 \text{ Бк/кг}. \quad (4.3)$$

С учетом потребления одним человеком 370 л молока и 370 кг картофеля в год получим:

$$Q_{\text{вн.инд.}}^{\text{м}} = 20 \cdot 370 = 7400 \text{ Бк/год}, \quad (4.4)$$

$$Q_{\text{вн.инд.}}^{\text{к}} = 4 \cdot 370 = 1480 \text{ Бк/год}. \quad (4.5)$$

Общая предотвращенная индивидуальная доза облучения ^{137}Cs :

$$D_{\text{вн.инд.}} = (Q_{\text{вн.инд.}}^{\text{м}} + Q_{\text{вн.инд.}}^{\text{к}}) \cdot dK \text{ мЗв/год}, \quad (4.6)$$

где $dK = 1,4 \cdot 10^{-5} \text{ мЗв/Бк}$ - коэффициент пересчета от годового поступления ^{137}Cs в организм человека к эффективной дозе.

$$D_{\text{вн.инд.}} = (7400 + 1480) \cdot 1,4 \cdot 10^{-5} = 0,1244 \text{ мЗв/год}. \quad (4.7)$$

Коллективная предотвращенная доза внутреннего облучения:

$$D_{\text{вн.кол.}} = D_{\text{вн.инд.}} \cdot N \text{ чел. Зв}, \quad (4.8)$$

где N - число жителей в населенном пункте, чел.

$$D_{\text{вн.кол.}} = 0,1244 \cdot 1057 = 0,1314 \text{ чел. Зв}. \quad (4.9)$$

4.2.2. 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/м^2 .

Перейдем от предотвращенного загрязнения 100кБк/м^2 к снижению фона γ -излучения мкР/час : $1\text{мкР/час}=3700\text{Бк/м}^2$.

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:

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-2000 час/год;

время пребывания на открытых территориях-2380 час/год;

время нахождения в закрытых помещениях (дома)-4380 час/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_n , находящегося на открытом воздухе определится так:

От начала года до 1 июня

$$D'_n = \frac{2380}{365} \cdot 90 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 24 + \frac{2380}{365} \cdot 61 \cdot 0,87 \cdot 27 = 9649,6 + 9343,2 = 18,9926 \text{ мбэр} = 0,019 \text{ бэр} \quad (4.10)$$

После 1 июня до конца года

$$D''_n = \frac{2380}{365} \cdot 31 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 27 + \frac{2380}{365} \cdot 183 \cdot 0,87 \cdot 27 = 0,03136 \text{ бэр}, \quad (4.11)$$

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/Р;
 0,7- коэффициент задержки γ -излучения снежным покровом.

$$D_n = D'_n + D''_n, \quad (4.12)$$

$$D_n = 0,019 + 0,03136 = 0,05026 \text{ бэр}. \quad (4.13)$$

Годовая доза внешнего облучения жителя в закрытом помещении:
 до 1 июня:

$$D'_n = \frac{4380}{365} \cdot 151 \cdot 0,87 \cdot 0,5 \cdot 27 = 0,02128 \text{ бэр}. \quad (4.14)$$

после 1 июня

$$D''_n = \frac{4380}{365} \cdot 214 \cdot 0,87 \cdot 0,5 \cdot 27 = 0,03016 \text{ бэр}. \quad (4.15)$$

0,5- коэффициент экранирования закрытых помещений.

$$D_n = D'_n + D''_n \quad (4.16)$$

$$D_n = 0,02128 + 0,0301 = 0,05144 \text{ бэр} \quad (4.17)$$

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

$$D'_{\text{ин}} = \frac{2000}{365} \cdot 90 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 27 \cdot 0,75 + \frac{2000}{365} \cdot 61 \cdot 0,87 \cdot 27 \cdot 0,75 = 0,011976 \text{ бэр} \quad (4.18)$$

От 1 июня до конца года

$$D''_{\text{ин}} = \frac{2000}{365} \cdot 31 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 27 \cdot 0,75 + \frac{2000}{365} \cdot 183 \cdot 0,87 \cdot 27 \cdot 0,75 = 0,019766 \text{ бэр} \quad (4.19)$$

$$D_{\text{ин}} = D'_{\text{ин}} + D''_{\text{ин}} \quad (4.20)$$

$$D_{нт} = 0,01197 + 0,01976 = 0,03172 \text{бэр}. \quad (4.21)$$

Годовая индивидуальная предотвращенная доза внешнего облучения:

$$D_{\text{внеш.инд.}} = D_n + D_p + D_{нт} \quad (4.22)$$

$$D_{\text{внеш.инд.}} = 0,0502 + 0,05144 + 0,03172 = \quad (4.23)$$

$$= 0,1334 \text{бэр/год} = 1,334 \text{мЗв/год}$$

$$0,1 \text{бэр/год} = 1 \text{мЗв/год}.$$

Годовая коллективная предотвращенная доза внешнего облучения:

$$D_{\text{внеш.кол.}} = D_{\text{внеш.инд.}} \cdot N = 1,334 \cdot 1057 = 1,41 \text{чел} \cdot \text{Зв/год}. \quad (4.24)$$

Сумма внешней и внутренней годовой предотвращенной дозы облучения:

$$D_{\text{общ.кол.}} = 1,41 + 0,1314 = 1,5414 \text{чел} \cdot \text{Зв}. \quad (4.25)$$

4.2.3. 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, дождевальное устройство.

Стоимость строительства сооружений определяем в ценах 1984 года по справочнику. 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: $1248 + 115 = 1363 \text{руб/га}$.

Строительство оросительной системы для сенокосов: $1285 + 115 = 1400$ 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 1984 г к ценам 2008 г.

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: $\frac{391090}{4800} = 82$ 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:

$$1363 \cdot 26,2 \cdot 110 = 3928166 \text{ руб.}$$

4.2.4. 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 8-10 руб. на 1 га. 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.
2. По справочнику рыхление рыхлителем ГР - 2 стоит 5,3 руб./га.
3. Создание осушителей-распылителей проходами трактора.

Цена 1 т дизтоплива - 60 руб. 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 250,0 м, ширине пленки 0,5 м, потребуется $125,0 \text{ м}^2$ пленки. По проектным материалам

Рязаньгипроводхоза устройство противофильтрационного экрана стоит 2,96 руб. 100 м^2 или $2,96 \cdot 12,5 = 3,7$ руб. на 1 га.

Пленка из полиэтилена толщиной 0,2-0,5 мм стоит 811 руб. 1 т или 0,174 руб/ м^2 (1 м^2 пленки весит 0,215 кг).

Стоимость $125,0\text{ м}^2$ равна $0,174 \cdot 125,0 = 21,8$ руб.

Общая стоимость сооружения пленочных экранов на 1 га 25,5 руб.

5. Затраты на проектные работы составляют 10% от стоимости объектов основного назначения.

Затраты на строительство регулирующих устройств на 1 га:

$\Delta К = 19,4 + 5,3 + 0,05 + 25,5 + 0,1 (19,4 + 5,3 + 0,05 + 25,5) = 55,28$ руб.

Мероприятия по регулированию внутриснежного стока проводятся на территории населенного пункта 140 га, 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.

4.2.5. 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. Для разреженной сети неглубоких (0,7 м) 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 58 ц/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 1чел.Зв приводит к потенциальному ущербу, равному потере 1 чел.года жизни населения. 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:

$$T = \frac{K}{C + Д} \quad (4.26)$$

$$T = \frac{8948566}{18396 + 1407983} = 6,27 \text{ лет} . \quad (4.27)$$

Полученная окупаемость в 6,27 лет ниже нормативной окупаемости в целом по народному хозяйству – 7,1 года.

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.

4.2.6. 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:

$$Дq = \Delta Ц - (\Delta G + E_n \cdot \Delta K) , \quad (4.28)$$

где $\Delta Ц$ - 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:

$$\Delta G = 0,01(\alpha_1 + \alpha_2)\Delta K = 0,01\alpha \cdot \Delta K. \quad (4.29)$$

Согласно действующим нормативам, величина $\alpha=3-5\%$.

Дополнительную продукцию за счет равномерного распределения влаги на полях можно представить в следующем виде:

$$\Delta C = \eta[Y_0(1 - \Delta Y) - Y^1], \quad (4.30)$$

η - цена единицы продукции за вычетом расходов на ее уборку, руб/ц;

Y_0 - проектная урожайность с/х культур, ц/га;

Y^1 - 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. 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:

$$\Delta Y = 0,005 \cdot 2 = 0,01 \text{ руб.}, Y^1 = 13,2 \text{ ц/га}, Y = 22 \text{ ц/га (проект)}, \\ \eta = 9 \text{ руб./ц.}$$

$$\Delta C = 9[22,0(1 - 0,01) - 13,2] = 77,22 \text{ руб./га}, \quad (4.31)$$

$$\Delta G = 0,01\alpha \cdot \Delta K$$

$$\Delta G + E_n \cdot \Delta K = 0,01\alpha \cdot \Delta K + E_n \cdot \Delta K = (0,01\alpha + E_n)\Delta K,$$

$$0,01\alpha + E_n = 0,15$$

$\alpha = 0,03 - 0,05$ по действующим нормативам;

$E_n = 0,11$ - для овощеводческих хозяйств.

Чистый доход от проведения мероприятий по регулированию внутриснежного стока в расчете на 1 га:

$$Dq = 77,22 - 0,15 \cdot 55,28 = 68,93 \text{ руб./га.} \quad (4.32)$$

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 чел · Зв/год.

Эквивалентная стоимость предотвращенного за год облучения в 1,41 чел·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/м²:

$$T = \frac{1140655}{197400 + 360917} = 2,04 \text{ года.} \quad (4.33)$$

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.

4.3. Экономическая эффективность систем мероприятий, ускоряющих поверхностный, внутрипочвенный и грунтовый сток (в примерах)

4.3.1. Расчет предотвращенной дозы внутреннего облучения

Загрязнение сельхозпродукции определяется по формуле:

$$Q = K_{II} \cdot \sigma \text{ Бк/кг}, \quad (4.34)$$

где K_{II} - коэффициент перехода ^{137}Cs из почвы в продукцию в любой год после аварии (Бк/кг)/(кБк/м²). Для молока (см. табл.4.1) $K_{II}^M = 0,1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, для картофеля $K_{II}^K = 0,02 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$.

σ - плотность загрязнения ^{137}Cs пашни, сенокосов и пастбищ 50 кБк/м².

Предотвращаемая индивидуальная доза облучения при потреблении молока равна:

$$Q_{\text{вн.инд.}}^M = 0,1 \cdot 10^{-3} \cdot 50 = 5 \text{ Бк/кг}. \quad (4.35)$$

При потреблении картофеля:

$$Q_{\text{вн.инд.}}^K = 0,02 \cdot 10^{-3} \cdot 50 = 1 \text{ Бк/кг}. \quad (4.36)$$

С учетом потребления одним человеком 370 л молока и 370 кг картофеля в год получим:

$$Q_{\text{вн.инд.}}^M = 5 \cdot 370 = 1850 \text{ Бк/год}, \quad (4.37)$$

$$Q_{\text{вн.инд.}}^K = 1 \cdot 370 = 370 \text{ Бк/год}. \quad (4.38)$$

Общая предотвращенная индивидуальная доза облучения ^{137}Cs :

$$D_{\text{вн.инд.}} = (Q_{\text{вн.инд.}}^M + Q_{\text{вн.инд.}}^K) \cdot dK \text{ мЗв/год}. \quad (4.39)$$

где $dK = 1,4 \cdot 10^{-5} \text{ мЗв/Бк}$ - коэффициент пересчета от годового поступления ^{137}Cs в организм человека к эффективной дозе.

$$D_{\text{вн.инд.}} = (1850 + 370) \cdot 1,4 \cdot 10^{-5} = 0,0311 \text{ мЗв/год}. \quad (4.40)$$

Коллективная предотвращенная доза внутреннего облучения:

$$D_{\text{вн.кол.}} = D_{\text{вн.инд.}} \cdot N \text{ чел. Зв}, \quad (4.41)$$

где N - число жителей в населенном пункте, чел.

$$D_{\text{вн.кол.}} = 0,0311 \cdot 1057 = 0,03285 \text{ чел.} \cdot \text{Зв} \quad (4.42)$$

4.3.2. Расчет предотвращенной дозы внешнего облучения

Перейдем от предотвращенного загрязнения 50 кБк/м^2 к снижению фона γ -излучения мкР/час : $1 \text{ мкР/час} = 3700 \text{ Бк/м}^2$

За год фон излучения после проведения защитных мероприятий снизится на:

$$\frac{50 \cdot 10^3}{3700} = 13,5 \text{ мкР/час} . \quad (4.43)$$

Расчет предотвращенной дозы внешнего облучения проводится в соответствии с рекомендациями:

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 – 2000 час/год;

время пребывания на открытых территориях – 2380 час/год;

время нахождения в закрытых помещениях (дома) – 4380 час/год (12 часов в сутки).

В н.п. Старые Бобовичи снежный покров устанавливается на 4 месяца - декабрь, январь, февраль, март.

Годовая доза внешнего облучения жителя Старые Бобовичи $D_{\text{н}}$, находящегося на открытом воздухе определится так:

От начала года до 1 июня

$$\begin{aligned} D'_{\text{н}} &= \frac{2380}{365} \cdot 90 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 13,5 + \frac{2380}{365} \cdot 61 \cdot 0,87 \cdot 13,5 = \\ &= 4824,8 + 4671,6 = 9,496 \text{ мбэр} = 0,0095 \text{ бэр} \end{aligned} \quad (4.44)$$

После 1 июня до конца года

$$D_n'' = \frac{2380}{365} \cdot 31 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 13,5 + \frac{2380}{365} \cdot 183 \cdot 0,87 \cdot 13,5 =$$

$$= 1661,87 + 14014,84 = 15676,71 \text{ мкбэр} = 15,677 \text{ мбэр} = 0,01568 \text{ бэр} \quad (4.45)$$

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/Р;
0,7- коэффициент задержки γ - излучения снежным покровом.

$$D_n = D_n' + D_n'' \quad (4.46)$$

$$D_n = 0,0095 + 0,01568 = 0,02518 \text{ бэр}. \quad (4.47)$$

Годовая доза внешнего облучения жителя в закрытом помещении:

до 1 июня:

$$D_n' = \frac{4380}{365} \cdot 151 \cdot 0,87 \cdot 0,5 \cdot 13,5 = 10640,97 \text{ мкбэр} = 0,01064 \text{ бэр} \quad (4.48)$$

после 1 июня

$$D_n'' = \frac{4380}{365} \cdot 214 \cdot 0,87 \cdot 0,5 \cdot 13,5 = 15080,64 \text{ мкбэр} = 0,01508 \text{ бэр} \quad (4.49)$$

0,5- коэффициент экранирования закрытых помещений.

$$D_n = D_n' + D_n'' \quad (4.50)$$

$$D_n = 0,01064 + 0,01508 = 0,02572 \text{ бэр}. \quad (4.51)$$

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

$$D_{\text{шт}}' = \frac{2000}{365} \cdot 90 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 13,5 \cdot 0,75 + \frac{2000}{365} \cdot 61 \cdot 0,87 \cdot 13,5 \cdot 0,75 =$$

$$= 3040,8 + 2944,3 = 5985,1 \text{ мкбэр} = 0,005985 \text{ бэр} \quad (4.52)$$

От 1 июня до конца года

$$D_{\text{шт}}'' = \frac{2000}{365} \cdot 31 \cdot 0,87 \cdot 0,7 \cdot 13,5 \cdot 0,75 + \frac{2000}{365} \cdot 183 \cdot 0,87 \cdot 13,5 \cdot 0,75 =$$

$$= 1047,4 + 8832,9 = 9880,3 \text{ мкбэр} = 0,00988 \text{ бэр} \quad (4.53)$$

$$D_{ин} = D'_{ин} + D''_{ин} \quad (4.54)$$

$$D_{ин} = 0,005985 + 0,00988 = 0,015865 \text{бэр} . \quad (4.55)$$

Годовая индивидуальная предотвращенная доза внешнего облучения:

$$D_{внеш.инд.} = D_n + D_n + D_{ин} \quad (4.56)$$

$$D_{внеш.инд.} = 0,02518 + 0,02572 + 0,015865 = \\ = 0,066765 \text{бэр} / \text{год} = 0,6676 \text{мЗв} / \text{год} \quad (4.57)$$

$$0,1 \text{бэр} / \text{год} = 1 \text{мЗв} / \text{год}.$$

Годовая коллективная предотвращенная доза внешнего облучения:

$$D_{внеш.кол.} = D_{внеш.инд.} \cdot N = 0,6676 \cdot 1057 = 0,705 \text{чел} \cdot \text{Зв} / \text{год} . \quad (4.58)$$

Сумма внешней и внутренней годовой предотвращенной дозы облучения:

$$D_{общ.кол.} = 0,705 + 0,0325 = 0,738 \text{чел} \cdot \text{Зв} . \quad (4.59)$$

4.3.3. Определение стоимости строительства защитных мероприятий, снижающих дозу облучения людей

Для реабилитации радиоактивно загрязненных территорий применяем систему мероприятий ускоряющих поверхностный сток. Отвод с поверхности почвы и из пахотного (корнеобитаемого) слоя всей отдаваемой почвой гравитационной воды в период его переувлажнения осуществляется открытыми собирателями, осушительными ложбинами, разъемными, межрядовыми, межгребневыми бороздами.

Стоимость систематической сети открытых каналов при расстоянии между каналами 20-30 м в ценах 1984 г. равна 400-520 руб, разреженная открытая сеть при расстоянии между каналами 40-60м – 300-350 руб.

Расстояние между открытыми собирателями в сочетании агромелиоративными мероприятиями рекомендуется принимать на минеральных почвах по данным СевНИИГиМа:

Таблица 4.2

Расстояния между открытыми собирателями

| Характер использования территории | Расстояние, м при уклонах поверхности | | | |
|-----------------------------------|---------------------------------------|--------------|------------|------------|
| | менее 0,0005 | 0,0005-0,002 | 0,002-0,01 | более 0,01 |
| пашня и пастбище | 60-80 | 80-100 | 100-140 | 140-160 |
| улучшенные сенокосы | 80-100 | 100-130 | 130-180 | 180-200 |

Применяя систему агромелиоративных мероприятий, расстояние между постоянными каналами может быть увеличено до 60-180 м, что позволяет на 30-35% снизить капиталовложения на строительство систем.

С некоторым запасом принимаем стоимость строительства на пашне и пастбище – 200 руб на 1га, на сенокосах – 150 руб на 1га.

Применяемые агромелиоративные мероприятия, ускоряющие отвод воды с поверхности почвы и из пахотного слоя:

а) узкозагонная вспашка - применяется обычно осенью и весной вдоль уклона поверхности участка с образованием разъемных борозд;

б) нарезка гряд – производится под посев или посадку овощей, картофеля вдоль уклона;

в) гребневая вспашка – проводится под посев ранних овощных культур и картофеля вдоль уклона поверхности участка;

г) выборочное бороздование – применяется на полях с неровным, имеющим замкнутые понижения (блюдца) рельефом, для спуска накапливающейся в понижениях воды в открытую сеть, глубина борозд- 25-30 см.

Затраты на проведение агромелиоративных мероприятий не велики. В производственных условиях они обычно не превышают 8-10 руб на 1 га (в ценах 1984г), стоимость дополнительной продукции составляет в среднем 60-70 руб на 1 га, т.е. в 6-9 раз больше величины затрат. По овощным культурам и картофелю эта разница бывает еще большей.

Для населенного пункта Ст. Бобовичи годовая потребность в картофеле составит:

$1057 \text{ чел} \cdot 370 \text{ кг/чел} = 391090 \text{ кг}$,
потребность в молоке:

$1057 \text{ чел} \cdot 370 \text{ л/чел} = 391090 \text{ л}$,

При урожайности картофеля 150 ц/га нужно 26,1 га пашни. Одна корова в год потребляет 3 т сена – это 1 га сеяных трав, а для выпаса в пастбищный период нужно 1 га пастбища.

При надое 16 л в сутки, за год корова дает $16 \cdot 10 \cdot 30 = 4800 \text{ л/год}$.

Необходимое количество коров:

$$\frac{391090}{4800} = 82 \text{ гол.}$$

Необходимая площадь пастбища 82 га, сенокосов 82 га.

Если принять, что картофель, для производства которого потребуется 26,1 га, население будет выращивать на приусадебных участках в черте населенного пункта, то площадь сельхозугодий составит: пастбища 82 га, сенокосов 82 га.

Стоимость строительства водоотводящей сети на пастбище:

$$82 \cdot 200 \cdot 70 = 1148000 \text{ руб.}$$

на сенокосах:

$$82 \cdot 150 \cdot 70 = 861000 \text{ руб.}$$

Площадь н.п. Ст.Бобовичи составляет 140га и строительство систем ускорения стока в населенном пункте обойдется в:

$$140 \cdot 200 \cdot 70 = 1960000 \text{ руб.}$$

где 70- коэффициент перехода от цен 1984г к ценам 2007 года.

Общие капитальные затраты:

$$K = 1148000 + 861000 + 1960000 = 3969000 \text{ руб.}$$

4.3.4. Расчет экономической эффективности

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. 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:

- пастбища 82га, стоимость строительства 1148000 руб.
- сенокосы 82га, стоимость строительства 861000 руб.
- пахотные земли для картофеля 26,1га, стоимость строительства $21,6 \cdot 200 \cdot 70 = 365400$ руб.

Общие капиталовложения для строительства систем, ускоряющих поверхностный сток на землях, приносящих чистую прибыль от производимой сельскохозяйственной продукции, составит:

$$1148000 + 861000 + 365400 = 2374400 \text{ руб.}$$

При сроке окупаемости 5 лет годовой чистый доход равен:

$$D = \frac{2374400}{5} = 474880 \text{ руб.}$$

Согласно нормам радиационной безопасности НРБ-99 для обоснования расходов на радиационную защиту принимается, что облучение в эффективной коллективной дозе в 1чел.-Зв приводит к потенциальному ущербу, равному потере 1 чел.-года жизни населения. Величина денежного эквивалента потери 1 чел.-года жизни населения устанавливается в размере не менее 1 годового душевого национального дохода. Средний душевой доход составил в 2006 году – 120000 руб.

Эквивалентная стоимость предотвращенного за год облучения в 0,738чел.-Зв составит $C=0,738*120000=88560$ руб.

Окупаемость общих затрат на строительство инженерных систем, снижающих радиоактивное загрязнение местности на 50 кБк/м², составит:

$$T = \frac{K}{C + D}, \quad T = \frac{3969000}{88560 + 474880} = 7 \text{ лет}. \quad (4.60)$$

Полученная окупаемость в 7 лет соответствует нормативной окупаемости в целом по народному хозяйству – 7,1 года.

Необходимо отметить, что в данном примере принимались показатели по интенсивности отвода радионуклидов осушительной сетью, урожайности картофеля, многолетних трав, по годовым надоям молока и др. близкие к средним показателям.

4.4. Расчет времени достижения среднегодовой дозы облучения жителей населенных пунктов

Закон «О радиационной безопасности населения», принятый в 1996 г. предписывает ограничение облучения населения 1 мЗв в год.

Сельское население проводит на открытой местности большую часть времени суток. Жилые дома, в основном, являются одноэтажными и менее защищенными, чем городские дома. Доза внешнего облучения является для сельских жителей преобладающей. Предлагаемые инженерные мероприятия по ускорению поверхностного стока направлены, прежде всего, на снижение дозы внешнего облучения. Особенно необходимы мероприятия ускоряющие сток на приводораздельных площадях, где преобладают небольшие уклоны. Много замкнутых

понижений и у подножия склонов, где уклоны снова уменьшаются.

На территориях с густой гидрографической сетью талые воды весной и ливневые воды летом беспрепятственно стекают в балки, овраги, реки и как показали многочисленные полевые обследования, уносят с собой радионуклиды так, что радиационный фон вдоль склона снижается по сравнению с водоразделом в несколько раз.

Примем, что благодаря самоочищающей способности естественных нерегулируемых водных потоков по данным полевых измерений радиоактивность снижается на 40 кБк/м^2 в год.

Рассчитывая по формулам (4.34) и (4.39), находим общую индивидуальную дозу снижения внутреннего облучения от самоочищающей способности водных потоков:

$$D_{\text{вн.инд.}} = 0,0249 \text{ мЗв/год.}$$

Рассчитаем по формулам (4.46, 4.50, 4.54, 4.56) общую индивидуальную дозу снижения внешнего облучения от самоочищающей способности водных потоков в размере $40 \text{ кБк/м}^2 = 10,8 \text{ мкР/ч}$.

$$D_{\text{вн.инд.}} = D_n + D_p + D_{\text{ит}} = 0,534 \text{ мЗв/год,} \quad (4.61)$$

$$D_{\text{вн.инд.}} + D_{\text{внеш.инд.}} = 0,0249 + 0,534 = 0,559 \text{ мЗв/год.} \quad (4.62)$$

Снижение индивидуальной дозы облучения от самоочищающей способности водных потоков и в результате строительства систем ускорения поверхностного стока составит: $0,559 + 0,699 = 1,258 \text{ мЗв/год}$.

На начало рассматриваемого периода доза внутреннего облучения, рассчитанная по формулам (4.34) и (4.39) составит при плотности загрязнения сельхозугодий 1044 кБк/м^2 :

$$D_{\text{вн.инд.}} = 0,648 \text{ мЗв/год.}$$

Доза внешнего облучения на начало рассматриваемого периода, рассчитанная по формулам (4.46, 4.50, 4.54, 4.56) составит:

$$D_{\text{внеш.инд.}} = 5,258 + 4,334 + 2,995 = 12,587 \text{ мЗв/год.} \quad (4.63)$$

$$D_{\text{вн.инд.}} + D_{\text{внеш.инд.}} = 0,647 + 12,587 = 13,235 \text{ мЗв/год} \quad (4.64)$$

Находим, через сколько лет доза населения не будет превышать 1мЗв/год без учета естественного радиационного фона $\frac{13,235 - 1,0}{1,258} = 9,7 \text{ года}$.

Для сокращения этого срока необходимы водохозяйственные мероприятия.

Защитные реабилитационные мероприятия проводятся на территориях, где отсутствует длительное наблюдение за уровнями радиации, поэтому невозможно определить значение параметров Z_0 , Z_∞ , $Z_{\text{ст}}$, $\mu_1 H_B + \mu_1 \chi m_\phi$ расчетной обеспеченности, необходимые для расчета открытых собирателей сразу для всей площади реабилитации.

Целесообразно работу проводить в несколько этапов: сначала, на основе предпроектных изысканий, включающих обязательное наблюдение по створам за уровнями радиации в течение 1-2- лет, проектируется разреженная сеть собирателей, трассируя их поперек направления потока. По данному проекту выполняется строительство, и проводятся в дальнейшем 2-3 года производственные исследования работы сети каналов, ускоряющих поверхностный сток, в ходе которых по изложенной выше методике определяются скорости изменения уровня радиации, отдельные составляющие баланса радионуклидов и намечаются площади, где необходимо усилить осушение и дополнить сеть собирателей.

Затем выполняется второй этап проектирования, строительства и производственных исследований, затем третий и т.д.

Постепенное дорабатывание, совершенствование водоотводной системы позволяет избежать перерасхода средств, точнее «нащупать» вариант системы оптимального регулирования цезиевого и водного режимов. Поэтапная технология строительства, совершенствования и реконструкции проводящей и регулирующей сети представляет повышенные требования к проектным и эксплуатационным организациям, к

проведению предпроектных изысканий и производственным исследованиям в процессе эксплуатации.

Литература

1. Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии. – М.: Агропромиздат, 1991. – 286с.
2. 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. – 392с.
3. Гавриченко А.И., Овсянников Е.П., Карпова Л.Н. и др. Правила безопасности при выполнении сельскохозяйственных работ в условиях радиоактивного загрязнения территории. /ВНИИОТ (НИИ охраны труда) – М., 1992. – 33с.
4. Ильин Л.А., Кириллов В.Ф., Коренков И.А. Радиационная безопасность и защита. – // Медицина, 1996. – 336с.
5. 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.
6. Климко А.И., Канцибер Ю.А., Ермолина Л.М. Расчеты оптимальных параметров с/х дренажа. – М.: «Колос», 1979. – 143с.
7. 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. – 22с.
8. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. – Департамент Госсанэпиднадзора России, 2005. – 86с.
9. 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 местности инженерными средствами в зоне радиоактивного

- загрязнения». № гос. регистрации 0120.0601161, инв. номер №0220.0600264. – Брянск: БГСХА, 2005г. – 161с.
10. 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
 11. 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
 12. Прокофьев О.Н. Определение уровня внутреннего облучения людей при землепользовании на территории, загрязненной радионуклидами. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. – Т.42. – №4. – С.457-461
 13. Рекомендации по мелиоративному обеспечению объектов орошения в зоне деятельности Ленгипроводхоза. – Л.: Ленгипроводхоз, 1974. – 180с.
 14. Справочник по экономике и планированию мелиораций в северо-западной зоне РСФСР. – М.: Россельхозиздат, 1972. – 392с.
 15. Справочник. Мелиорация и водное хозяйство. I. Экономика. Под редакцией В.Ф. Моховикова, – М.: Колос, 1984. – 255с.
 16. Федеральный закон «О радиационной безопасности населения». – ФЗ от 09.01.96. – №3.

Дополнительная литература

1. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.
2. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Агрохимия ¹³⁷Cs и его накопление сельскохозяйственными растениями // Агрохимия. - 1977. – № 2. – С. 129-142
3. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Поведение ¹³⁷Cs в системе «почва – растение» и влияние внесения

- удобрений на накопление радионуклида в урожае. // Агрохимия. – 1992. – N. 8. – С. 127 – 138
4. 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.
 5. Алексахин Р.М. Радиоэкологические уроки Чернобыля // Радиобиология. - 1993. - Т. 33. - Вып. 1. – С. 3–14
 6. 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.
 7. 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
 8. Анненков Б.Н. Итоги исследований по радиобиологии и радиоэкологии сельскохозяйственных животных. // Вестн. Рос. акад. с.-х. наук. – 1996. – N4. – С.15-25
 9. Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии – М.: Агропромиздат, 1991. – 286 с.
 10. Анохин В.Л. Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах. – М.: Атомиздат, 1974. – 144 с.
 11. Антыков А.Я. Почвы Брянской области и условия их образования. – Брянск, 1958. – 162 с.
 12. 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
 13. Белоус Н.М. и др. Способы уменьшения содержания радионуклидов в кормах // Химия в сел. хоз-ве. –1996. – N1. – 26 с.
 14. 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
15. 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.
 16. 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.
 17. Беляев В.А. Борьба с водной эрозией почв в Нечерноземной зоне. – М.: Россельхозиздат, 1976. – 272с.
 18. 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. 64 – 73
 19. 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
 20. Василенков В.Ф. Моделирование процессов стекания грунтовых вод с водосбора и методы расчетов сельскохозяйственного дренажа. – Брянск.: Изд. БГСХА, 1995. – 250 с.
 21. Василенко И.Я. Цезий-137 в биосфере. // Гигиена и санитария. – 1989. – N7. – С. 55-58
 22. Васильченко Г.В. Отчет о результатах выполнения НИР. – Минск, 1993. – 65с.
 23. Воробьев Г.Т. Почвы Брянской области. – Брянск: «Грани», 1993. – 160с.
 24. 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.
 25. Волков П.С. Щелевание как метод увлажнения почвы поверхностными водами. // ГиМ – 1954. – N1. – С.19-30
 26. Временные рекомендации по проведению проектно-исследовательских работ по строительству осушительных систем в условиях радиоактивного загрязнения территории в

- результате аварии на Чернобыльской АЭС. – С.Петербург, 1992. – 9с.
27. Временные рекомендации по проектированию мелиоративных объектов на землях, загрязненных радионуклидами аварийных выбросов Чернобыльской АЭС. – Минск, 1987. – 40с.
 28. 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
 29. Гулякин И. В., Юдинцева Е.В. Сельскохозяйственная радиобиология – М.: Колос, 1973. – 272 с.
 30. 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
 31. Грибкова Н.Г. Повышение урожайности путем эффективного использования осадков. – Л.: Гидрометеиздат, - 1969. – 94с.
 32. Израэль Ю.А., Вакуловский С.М. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. – Л.: Гидрометеиздат, 1990.
 33. 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
 34. Клишко А.И. Осушение тяжелых почв закрытым дренажем. /Сб. Осушение тяжелых почв. – М.: Колос, 1981. – С.41-50
 35. 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
 36. Канцибер Ю.А. Организация стока талых вод с осушенных торфяников./ Сб. Мелиорация сезонно-мерзлых почв. Сев НИИГ и М. – Л., 1981. – С.75-81
 37. Калацкий В.С. Чернобыль и Брянщина. // Химия в сел. хоз-ве. – 1996. – N1. – С.15-16

38. Караваева Б.Н., Молчанова И.В. Поведение радионуклидов в переувлажненных почвах зон воздействия ядерного предприятия на Урале // Экология. -1997. – №3. – С. 191 -194
39. 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.
40. Клечковский В.М., Гулякин И.В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония // Почвоведение. – 1958. – №3. – С. 1-16
41. 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
42. Корнеев Н.А., Егорова В.А. К вопросу о миграции ¹³⁷Cs в почвенно-растительном покрове // Сельскохозяйственная биология. – 1989. –№1. – С.35-40
43. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. – М.: Энергоатомиздат, 1987.
44. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., Корнеева Н.В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. – М.: Колос, 1977.
45. Корнеев Н.А., Фирсакова С.К., Малышева М.Р. Поступление стронция-90 в луговые травы из почв различных типов Нечерноземной зоны // Почвоведение. –1975. – № 11. – С.53 – 59
46. 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.
47. 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. – №10. – С. 26 – 34

48. 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. – №5. – С.677-625
49. 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
50. Куркин К.А., Голованов А.И. К вопросу об эрозии на распаханых участках поймы в период половодья // Почвоведение, 1964. – №8. – С.81 –87
51. Лоцилов 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
52. 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
53. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. –М.: Атомиздат, 1974. – 250 с.
54. Маркина З.Н., Курганов А.А., Воробьев Г.Т. Радиоактивное загрязнение продукции растениеводства Брянской области. – Брянск: БГСХА, 1997. –241 с.
55. 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
56. Мельникова М.К., Ковеня С.В. Применение радиоактивных индикаторов для моделирования процессов лессиважа // Почвоведение. – 1971. – №10 – С.42-49
57. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М. и др. Исследование поведения ^{137}Cs в системе почва - растение /

- Тез. докл. 1-й Всес. науч. конф.: "Проблемы взаимодействия общества и природы". – М.: МГУ, 1978. – С.141 – 142
58. Молчанова И.В. Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологическое изучение почвенно-растительного покрова сопряженных участков ландшафта в зоне Чернобыльской АЭС // Экология. – 1990. – N 3. – С.30 -35
 59. 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. – N4. – С. 57 – 62
 60. 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
 61. 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
 62. Маслов Б.С. Весенний поверхностный сток на осушенных болотах. // Метеорология и гидрология. – 1962. – N1. – С.12-14
 63. Мурахтанов Е.С., Ахременко С.А., Акименков Н.В., Самойленко В.М. Радиоационно-экологическая обстановка Брянской области. – Брянск, 1994. –71с.
 64. 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
 65. 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
 66. Ногина Н.А. Белорусская провинция дерново - подзолистых слабо-гумусированных почв и низинных болот / Почвенно-географическое районирование СССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 79 – 80
 67. Орлова Е.И., Смиренная В.А. Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений. – Сыктывкар. –1974.

68. 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.
69. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 215 с.
70. Поляков Ю.А. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве / В кн.: Современные проблемы радиобиологии. – Т. 2., Радиозэкология. Под ред. В.М. Ключковского. – М.: Атомиздат, 1971. – С. 90 – 97
71. Поляков Ю.А. Радиозэкология и дезактивация почв. – М.: Атомиздат, 1970. – 303 с.
72. Почвоведение. Под ред. В.А. Ковды, Б.Г. Розанова. В 2 ч. – М.: Высш. шк., 1988. – 768 с.
73. Природное районирование и типы с/х земель Брянской области. – Брянск: Приокское кн. издат., 1975. – 611с.
74. Пристер Б.С., Иванов Ю.А., Перепелятникова Л.В. Проблемы применения контрмер в сельском хозяйстве Украины после аварии на Чернобыльской АЭС // Вісник Агр. науки. -1996. – N 1. – С.74 – 81
75. Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец Щ.Ф. и др. Основы сельскохозяйственной радиологии. – Киев: Урожай, 1988.
76. 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
77. 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
78. Просяников 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
79. Просянных Е.В. Пути повышения эффективности плодородия Брянской области в условиях интенсивного земледелия. – Белгород, 1990. – 16с.
 80. 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
 81. 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
 82. Просянных Е.В., Рыжиков В.А. Естественные пойменные луга в роли радиэкологического барьера / Экологические проблемы сельскохозяйственного производства: (Тез. докл. Межд. конф.) – Воронеж: ВГАУ – 1994. – С. 29 – 30
 83. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-механические механизмы и моделирование / Под ред. Алексахина Р.М. – М.: Энергоиздат, 1981. – 98 с.
 84. Прохоров В.М., Фрид А.С. Связь между адсорбцией и скоростью диффузии микроколичеств стронция в почве. // Радиохимия. – 1966. – Т. 8. – №6. – С. 695-696
 85. 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
 86. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. – М.: Энергоиздат, 1981. – 99с.
 87. Рассел Р.С. Радиоактивность и пища человека. Пер. с англ. – М.: Атомиздат, 1971. – 375 с.
 88. Ресурсы поверхностных вод СССР / Описание рек и озер. Т.5. Белоруссия и Поднепровье. Ч. I. – Л.: Гидрометеиздат, 1971. – С. 153-169

89. Ресурсы поверхностных вод СССР / Описание рек и озер. Т.5. Белоруссия и Поднепровье. Ч. I. - Л.: Гидрометеиздат, 1967. – С.277 – 285
90. Романенко А. А. Пути снижения поступления ^{137}Cs в молоко при пастбищном содержании коров. Автореф. дисс. канд. биол. наук. – Брянск, 1994. – 20с.
91. Рекомендации по проектированию и выполнению строительных работ по глубокому и мелиоративному рыхлению почв Нечерноземной зоны РСФСР. – М., 1981. – 62с.
92. Руководство по глубокому рыхлению осушаемых минеральных почв. ВТР-II-27-80. – М., 1981. – 40с.
93. 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
94. 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
95. Светов В.А. Проблемы Чернобыля в агропромышленном комплексе России // Химия в сел. хоз-ве. – 1996 – N1. – С. 2 – 3
96. Сельскохозяйственная радиэкология / Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
97. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Миграция ^{137}Cs в почвах СССР / Труды ИЭМ. – 1980. – Вып. 10. (86). – С. 47 – 51
98. Системный анализ и научное знание. Отв. Ред. Д.П. Горский. – М.: Наука, 1978. – 245с.
99. Смирнов А.М. Расчет поглотительных колонок на дренах. // М и ВХ – 1990. – N10. – С. 31-34
100. Сухарев И.П. Регулирование и использование местного стока. М.: Колос, 1976. – 272с.
101. 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.

102. 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
103. Голчельников Ю.С. Эрозия и дефляция почв. Способы борьбы с ними. – М.: Агропромиздат, 1990. – 158 с.
104. 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
105. Трегубов П.С., Зверханский Н.В. Борьба с эрозией почв в Нечерноземье. – Л.: Колос, Ленинградское отделение, 1981. – 160 с.
106. Турецкий Р.Л. Механизация агромелиоративных работ на тяжелых минеральных почвах. Сб. Осушение тяжелых почв. – М.: Колос, 1981. – С.189.
107. Тюрюканов А.Н. Об особенностях химического состава почвенно-грунтовых вод поймы и определяющих ее факторах // Почвоведение. – 1957.-N9.
108. Тюрюканов А.Н. Пойменные почвы нижнего течения р. Москвы. Дисс.- М., 1956.
109. Тюрюканов А.Н., Федоров В.М. Н.В. Темофеев-Ресовский: Биосферные раздумья. – М., 1996. – 368 с.
110. Тюрюканова Э.Б. Радиогеохимия почв полесий Русской равнины (на примере Мещерской низменности). – М.: Наука, 1974. – 156 с.
111. Тюрюканова Э.Б. Экология стронция - 90 в почвах. – М.: Атомиздат, 1976. – 128 с.
112. Фесенко С.В., Скотникова О.Г., Скрыбин А.М., Сафронова Н.Г., Гонтаренко И.А. Моделирование долгосрочной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в непроточном водоеме: // Радиационная биология. – 2004. – N4. – Т.44. – С. 466-472

113. Фирсакова С.К. Луговые биогеноценозы как критические радио- экологические 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.
114. Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В. Поглощение ^{90}Sr и ^{137}Cs луговыми растениями из дернины // Докл. ВАСХНИЛ. – 1980. – №9. – С.19 -22
115. Фридман А.И., Мاستицкий Н.В., Фаворин Н.Н., Маттисен А.Э. Малые реки в народном хозяйстве СССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1949.
116. Чернобыль. Пять трудных лет: /Сборник материалов. – М.: Изд. АТ., – 1992. – 381с.
117. Черненко В.Я., Стариков Х.Н. Эффективность глубокого рыхления тяжелых почв в Нечерноземной зоне. // ГиМ – 1980. – №5. – С. 52-54
118. Шагалова Э.Д. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белоруссии // Почвоведение. – 1982. – №11. – С. 26 – 33
119. Шамов Г.И. Речные наносы. Режим, расчеты и методы измерений. –Л.: Гидрометеиздат, 1959. – 380 с.
120. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. – М.: «Наука», 1999. – 265с.
121. Юдинцева Е.В., Гулякин И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. – М.: Атомиздат, 1968. – 472 с.
122. 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
123. Aarkrog A., Traturgov Y., Policarpov G.G. Sources to environmental radioactive contamination in the former USSR // Roskilde, Denmark: Riso National Laboratory. 1993.
124. Evans E.G., Dekker A.G. Fixation and release of ^{137}Cs in soils and soil separates // Canad. J. Soil Sci., 1996. – V. 46. – № 2. – P. 175-180

125. Evans E.G., Dekker A.G. The fixation and plant recovery of ^{137}Cs // Soil Sci. – 1969. – V. 107. – №3. – P. 175-180
126. Ellis F.B., Mercer E.R. Studies of environmental contamination with fallout // Agricult. Research Council. Radiobiological Lab., Annual report, 1965. – V.4.
127. Gracham Bryce L.I. Giffiesion of Gations. Ser. Internat. Atomic Energi Adencu, 1965. – № 48. – 42p.
128. Graham E.R.. Uptake of waste ^{90}Sr and ^{137}Cs by soil and vegetation // Soil Sci., – 1958. – № 86. – P. 91 - 97
129. Graham E. R. Potassium dynamics in the soil // Soil Science, 1972. – 114. – № 5. – P. 349 - 354
130. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments produced in collaboration with the International Union of Radioecologist // Vienna: International Atomic Energy Agency.- 1994.-75 p.
131. Handly R., Overstreet R. Effect of various cationc upon absorption of carrierfree cesium // Plant Pheisiology, 1961. – № 36. – P.66-69
132. 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.
133. 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.
134. Schulz R.K., Overstreet R., Barshad I. On the Soil Chemistry of Caesium -137 // Soil Sci. -1960. - V. 89. - № 1. - P. 16 - 27.
135. Squire H.M., Middleton L.J. Long-term behavior of ^{90}Sr and ^{137}Cs in soil.-Agricult. Research Coucil. Radiobiological Lab., Annual report, 1963. – №10. –43p.
136. Valckle E. The behaviour dinamics of radiocaesium and radiostrontium in soils rich in organic matter. - Diss. of agricult. - Belgium, 1992. – 111 p
137. WHO Regional Office for Europe. Health hazards from radiocaesium following the Chernobyl nuclear accident: Report on a WHO working group// Environ. Radioaktivty. 1989. – № 3. – P. 257-296

ВАСИЛЕНКОВ В.Ф., ВАСИЛЕНКОВ С.В., КОЗЛОВ Д.В.

ВОДОХОЗЯЙСТВЕННАЯ РАДИОЛОГИЯ

Учебное пособие

Подписано в печать 2009 г. Т. - экз. Формат 60x84/8
Объем 23 уч.-изд.л. Печать ротационно-трафаретная.
Бумага офисная. Цена договорная. Заказ №

Отпечатано в лаборатории множительной техники МГУП

127550, Москва, ул. Прянишникова 19