

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ  
УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ  
«МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ  
ИМЕНИ М.В.ЛОМОНОСОВА»  
ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

*На правах рукописи*

**Комиссарова Ольга Леонидовна**

**ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИИ И АККУМУЛЯЦИИ ЦЕЗИЯ-137 В  
СИСТЕМЕ «ПОЧВА-РАСТЕНИЕ» СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ  
УГОДИЙ ПЛАВСКОГО РАДИОАКТИВНОГО ПЯТНА В ОТДАЛЕННЫЙ  
ПЕРИОД ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ**

Специальность 1.5.15 Экология (биологические науки)

Диссертация на соискание ученой степени  
кандидата биологических наук

Москва – 2023

## СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
ГЛАВА 1. ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР.....	12
1.1. Цезий, его радиоактивные изотопы. Источники поступления радиоцезия в окружающую среду.....	12
1.2. Радиоактивное загрязнение и реабилитационные мероприятия территорий, пострадавших от Чернобыльской аварии .....	14
1.3. Поведение $^{137}\text{Cs}$ в почве.....	19
1.4. Параметры аккумуляции $^{137}\text{Cs}$ в растениях .....	23
1.5. Калий в почве и растениях .....	30
1.6. Сравнение поведения $^{137}\text{Cs}$ и калия в системе «почва-растение» .....	33
ГЛАВА 2. ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ .....	39
2.1. Природные условия Тульской области .....	39
2.1.1. Климат .....	39
2.1.2. Рельеф и геология .....	39
2.1.3. Гидрография .....	40
2.1.4. Почвы .....	40
2.1.5. Растительность .....	41
2.2. Земельный фонд Тульской области .....	42
2.3. Современный уровень радиоактивного загрязнения территории Плавского радиоактивного пятна .....	43
ГЛАВА 3. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	46
3.1. Характеристика опорных площадок .....	46
3.2. Характеристика агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна .....	50
3.3. Полевой отбор почвы и растений.....	53
3.4. Лабораторные исследования.....	55
3.5. Расчеты и статистическая обработка результатов.....	57

ГЛАВА 4. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА АГРОЦЕНОЗОВ И ЛУГОВЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ ПЛАВСКОГО РАДИОАКТИВНОГО ПЯТНА .....	60
4.1. Физические и химические свойства почв .....	60
4.2. Биологические показатели растений агроценозов и луговых биогеоценозов .....	63
ГЛАВА 5. ПОВЕДЕНИЕ $^{137}\text{Cs}$ В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ АГРОЦЕНОЗОВ И ЛУГОВЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ ПЛАВСКОГО РАДИОАКТИВНОГО ПЯТНА .....	68
5.1. Накопление $^{137}\text{Cs}$ в почвах агроценозов и луговых биогеоценозов .....	68
5.2. Накопление $^{137}\text{Cs}$ в растениях агроценозов и луговых биогеоценозов .....	74
5.3. Параметры перехода $^{137}\text{Cs}$ из почвы в растения .....	78
5.4. Содержание калия в почве и растениях .....	85
5.5. Сравнительные особенности распределения $^{137}\text{Cs}$ и К в ризосферном пространстве травянистых растений .....	90
5.6. Сравнение поведения $^{137}\text{Cs}$ и К в биогеоценозах Плавского радиоактивного пятна .....	92
5.7. Биологические особенности растений, влияющие на биогеохимический цикл $^{137}\text{Cs}$ в травянистых экосистемах .....	96
5.8. Параметры распределения $^{137}\text{Cs}$ в системе «почва-растение» Плавского радиоактивного пятна в отдаленный период после аварии .....	98
5.9. Радиозкологическая оценка современного состояния почв и качества растительной продукции, получаемой в пределах Плавского радиоактивного пятна .....	99
ЗАКЛЮЧЕНИЕ .....	102
ВЫВОДЫ .....	104
ЛИТЕРАТУРА .....	106

## ВВЕДЕНИЕ

Авария на Чернобыльской атомной электростанции (далее – ЧАЭС), произошедшая в 1986 году, стала крупнейшей радиационной катастрофой XX века (INES, 2008) и привела к радиоактивному загрязнению обширных территорий России, Белоруссии, Украины и других стран Европы. Сельскохозяйственная отрасль производства нашей страны столкнулась при этом с серьезными последствиями: в результате аварии в Европейской части России пострадало более 2,3 млн. га земель сельскохозяйственного назначения (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992; Атлас загрязнения Европы..., 1998).

Основным дозообразующим радионуклидом в составе конденсационных чернобыльских выпадений являлся цезий-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ), имеющий длительный период полураспада ( $T_{1/2}=30,17$  лет) и прочно фиксируемый глинистыми минералами почв, в связи с чем представляющий наибольшую экологическую значимость среди чернобыльских радионуклидов.

Ореолы с превышением уровня радиоактивного загрязнения почвы ( $37$  кБк/ $\text{м}^2$  или  $1$  Ки/ $\text{км}^2$ ) в 5-40 раз (Атлас загрязнения Европы..., 1998; № 1244-1-ФЗ «О социальной защите граждан...», 1991) сформировались в таких регионах, как Брянская, Тульская, Калужская, Орловская области. В пределах черноземной зоны одним из наиболее пострадавших участков является Плавское радиоактивное пятно Тульской области с первоначальной плотностью загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  до  $555$  кБк/ $\text{м}^2$  (Атлас современных и прогнозных аспектов..., 2009).

Необходимость продолжения использования пострадавших земель в сельском хозяйстве инициировала масштабные международные исследования в области биогеохимии и радиоэкологии по изучению параметров перехода радионуклидов из почвы в продукцию растениеводства. В частности, были созданы международные программы: «Классификация почвенных систем на основе факторов перехода радионуклидов из почв в референтные растения» (Sanzharova et al., 2006), «Биологическая доступность радионуклидов в почвах»

(Tamponnet et al., 2008), также опубликованы методика «Количественная оценка транспорта радионуклидов в наземных и водных экосистемах в целях радиоэкологической оценки» (Quantification of radionuclide transfer..., 2009) и «Справочник численных параметров для прогноза распространения радионуклидов в наземных и водных экосистемах» (Санжарова и др., 2009; Handbook of parameter values..., 2010). Огромный вклад в изучение миграции радионуклидов в системе «почва-растение» внесли советские и российские ученые, проводившие натурные исследования в районах наиболее интенсивных чернобыльских выпадений (Алексахин и др., 1977; Кузнецов и др., 1986; Израэль и др., 1990; Пристер и др., 1990; Тихомиров и др., 1990; Моисеев и др., 1994; Круглов, 1997; Коноплев и Коноплева, 1999; Богдевич и др., 2000; Бондарь и др., 2000; Щеглов, 2000; Санжарова и др. 2007; и др.).

Однако в большинстве исследований рассматривается хозяйственно ценная часть урожая (зерно, бобы, стручки, листья, корнеплоды, клубни), тогда как сведения об аккумуляции радионуклида в несъедобных органах растений представлены фрагментарно, а роль корневых систем как биологических барьеров при миграционных потоках радионуклида в растение изучена недостаточно (Burger and Lichtscheidl, 2018). При этом для полного понимания и прогноза биогеохимического цикла  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение» агроценозов необходимо выявление особенностей накопления радионуклида в пахотных почвах районов чернобыльских выпадений, а также опробование как надземных, так и подземных органов растений, позволяющее определить параметры корневого поглощения и транслокации  $^{137}\text{Cs}$ , характерные для разных сельскохозяйственных культур. Оценка параметров перехода радионуклида в растения, проведенная разными авторами в различных натуральных или модельных условиях, является неоднозначной, а в ряде случаев носит дискуссионный характер.

Таким образом, исследование проблемы миграции долгоживущего техногенного  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение» сообществ культурных растений представляется интересной и перспективной задачей в области радиоэкологии.

**Цель работы:** изучить закономерности поведения и накопления  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение» агрогенных и естественных луговых биогеоценозов на черноземах, приуроченных к территории Плавского радиоактивного пятна в отдаленный период после аварии на ЧАЭС.

**Задачи исследования:**

1) оценить современные уровни радиоактивного загрязнения почв и растений в агрогенных и природных травянистых экосистемах исследуемого района;

2) исследовать распределение  $^{137}\text{Cs}$  в профиле пахотных и целинных почв на территории Плавского радиоактивного пятна;

3) выявить сравнительные особенности аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  и подвижных форм калия (К) в ризосфере различных сельскохозяйственных культур и травянистых растений природных лугов;

4) изучить распределение и параметры накопления  $^{137}\text{Cs}$  и К в надземной и подземной частях различных видов растений агроценозов и природных травянистых экосистем;

5) рассчитать основные статьи баланса  $^{137}\text{Cs}$  в агроценозах и природных травянистых экосистемах на территории Плавского радиоактивного пятна в отдаленный период после аварии на ЧАЭС.

**Объект исследования.** Почвы и растения агроценозов и луговых биогеоценозов на территории Плавского радиоактивного пятна. **Предмет исследования** – поведение  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение».

**Научная новизна.** В условиях натуральных полевых исследований была проведена количественная оценка интенсивности миграции  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение» агроценозов и луговых биогеоценозов в ореоле радиоактивного загрязнения черноземов европейской части России после завершения 1-го цикла полураспада  $^{137}\text{Cs}$ . Выявлены параметры аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  в надземных (листья и стебли, генеративные органы) и подземных (корни, клубни) органах растений, системный анализ которых в большинстве современных исследований не проводится. Определена емкость биологического круговорота  $^{137}\text{Cs}$  в агроценозах

основных сельскохозяйственных культур и луговых биогеоценозах черноземной зоны в пост-чернобыльский период.

**Теоретическая и практическая значимость.** Результаты исследования могут служить основой для решения дискуссионных вопросов радиоэкологии о специфичности корневого потребления  $^{137}\text{Cs}$  растениями разных систематических групп, об особенностях аккумуляции радионуклида в органах растений, а также о сопоставимости биогеохимических циклов радионуклидов и основных элементов минерального питания растений ( $^{137}\text{Cs}$  и K). В прикладном аспекте выявленные закономерности биологической миграции  $^{137}\text{Cs}$  в агроценозах основных сельскохозяйственных культур могут являться основой для оценки экологических рисков и выработки решений по рациональному ведению растениеводства на радиоактивно загрязненных землях.

**Методология и методы исследования.** Работа была выполнена на основе проведения полевых натурных исследований, основанных на классических методах изучения биологического круговорота элементов и органического вещества. Лабораторные исследования включали высокоточный гамма-спектрометрический, а также общепринятый агрохимический анализ почв и растений. Интерпретация полученных результатов проводилась на основе общенаучных подходов, а также с привлечением различных методов вариационной статистики.

#### **Положения, выносимые на защиту:**

1. Современные уровни плотностей загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  почв на территории Плавского радиоактивного пятна в 4-5 раз превышают нормативно установленное допустимое значение. Основной запас  $^{137}\text{Cs}$  в агрочерноземах находится в агротурбированом, а в целинных почвах – в дерновом горизонте.

2. В отдаленное время после Чернобыльской аварии параметры корневого потребления  $^{137}\text{Cs}$  из загрязненных почв и его накопление в биомассе сельскохозяйственных культур и различных видов луговой растительности характеризуются низкой интенсивностью. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  по органам

растений неодинаково и зависит от их биологических особенностей и систематической принадлежности,

3. Близкие по химическим свойствам  $^{137}\text{Cs}$  и  $\text{K}$  не имеют значимой корреляции показателей биологической миграции в системе «почва-растение», а также характеризуются различными особенностями распределения между надземными и подземными органами растений.

**Степень достоверности результатов и апробация результатов.**  
Результаты работы получены на основе классической постановки биогеохимических исследований с применением современного аналитического оборудования и обработкой данных с применением статистических методов. Апробация работы была проведена на 37 научных конференциях: Международные молодежные научно-практические конференции «Будущее атомной энергетики» (2015, 2016, Обнинск, Россия); XVIII, XIX, XXIII Докучаевские молодежные чтения (Санкт-Петербург, Россия, 2015, 2016, 2020); European Geosciences Union General Assemblys (2015, 2016, 2017, 2018, Вена, Австрия); International Conferences on Radiation in Various Fields of Research (Херцег-Нови, Черногория, 2015, 2017, 2018, 2021); XXIV, XXVII, XXVII, XXVIII, XXIX Международные научные конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов» (Москва, Россия, 2016, 2019, 2020, 2021, 2022); Российские молодежные научно-практические школы с международным участием «Новое в познании процессов рудообразования» (2015, 2016, 2017); VII съезд Общества почвоведов им. В.В. Докучаева (2016, Белгород, Россия); «Взгляд молодых ученых на современные проблемы развития радиобиологии, радиоэкологии и радиационных технологий» (2016, Обнинск, Россия); 5th EUROSOL International Congress (2016, Стамбул, Турция); Всероссийская научная конференция "Геохимия ландшафтов (к 100-летию А.И. Перельмана) (2016, Москва, Россия); 4th International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity (2017, Берлин, Германия), IYFSWC/ICCE Conference (2018, Москва, Россия); «Биогеохимия - научная основа устойчивого развития и здоровья человека» (Тула, Россия, 2019); «Ядерно-физические исследования и



технологии в сельском хозяйстве» (Обнинск, Россия, 2020); ICRP International Conference on Recovery After Nuclear Accidents Radiological Protection Lessons from Fukushima and Beyond December (виртуальная конференция, Япония, 2020); VI Международная конференция «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» (Томск, Россия, 2021); IX Международная конференция «Семипалатинский испытательный полигон: наследие и перспективы развития научно-технического потенциала» (Курчатов, Казахстан, 2021); Международная научно-практическая конференция «Актуальные проблемы экологии и природопользования» (Москва, Россия, 2021); «Радиоэкологические последствия радиационных аварий: к 35-ой годовщине аварии на ЧАЭС» (Обнинск, Россия, 2021); V и VI конференции молодых ученых «Почвоведение: Горизонты будущего» (Москва, Россия, 2021, 2022); XXIX Всероссийская молодежная научная конференция «Актуальные проблемы биологии и экологии» (Сыктывкар, Россия, 2022).

**Публикации.** По материалам диссертации опубликовано 24 научные работы, из них 5 работ в рецензируемых журналах, индексируемых в базах Scopus, Web of Science, RSCI, и рекомендованных для защиты в диссертационном совете МГУ по специальности:

1. **Комиссарова О.Л.**, Парамонова Т.А., Кузьменкова Н.В., Турыкин Л.А., Павлов К. В., Щеглов А.И. Сравнительный анализ биологической миграции цезия-137 и стабильного калия в агроценозах черноземной зоны // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. – 2022. – № 4. – С. 20-30. ИФ РИНЦ – 0,453, 1,3 п.л., личный вклад – 0,7 п.л.

2. **Комиссарова О.Л.**, Парамонова Т.А., Денисова О.Е., Кузьменкова Н.В., Турыкин Л.А. Особенности накопления цезия-137 в кукурузе, на радиоактивно загрязненных землях // Плодородие. – 2022. - № 5. – С. 76-79. DOI: [10.25680/S19948603.2022.128.19](https://doi.org/10.25680/S19948603.2022.128.19). ИФ РИНЦ (2021) – 0,722, 0,5 п.л., личный вклад – 0,2 п.л.

3. Шопина О.В., Семенков И.Н., Парамонова Т.А., **Комиссарова О.Л.** Баланс элементов в системе «агрочернозем глинисто-иллювиальный –

сельскохозяйственные растения» на Плавском плато (Тульская область России) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. – 2020. – Т. 105. – С. 91-108. DOI: [10.19047/0136-1694-2020-105-91-108](https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-105-91-108) ИФ РИНЦ (2021) – 0,835, 1,0 п.л., личный вклад – 0,2 п.л.

4. **Komissarova O.**, Paramonova T. Land use in agricultural landscapes with chernozems contaminated after Chernobyl accident: Can we be confident in radioecological safety of plant foodstuff? // International Soil and Water Conservation Research. – 2019. – V. 7. № 2. – p. 158-166. DOI: [10.1016/j.iswcr.2019.03.001](https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.03.001), CGR (2022) – 1,696, 1,0 п.л., личный вклад – 0,5 п.л.

5. Парамонова Т.А., Шамшурина Е.Н., Беляев В.Р., **Комиссарова О.Л.** Сравнительный анализ поступления Cs-137 в луговую растительность районов черноземной зоны, в различной степени загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2017 – Т. 57 – № 4 – с. 429-439. DOI: [10.7868/S0869803117040087](https://doi.org/10.7868/S0869803117040087), ИФ РИНЦ (2021) – 0,656, 1,2 п.л., личный вклад – 0,2 п.л.

**Личный вклад автора.** Автор принимал непосредственное участие во всех этапах работы: постановки цели и задач исследования; планировании, организации и проведении полевых работ; лабораторных анализов; статистической обработки и интерпретации данных; апробации и публикации результатов исследования, а также подготовил текст диссертации и автореферата.

В работе [1] вклад автора составил 0,7 печатных листа (п.л.) из 1,3 п.л.; в работе [2] 0,2 п.л. из 0,5 п.л.; в работе [3] 0,2 п.л. из 1,0 п.л.; [4] 0,5 п.л. из 1,0 п.л.; в работе [5] 0,2 п.л. из 1,2 п.л.

**Объем и структура работы.** Диссертационная работа состоит из введения, 5 глав, заключения и основных выводов, списка литературы из 203 наименований, из которых – 81 на иностранных языках. Она изложена на 127 страницах и включает 16 таблиц и 28 рисунков.

**Благодарности.** Автор работы выражает глубокую признательность научным руководителям д.б.н., профессору А.И. Щеглову, к.б.н. Т.А. Парамоновой за всестороннюю помощь в подготовке диссертации, ценные советы

и поддержку. Отдельную благодарность автор работы выражает за помощь в подготовке и проведении полевых и лабораторных исследований к.г.н. Л.А. Турыкину, к.г.н. Н.В. Кузьменковой, к.б.н. К.В. Павлову, к.г.н. М.М. Иванову. Автор благодарит сотрудников кафедры радиоэкологии и экотоксикологии за ценные советы при подготовке и обсуждении результатов диссертации. Автор работы также выражает особую признательность за постоянную поддержку М.В. Зайцевой, родителям и коллегам НИЦ «Курчатовский институт».

Исследование выполнено при поддержке грантов РФФИ №14-05-00903А и № 20-35-90119/20 Аспиранты.

## ГЛАВА 1. ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР

### 1.1. Цезий, его радиоактивные изотопы. Источники поступления радиоцезия в окружающую среду

Цезий - щелочной элемент с атомным номером 55 периодической системы химических элементов Д.И. Менделеева. Он имеет степень окисления  $1^+$  и в растворах присутствует в виде катионов  $Cs^+$ . Соединения цезия в целом хорошо растворимы в воде и органических растворителях (Титаева, 2000).

Природный цезий – мононуклидный элемент, который состоит из одного стабильного изотопа  $^{133}Cs$  с кларковым содержанием в земной коре  $3,7 \cdot 10^{-4} \%$  (Краткий справочник по геохимии, 1977). На данный момент известны изотопы с атомными массами 112-151 (Audi et al., 2003).

Семь радиоактивных изотопов Cs, образующихся при делении различных изотопов урана, плутония и тория или в результате бомбардировки нейтронами  $^{133}Cs$  или  $^{133}Ba$  считаются радиологически важными. Из них два изотопа –  $^{137}Cs$  ( $T_{1/2}=30$  лет) и  $^{134}Cs$  ( $T_{1/2}=2$  года) – представляют экологическую опасность из-за быстрого включения в биологические системы и относительно длительного периода полураспада (Bell et al., 1988).

$^{137}Cs$  является дочерним продуктом бета-распада  $^{137}Xe$  ( $T_{1/2}=3,8$  мин). Конечный продукт распада - стабильный  $^{137}Ba$ .  $^{134}Cs$  образуется как один из непосредственных осколков деления, либо путём захвата нейтрона стабильным изотопом  $^{133}Cs$ . Конечные продукты распада  $^{134}Cs$  –  $^{134}Ba$ ,  $^{134}Xe$  (Схемы распада радионуклидов, 1987).

$^{137}Cs$  и  $^{134}Cs$  поступают в окружающую среду в результате аварий на предприятиях ядерного топливного цикла, испытаний ядерного оружия, подземных взрывов в мирных целях, а также при штатной работе АЭС и в виде радиоактивных отходов (Израэль, 1996; Сапожников и др., 2006).

Наиболее масштабные выбросы радиоцезия в окружающую среду произошли в результате следующих аварий: ПО «Маяк» (СССР, 1949-1956 гг.),

Кыштымская авария (СССР, 1957 г.), пожар на радиохимическом заводе в Уинденейле (Великобритания, 1957 г.), АЭС «Три-Майл-Айленд» (США, 1979 г.), Чернобыльская авария (СССР, 1986 г.) (Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры, 2001), АЭС «Фукусима-1» (Япония, 2011 г.).

Воздействие  $^{137}\text{Cs}$  на живые организмы приводит к внешнему и внутреннему облучению. Происходят нарушения протекания клеточных механизмов (митоза, мейоза), генетические изменения, которые могут проявляться в отклонении роста, развития, осуществления физиологических процессов организма. Воздействие больших доз ионизирующего излучения приводит к гибели организма, для человека и млекопитающих смертельные дозы составляют 6-7 Гр (Ярмоненко, 2004). Наиболее устойчивыми к действию радиации являются микроорганизмы и растения, они могут выдерживать диапазоны доз до 200 Гр и более (Гродзинский, 1989). Тем не менее, у растений в зоне отчуждения непосредственно после аварии на ЧАЭС наблюдались генетические и соматические эффекты. Особенно многообразны были морфологические нарушения, которые проявлялись изменениями размеров, форм, цвета отдельных органов растений (Йощенко и Бондарь, 2009). В более поздний период с момента аварии также сохраняются подобные изменения у растений (Позолотина, 2003), в частности, в сосновых насаждениях, являющихся наиболее радиочувствительными (Geraskin et al., 2003). У растений пшеницы и кукурузы, выращенных из семян и собранных в 30-км зоне ЧАЭС, хроническое облучение приводит к снижению болезнеустойчивости растений (Дмитриев и др., 2011).

Таким образом, долговременность присутствия  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах окружающей среды после аварии на ЧАЭС, а также радиационная авария XXI в. на АЭС «Фукусима-1» показывают необходимость продолжения изучения техногенных радионуклидов, в том числе радиоцезия, их миграцию в различных экосистемах для совершенствования прогноза поведения радионуклидов, улучшения реабилитационных мероприятий по устранению последствий аварий.

## 1.2. Радиоактивное загрязнение и реабилитационные мероприятия территорий, пострадавших от Чернобыльской аварии

Первоначальный состав радиоактивных выпадений после аварии на ЧАЭС был многокомпонентный и состоял из осколков деления ( $^{91}\text{Y}$ ,  $^{89,90}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{85}\text{Nb}$ ,  $^{103,106}\text{Ru}$ ,  $^{103}\text{Rh}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{131,133}\text{I}$  и др.), продуктов наведенной активности ( $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{54,56}\text{Mn}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{58,60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ), трансурановых элементов ( $^{239}\text{Np}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ) (Атлас современных и прогнозных аспектов ..., 2009). Впоследствии основными загрязнителями стали  $^{137}\text{Cs}$ , имеющий длительный период полураспада ( $T_{1/2} = 30$  лет) и поступивший в массовом количестве 75-86 ПБк, а также  $^{90}\text{Sr}$  (8 ПБк,  $T_{1/2} = 28$  лет) (Атлас загрязнения Европы..., 1998).

Наибольшему загрязнению подверглись близлежащие к атомной станции территории Украины, Белоруссии и Европейской части России (таблица 1).

Таблица 1 – Радиоактивное загрязнение стран Европы в 1986 г.  
(Атлас современных и прогнозных аспектов, 2009)

Страна	Площадь (тыс.км <sup>2</sup> ) с уровнями загрязнения	
	Более 37 кБк/км <sup>2</sup>	Более 1480 кБк/км <sup>2</sup>
Австрия	11,00	-
Беларусь	46,00	2,60
Великобритания	0,16	-
Германия	0,32	-
Греция	1,20	-
Италия	1,30	-
Норвегия	7,10	-
Польша	0,52	-
Россия	60,00	0,46
Румыния	1,20	-
Словакия	0,02	-
Словения	0,61	-
Украина	38,00	0,56
Финляндия	19,00	-
Чехия	0,21	-
Швейцария	0,73	-
Швеция	24,00	-
Эстония	более 0,01	-

Из города Припяти, а также в радиусе 30 км от ЧАЭС были эвакуированы местные жители (Атлас загрязнения Европы ..., 1998). Позднее были созданы

критерии по борьбе с последствиями аварии, среди которых сформированы зоны: отчуждения (уровень радиации  $> 200$  мкЗв/ч, 30-км зона от ЧАЭС), отселения ( $> 50$  мкЗв/ч), частичного отселения (30-50 мкЗв/ч) (ФЗ «О социальной защите граждан...», 1991).

В течение первых десяти суток выброшенный материал широко распространялся, следуя направлению ветра. Метеорологические условия при этом были изменчивы, поэтому радиоактивные элементы распространились на обширные территории. Но в основном присутствовал юго-западный перенос воздушных масс (рисунок 1) (Экологические последствия аварии ..., 2008), который при последующих выпадениях радиоактивных осадков из атмосферы сформировал «восточный чернобыльский след».

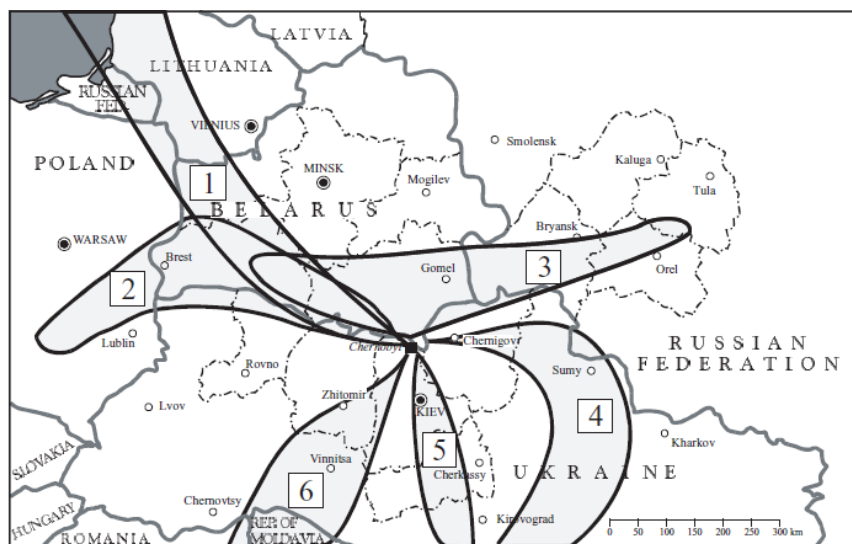


Рисунок 1 – Карта формирования радиоактивных следов в соответствии с метеорологическими условиями (Экологические последствия аварии ..., 2008)

В Европейской части России наибольшему загрязнению подверглись Брянская, Орловская, Калужская, Тульская области. Плотность радиоактивного загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$ , превышающая  $37$  кБк/м<sup>2</sup> (допустимый уровень загрязнения почв согласно ФЗ «О социальной защите граждан...», 1991), была отмечена в 21 субъекте России.

В связи с большой площадью радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий, значительное внимание уделялось реабилитационным мероприятиям в агропромышленном комплексе. Были

созданы рекомендации по ведению сельского хозяйства, которые в дальнейшем неоднократно пересматривались и обновлялись (Рекомендации по ведению сельского хозяйства..., 1991; Ведение личного подсобного хозяйства ..., 1991. Рекомендации по ведению растениеводства ..., 1997; Рекомендации по организации земледелия..., 2006). В растениеводстве на пахотных угодьях применялись агрохимические и агротехнические мероприятия, такие как вспашка (в том числе с оборотом пласта), известкование, внесение минеральных удобрений с увеличенными дозами фосфора и калия.

По данным ВНИИРАЭ, дозы мелиорантов при известковании почвы с низкой кислотностью были увеличены в среднем в 1,5–2,0 раза по сравнению с доаварийными нормами, что обеспечивало снижение поступления радиоцезия в растения в 1,5–4,0 раза. Также было установлено оптимальное соотношение элементов питания в удобрениях: N:P:K 1:1,5:2 (Санжарова и др., 2021).

В период с 1986 по 1988 гг. площадь сельскохозяйственных угодий, на которых проводились защитные мероприятия, постоянно увеличивалась. С 1988 по 1992 гг. реабилитационные мероприятия осуществлялись в оптимальных размерах, что привело к существенному снижению объемов производства продукции, превышающей допустимые нормы содержания радионуклидов (рисунок 2) (Кузнецов, 2014).

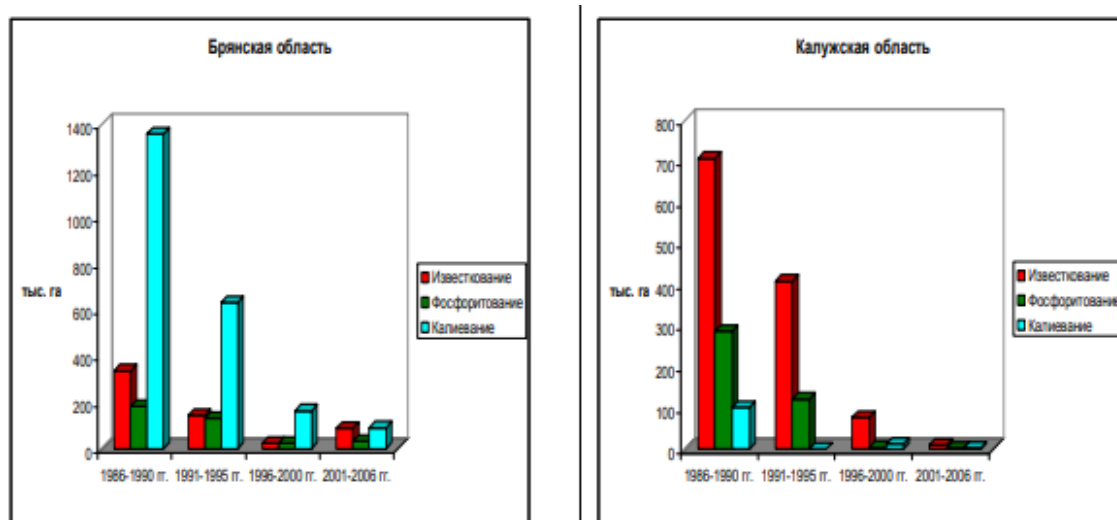


Рисунок 2 – Применение минеральных удобрений и почвенных мелиорантов в различные годы после аварии на ЧАЭС (Кузнецов, 2014)



Так, уже к 1991 г. доля зерна с содержанием  $^{137}\text{Cs}$  выше 370 Бк/кг составляла менее 0,1% (Фесенко и др., 2021).

Изменение структуры землепользования, которое основано на различиях аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  в сельскохозяйственных культурах, позволило получать чистую продукцию на территориях с высоким уровнем загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$ . Например, при превышении допустимого уровня радиоцезия в получаемом зерне, радиоактивно загрязненные угодья перепрофилировались для выращивания технических культур (Alexakhin et al., 1996).

В исследовании влияния агротехнических приемов обработки почвы на вертикальную миграцию  $^{137}\text{Cs}$  по почвенному профилю, проведенном в 1994 г. на участке центральной поймы реки Ипуть в Новозыбковском районе Брянской области, было установлено, что обработка дернины дисковой бороной приводила к равномерному распределению  $^{137}\text{Cs}$  пределах корнеобитаемого слоя (0-20 см). В первые годы после вспашки двухъярусным плугом содержание  $^{137}\text{Cs}$  в верхних (0-10 см) слоях почвы резко снижалось, а далее распределение радионуклида становилось равномерным в слоях 0-20 см (Смольский и др., 2016).

В современный период общая площадь загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  на территории России уменьшилась примерно в три раза, а площадь загрязненных земель сельскохозяйственного назначения сократились на 32-47%. Однако остаются участки с плотностью загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  свыше 555 кБк/м<sup>2</sup> (таблица 2). Основная часть угодий имеет плотность загрязнения ниже 185 кБк/м<sup>2</sup> – 62% в Брянской области; 95% – в Калужской области; 99% – в Орловской области и 95% в Тульской области (Санжарова и др., 2016).

Таблица 2 – Изменение площадей сельскохозяйственных земель, загрязненных  $^{137}\text{Cs}$ , по зонам радиоактивного загрязнения, га (Санжарова и др., 2016)

Область	Год	Плотность загрязнения почв $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>				Всего
		37-185	185-555	555-1480	>1480	
Брянская	1987	401400	186600	97600	17106	702706
	2007	260400	125400	30900	5450	422150
	2015	235200	110600	27900	4600	378300
Калужская	1987	111700	33100	700	–	145500
	2007	107531	12599	3	–	120133
	2015	93733	5397	–	–	99130

## Продолжение таблицы 2

Область	Год	Плотность загрязнения почв $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>				Всего
		37-185	185-555	555-1480	>1480	
Орловская	1987	652086	16668	–	–	668754
	2007	414660	7362	–	–	422022
	2015	413620	3989	–	–	417579
Тульская	1987	653000	125700	–	–	778700
	2007	502100	55000	–	–	557100
	2015	488050	24910	–	–	512960

В работе А.В. Панова с соавторами (2011) представлены интересные данные о роли факторов, снижающих накопление  $^{137}\text{Cs}$  в продукции сельскохозяйственных растений в различные сроки после чернобыльских радиоактивных выпадений. В первый период после Чернобыльской аварии основную роль в снижении накопления  $^{137}\text{Cs}$  культурами играли природные биогеохимические процессы. Через 20 лет после аварии снижение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в растениях определялось в большей степени распадом радионуклида. Защитные мероприятия вносили ощутимый вклад в уменьшение накопления  $^{137}\text{Cs}$  в растениях, однако их роль уменьшалась со временем вне зависимости от интенсивности применения контрмер (рисунок 3).

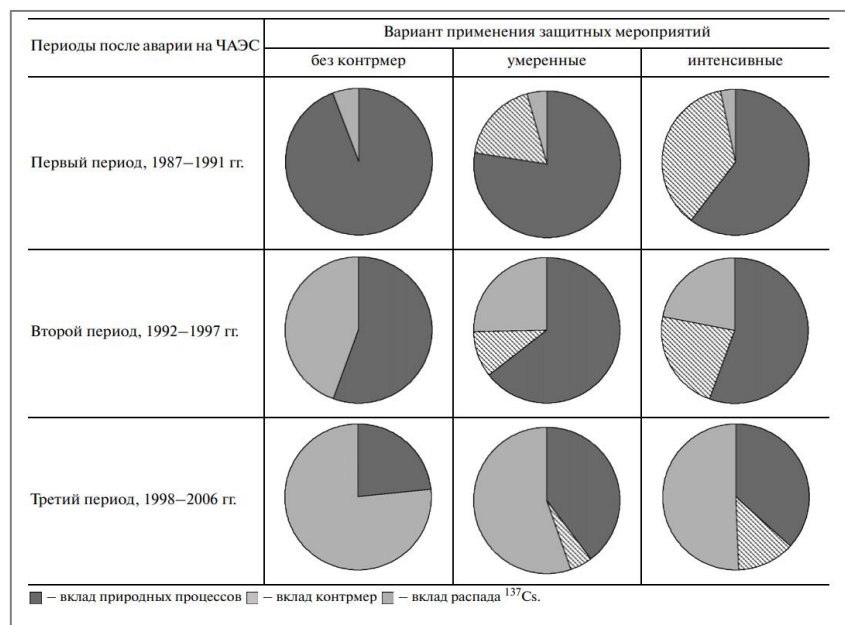


Рисунок 3 – Вклад природных процессов, защитных мероприятий и радиоактивного распада в снижение накопления  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственными растениями в различные периоды после Чернобыльской аварии (Панов и др., 2011)

В настоящее время в Брянской области все еще встречаются случаи несоответствия сельскохозяйственной продукции санитарно-гигиеническим нормам. Единичные превышения нормативов по дикорастущим грибам и ягодам отмечаются также в Тульской области (Панов и др., 2021).

Для регулярного отслеживания радиационного состояния почвы и растений, в первую очередь продукции растениеводства, в регионах России, пострадавших от Чернобыльской аварии, создана сеть радиоэкологического мониторинга со стационарными площадками отбора проб почвы и растений. Результаты мониторинга публикуются в ежегодных докладах об экологической обстановке регионов.

### 1.3. Поведение $^{137}\text{Cs}$ в почве

Поведение радионуклида в почве определяется, в первую очередь, его химическими свойствами, особенно на начальном этапе после аварийных выпадений (Щеглов, 2000). Кроме этого, на миграционную способность радионуклида влияют почвенные характеристики, такие как емкость катионного обмена (ЕКО), гранулометрический и минеральный состав почвы, органическое вещество, кислотность, карбонатность почвы (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992; Staunton and Roubaud, 1997; Щеглов, 2000).

Известно, что более прочная фиксация радионуклидов в почве характерна для мелкодисперсных частиц, так как с уменьшением гранулометрического размера частиц увеличивается ЕКО и содержание гумуса (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992; Фокин и др., 2005).

В свою очередь, гуминовые и фульвокислоты обладают способностью адсорбировать ионы и образовывать комплексы с радионуклидами. Для  $^{137}\text{Cs}$  наиболее характерно взаимодействие с гуминовыми кислотами. Однако в некоторых случаях его содержание в составе гуминовых и фульвокислот практически одинаково, либо  $^{137}\text{Cs}$  преимущественно связан с фульвокислотами и неспецифическими органическими соединениями (Вирченко и Агапкина, 1993).

Кислотность почв неоднозначно влияет на подвижность радионуклидов: по одним данным, увеличение кислотности приводит к повышению подвижности  $^{137}\text{Cs}$  (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992), в другом исследовании показано, что изменение рН раствора не оказывает существенного влияния на прочность закрепления радиоцезия в почве (Куликов и др., 1975).

С увеличением карбонатности почв возрастает миграционная способность радиоцезия, которая может быть связана с повышением водорастворимых органических соединений, обуславливающих десорбцию радионуклида (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992).

Таким образом, почвенные свойства в совокупности определяют миграцию радионуклидов в почве, их доступность для растений.

Для  $^{137}\text{Cs}$  принято выделять физико-химические формы нахождения элемента в почве путем серии последовательных вытяжек (Павлоцкая, 1974). В почвенной вытяжке  $^{137}\text{Cs}$  присутствует в следующих формах: водорастворимая, обменная, кислоторастворимая, необменная, нерастворимый остаток (Павлоцкая, 1981; Arkhipov et al, 1986).

Следует также отметить, что  $^{137}\text{Cs}$  имеет обменный тип поведения в макроконцентрациях и необменный в микроконцентрациях (Тимофеев-Ресовский и др., 1966).

Наибольшая часть радиоцезия в почвах присутствует в необменно фиксированной форме (60-90%) (Павлоцкая, 1974). После Чернобыльской аварии в конце 1986 г. значительная доля  $^{137}\text{Cs}$ , попавшего в почву, уже находилась в необменном форме. Суммарное содержание водорастворимой и обменной форм  $^{137}\text{Cs}$  к этому времени составило 16-36%, прочносвязанной – от 36-71% (Коноплев и др., 1988).

Основной фракцией, ответственной за сорбцию  $^{137}\text{Cs}$  в почве, является ил. В иле дерново-подзолистой почвы фиксируется 50%  $^{137}\text{Cs}$ , в иле чернозема – до 70%  $^{137}\text{Cs}$  (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992).

Процессы фиксации  $^{137}\text{Cs}$  протекают медленнее в органических почвах (торфяные, перегнойно-торфяные и др.) по сравнению с минеральными (дерново-

подзолистые, серые лесные, черноземы и др.), так как органические молекулы сорбируются на поверхности глинистых частиц и закрывают доступ цезия к ней (Valcke and Cremers, 1994).

Глинистые минералы обладают способностью к сорбции катионов, в том числе радионуклидов (Соколова и др., 2005). Сорбция  $^{137}\text{Cs}$  увеличивается в ряду: вермикулит < каолинит < монтмориллонит < иллиты, слюды (Sawhney, 1972).

В настоящее время выделяются три типа селективных участков в глинистых минералах:

1) участки обменной сорбции, расположенные на плоских внешних гранях минералов (Regular Exchange Sites - RES);

2) селективные центры сорбции на ребрах и в краевой расширенной (клиновидной) зоне разрушенных кристаллических решеток минералов слоистой структуры (Frayed Edge Sites - FES)

3) высокоселективные участки в глубине межпакетного пространства кристаллических решеток минералов, способных расширяться в определенных условиях (High Affinity Sites - HAS) (Sawhney, 1972; Larsson, 2008).

Необменная фиксация  $^{137}\text{Cs}$  твердой фазой почвы происходит благодаря слоистым глинистым минералам типа слюд, имеющих в кристаллической решетке изоморфные замещения катионов  $\text{Si}^{4+}$  и  $\text{Al}^{3+}$  на катионы меньшего заряда. Внутри решетки формируется отрицательный заряд, компенсирующийся ионами  $\text{K}^+$  и  $\text{NH}_4^+$ , расположенными в гексагональных пустотах тетраэдрических слоев двух смежных пакетов. В результате между пакетами возникает прочная связь. Однако процессы выветривания могут приводить к выходу  $\text{K}^+$  из межпакетного пространства и появлению отрицательного поверхностного заряда, а также взаимному отталкиванию и расширению соседних слоев минералов на их концах. Расширенные клиновидные области межпакетных пространств характеризуются высокой селективностью по отношению к  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$  и  $\text{Cs}^+$ . Эти ионы, имеющие низкие энергии гидратации и маленький гидратированный радиус, легко проникают в расширенные концы слоев минералов, теряют гидратационную воду и сорбируются на селективных сорбционных местах (Коноплева, 2016).

$^{137}\text{Cs}$ , адсорбированный на участках обменной сорбции, сохраняет способность легко обмениваться на другие катионы почвенного раствора. Участки селективной и высокоселективной сорбции прочно фиксируют  $\text{Cs}^+$ , делая его обмен на другие катионы и переход в почвенный раствор практически невозможным (Larsson, 2008).

Вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в почве осуществляется с помощью диффузии свободных и адсорбированных ионов, конвективного переноса, лессиважа, биоты, в том числе по корневым системам растений.

В исследованиях показано, что ведущая роль в миграции радиоцезия принадлежит диффузии (Фрид, 1970). В первоначальный после аварии на ЧАЭС период диффузионный перенос  $^{137}\text{Cs}$  составляет 60-99% (Щеглов, 2000). Наибольшие показатели диффузии зафиксированы в подзолистой почве с низким содержанием органического вещества (Щеглов, 2000).

Конвективный перенос радионуклидов с током влаги не является определяющим процессом. В 3-летних экспериментах показано, что в почву из подстилки переходит 2,33% от общего запаса радионуклидов, из которых только 0,06% мигрирует за пределы колонки (Щеглов, 2000). Учитывая, что с течением времени после поступления  $^{137}\text{Cs}$  в почву, происходит «старение» радионуклида, то есть его необменная фиксация твердой фазой почвы, перенос  $^{137}\text{Cs}$  с током влаги в настоящее время незначителен. По прошествии более 35-летнего периода после Чернобыльской аварии и установления равновесия между формами радиоцезия основное влияние на перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  оказывает биота.

В пахотных почвах агроценозов, помимо указанных факторов, на вертикальное перемещение радиоцезия влияет агротурбация. Считается, что применение агротехнических приемов обработки почвы способствует гомогенизации распределения  $^{137}\text{Cs}$  в пределах пахотного горизонта в течение 3 лет с момента поступления радионуклида (Brechignac et al., 2001). Одновременно с этим пахотная обработка почв ускоряет процессы их эрозии, что ведет к формированию вторичной неоднородности геохимического поля загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  на микро- и мезоуровне (Шамшурина и др., 2016).

Установлено, что процесс перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  наиболее выражен для верхнего слоя 10 см почвы. Так, в 1988 г. на радиоактивно загрязненных чернобыльскими выпадениями территориях более 90% запаса  $^{137}\text{Cs}$  содержалось в верхнем 5-см слое почвы, а через 5 лет в этом слое содержалось только 58%, но существенно возросло содержание  $^{137}\text{Cs}$  (до 28%) в слое 5–10 см (Анисимов и др., 2021).

При этом характер вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах различных биогеоценозах неодинаков. В лесных биогеоценозах важную роль играет подстилка, являющаяся биогеохимическим барьером при вертикальной миграции радионуклидов, которая способна аккумулировать до 80% запасов поступившего в биогеоценоз радиоцезия (Щеглов и др., 2004). В дальнейшем наибольшая удельная активность радионуклида выявляется в верхнем подстилочном минеральном слое почвы (до 2 см), а для залежи – на глубине 3-7 см. При этом в указанных биогеоценозах на глубине 2-5 см и 10-15 см наблюдается резкое снижение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  (Липатов и др., 2007). Для агроценозов характерно равномерное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в пределах пахотной толщи с резким убыванием радионуклида за ее пределами (Линник и др., 2020).

Таким образом, от скорости вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве и локализации его запасов относительно ризосферы зависят темпы распространения радионуклида в системе «почва-растение». В свою очередь, при потреблении корнями радиоактивные вещества поступают в части растений, представляющих пищевую или кормовую ценность, поэтому изучение накопления, миграции и распределения радионуклидов по профилю загрязненных почв является актуальной проблемой.

#### 1.4. Параметры аккумуляции $^{137}\text{Cs}$ в растениях

На интенсивность перехода  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в растения оказывает влияние совокупность факторов, среди которых: физико-химическая форма радионуклида, свойства почвы, плотность радиоактивного загрязнения почвы, климатические

условия, положение участка в рельефе, соотношение  $^{137}\text{Cs}$  и калия в почве, микробиологическая активность (Coughtrey and Thorne, 1983; Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992; Богачев, 1997; Фокин, 2005 и др.). Также на процесс накопления радионуклида оказывает влияние стадия развития растения, изменяющаяся в течение вегетационного сезона. Наибольшее накопление  $^{137}\text{Cs}$  происходит в период окончания вегетационного сезона, в частности, в период созревания плодов у плодоносящих растений (Rafferty et al., 1994; Grabovskyi et al., 2013; Attar et al., 2015).

Установлено, что до 30% радиоцезия, образовавшегося в результате аварий и ядерных взрывов, улавливается растениями (Jenkins et al., 1988). Листовая пластина травянистых растений способна задерживать до 90% выпавших радионуклидов (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991). При этом для некоторых радиоактивных элементов, в том числе для  $^{137}\text{Cs}$ , характерно быстрое проникновение в ткани листа, что приводит к высокой скорости их транспорта по органам растения, но через 1-2 года после радиоактивных выпадений главным механизмом поступления  $^{137}\text{Cs}$  в растения становится корневое поглощение (Фокин и др., 2005).

Наиболее активное поглощение ионов происходит в зоне роста и растяжения, в зоне корневых волосков (зона всасывания) корневой системы растений. При этом поглощенные ионы могут быть транспортированы как вверх к побегам, так и вниз по корню (Полевой, 1989, Якушкина и др., 2004).

В работе Н. Кавачи с соавторами (2016) была исследована интенсивность аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  в различных тканях растений сои, выращенных в гидропонных условиях, и показано, что радиоцезий в основном транспортируется в растущие органы надземной части сои. В другом исследовании поведения  $^{137}\text{Cs}$  в подсолнечнике методом автордиографии авторами также обнаружено, что локализация  $^{137}\text{Cs}$  происходит в районах активного метаболического обмена: в узлах, молодых листьях и в молодых меристемах побега, где осуществляется активный транспорт веществ. В корневой системе подсолнечника высокого накопления радиоцезия не наблюдалось, несмотря на то, что корневые волоски



являются одними из весьма активных поглотителей веществ в растениях (Soudek et al., 2006).

Отдельно следует отметить влияние микоризы и симбиоза корней растений с азотфиксирующими микроорганизмами на скорость поглощения радионуклида и характер его распределения в органах растений. В одних исследованиях показано, что наличие микоризы и азотфиксирующих микроорганизмов повышает интенсивность перехода  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в растения (Rogers, 1986; Dupre de Boulois et al., 2006; Dubchak et al., 2010; Vinichuk et al., 2013). В то же время, в других исследованиях обнаружено уменьшение поступления  $^{137}\text{Cs}$  при наличии микоризы (Gyuricza et al., 2010). Кроме этого, арбускулярная микориза, характерная для 80% растений, может уменьшать транслокацию радиоцезия из корней в надземные органы растений (Pareniuk et al., 2015).

Согласно обобщенным данным,  $^{137}\text{Cs}$  относится к радионуклидам с умеренно пониженной интенсивностью перехода в растения (Introduction to Phytoremediation, 2000), однако его доступность для растений может изменяться в сравнительно широких пределах (Ehlken and Kirchner, 2002; Burger and Lichtscheidl, 2018 и др.).

Наибольший практический интерес представляет накопление  $^{137}\text{Cs}$  в продуктивных частях сельскохозяйственных растений. Однако для понимания деталей биогеохимического цикла  $^{137}\text{Cs}$  в агроценозах необходимо учитывать аккумуляцию радионуклида не только в растительной продукции, но и во всех органах растений, включая редко исследуемые корни. Анализ литературы показал, что практически в 90% исследований рассматривается переход  $^{137}\text{Cs}$  только в надземные органы растений. Параметры накопления  $^{137}\text{Cs}$  в подземных органах растений определены только для клубней и корнеплодов (Poppewell et al., 1984; Franic et al., 2007; Makalauskiene and Butkus, 2015; Парамонова и др., 2021), а роль корневых систем как биологических барьеров при миграционных потоках радионуклида в растения изучена недостаточно. К тому же большинство данных получено в условиях модельных экспериментах, в том числе с использованием гидропоники (Парамонова и Мамихин, 2017).

По данным МАГАТЭ, варьирование значений коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  для сельскохозяйственных групп растений достигает несколько порядков – от  $2 \cdot 10^{-4}$  до 30) (Санжарова и др, 2009; Handbook of parameter values..., 2010). Интенсивность перехода радионуклида в съедобные части растений снижается в ряду: многолетние бобовые травы (сено) > злаково-зернобобовые травосмеси (сено) > кукуруза на силос > овес (зерно) > ячмень (зерно) > картофель (рисунок 4) (Санжарова и др., 2013; Радиоэкологические последствия..., 2018).

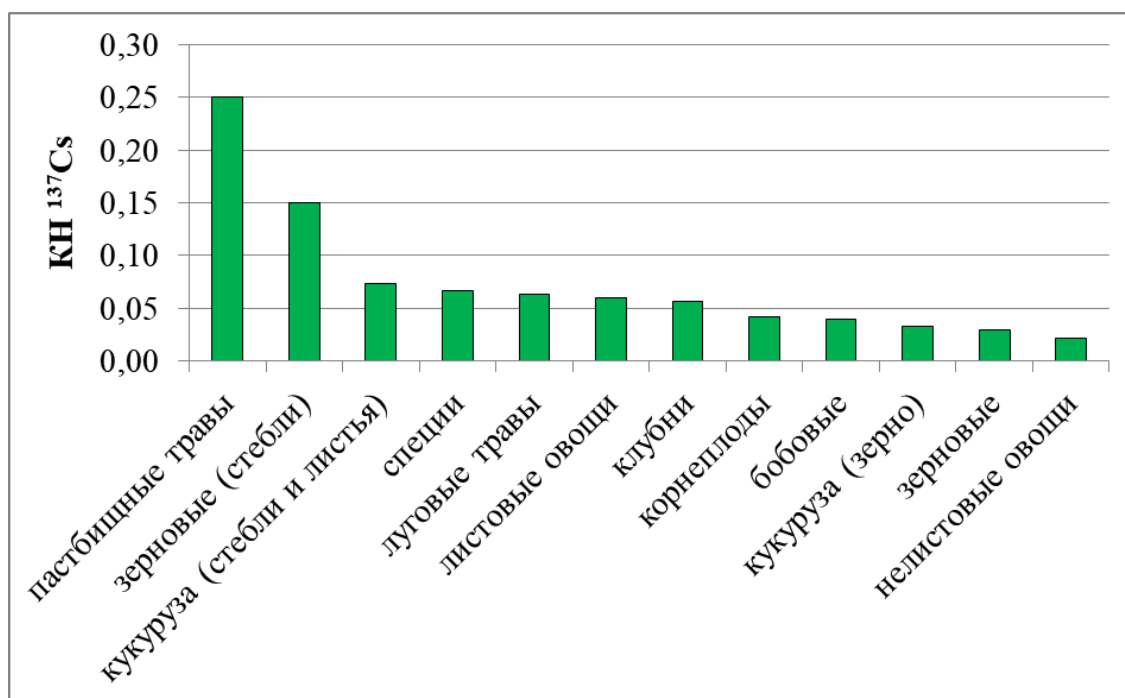


Рисунок 4 – Коэффициент накопления (КН)  $^{137}\text{Cs}$  в производственных группах растений по обобщенным данным МАГАТЭ (Handbook of parameter values..., 2010)

В таблице 3 представлены литературные данные по коэффициентам накопления радиоцезия в надземных и подземных компонентах растений в условиях модельных опытов, экспериментальных полей и натуральных наблюдений. Интенсивность перехода  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в растения и их компоненты низкая (КН < 1 практически для всех рассмотренных видов растений) как по результатам модельных экспериментов, так и при натуральных наблюдениях. При этом значения КН варьируют в широком диапазоне: для надземной части растений – от 0,003 до 3,95; для подземной части – от < 0,001 до 0,9.

Таблица 3 – Коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  в надземных и подземных органах растений

Семейство	Культура/ вид растения	Компонент растения	КН $^{137}\text{Cs}$	Вид эксперимента	Авторы, год
Амарантовые ( <i>Amaranthaceae</i> )	свекла	надземные побеги	3,95	экспериментальные поля	Chibowski, 2000
		корнеплод	0,7		
	свекла	листья	0,58	натурные наблюдения	Кожуханов и др., 2011
		корнеплод	0,07		
	шпинат	надземные побеги	0,08	модельный опыт	Alamgir et al., 2004
корни		0,08			
Амариллисовые ( <i>Amaryllidaceae</i> )	лук	листья	0,00015	модельный опыт на сосудах с почвой	Godyaeva et al., 2019
		луковица	0,00005		
		корни	0,00169		
Астровые ( <i>Asteraceae</i> )	салат	надземные побеги	0,11	модельный опыт	Alamgir et al., 2004
		корни	0,09		
	салат	надземные побеги	0,082	модельный опыт на сосудах с почвой	Paramonova et al., 2018
		корни	0,081		
Бобовые ( <i>Fabaceae</i> )	фасоль	бобы	0,008	модельный опыт на сосудах с почвой	Ramadan, 2021
		надземные побеги	0,043		
		корни	0,014		
Вьюнковые ( <i>Convolvulaceae</i> )	батат	листья	0,93	экспериментальные поля	Wang, 2000
		корни	0,25		
Злаковые ( <i>Gramineae</i> )	пшеница	зерно	0,35	экспериментальные поля	Rosen, et al., 2000
		корни	0,60		
	пшеница	зерно	0,01	модельный опыт	Abu-Khadra et al., 2008,
		стебли	0,08		
		корни	0,55		
	пшеница	надземные побеги	0,03	натурные наблюдения	Кожуханов и др., 2011
		корни	0,06		
	пшеница	надземные побеги	0,0096	модельный опыт на гидропонике	Юдинцева, Гулякин, 1968
		корни	0,0014		
	пшеница	зерно	0,04	модельный опыт на сосудах с почвой	Ramadan, 2021
		надземные побеги	0,03		
	ячмень	надземные побеги	0,07	натурные наблюдения	Кожуханов и др., 2011
		корни	0,10		
ячмень	надземные побеги	0,01	натурные наблюдения	Paramonova et al., 2015	
	корни	0,16			

Продолжение таблицы 3

Семейство	Культура/ вид растения	Компонент растения	КН <sup>137</sup> Cs	Вид эксперимента	Авторы, год
Злаковые ( <i>Gramineae</i> )	рис	зерно	0,21	экспериментальные поля	Karanukara et al., 2013
		стебли	0,23		
	рис	зерно	0,003	модельный опыт на сосудах с почвой	Ramadan, 2021
		надземные побеги	0,020		
		корни	0,005		
	овес	надземные побеги	0,018	модельный опыт на сосудах с почвой	Paramonova et al., 2018
		корни	0,161		
	кукуруза	надземные побеги	0,01	натурные наблюдения	Paramonova et al., 2015
корни		0,19			
Зонтичные ( <i>Umbelliferae</i> )	морковь	надземные побеги	0,04	модельный опыт	Alamgir et al., 2004
		корнеплод	0,19		
		листья	0,56	натурные наблюдения	Кожуханов и др., 2011
		корнеплод	0,19		
	петрушка	надземные побеги	0,19	модельный эксперимент	Juznic et al., 1988
		корни	0,06		
	сельдерей	стебли	0,120	натурные наблюдения	Al-Alawy, 2020
		листья	0,135		
корни		0,139			
Капустные ( <i>Brassicaceae</i> )	горчица	семена	0,03	модельный опыт на гидропонике	Yasutaka, 2014
		листья	0,23		
		корни	0,70		
	кресс- салат	надземные побеги	0,08	модельный опыт	Bystrzewska- Piotrowska and Urban, 2003
		корни	0,05		
	редис	надземные побеги	0,05	модельный опыт	Alamgir et al., 2004
		корни	0,05		
	рапс	надземные побеги	0,01	натурные наблюдения	Paramonova et al., 2015
корни		0,01			
Пасленовые ( <i>Solanaceae</i> )	томат	плод	1,7	модельный опыт на гидропонике	Yasutaka, 2014
		листья	1,5		
		корни	0,9		
	томат	плод	0,10	натурные наблюдения	Кожуханов и др., 2011
		надземные побеги	0,29		
		корни	0,47		
перец	плод	0,22			

Продолжение таблицы 3

Семейство	Культура/ вид растения	Компонент растения	КН <sup>137</sup> Cs	Вид эксперимента	Авторы, год	
	картофель	надземные побеги	0,25			
		корни	0,36			
		клубни	0,25			
		надземные побеги	0,20			
		корни	0,10			
		картофель	надземные побеги			0,07
		корни	0,05		Paramonova et al., 2015	
	баклажан	надземные побеги	0,08			Кожуханов и др., 2011
		корни	0,15			
	Педалиевые ( <i>Pedaliaceae</i> )	кунжут	зерно		0,003	модельный опыт на сосудах с почвой
надземные побеги			0,048			
корни			0,015			
Тыквенные ( <i>Cucurbitaceae</i> )	огурец	плод	0,13	натурные наблюдения	Кожуханов и др., 2011	
		надземные побеги	0,15			
		корни	0,21			
	тыква	плод	0,02			
		надземные побеги	0,15			
		корни	0,47			
Яснотковые ( <i>Lamiaceae</i> )	базилик	стебли	0,365	натурные наблюдения	Al-Alawy, 2020	
		листья	0,166			
		корни	0,796			
	мята	стебли	0,345			
		листья	0,241			
		корни	0,377			

Таким образом, согласно литературным данным, накопление <sup>137</sup>Cs у большинства видов растений превалирует в надземных органах, либо распределяется равномерно между надземными и подземными частями. Однако для представителей сем. *Злаковые* выявляется тенденция к преимущественной аккумуляция радиоцезия в корневой системе. При этом существует мнение, что различия между видами растений в величинах КН для надземных органов могут определяться не общим количеством поглощаемого корнями <sup>137</sup>Cs, а разной

интенсивностью его транслокации в побеги (Staunton et al., 2003; Guldanova et al., 2010).

В целом, несмотря на большой объем исследований поведения  $^{137}\text{Cs}$  в растениях, остаются пробелы как в количественных данных по аккумуляции радионуклида в органах растений, так и в выявлении четких закономерностей между параметрами корневого потребления радионуклида и ботанико-систематической принадлежностью растений.

### 1.5. Калий в почве и растениях

Как известно, калий является химическим аналогом  $^{137}\text{Cs}$ , имея схожее поведение в системе «почва-растение». Далее рассмотрим особенности поведения калия в почве и растениях, а также проведем его сравнение с  $^{137}\text{Cs}$ .

Калий – элемент I группы Периодической системы химических элементов Д.И. Менделеева, он участвует в построении многих соединений, формирующих почвенную массу. По распространенности в природе калий занимает седьмое место среди других элементов (Эмсли, 1993). В земной коре содержится 2,1% калия, входящего в состав полевых шпатов и алюмосиликатов группы слюд, в особенности иллитов (Горбунов, 1974; Орлов, 1985).

Калий является необходимым элементом минерального питания растений. Он усиливает устойчивость биокolloидов клетки, участвует в обмене веществ, повышает жизнестойкость организма в целом. Калий способствует улучшению поступления воды в клетки, повышает осмотическое давление и тургор, снижает процесс испарения, растения становятся более устойчивыми к засухе. Калий участвует в углеводном и белковом обмене, усиливает образование сахаров в листьях и передвижение их в другие органы растений (Полевой, 1989; Минеев, 2004).

Количество калия в почве в основном определяется ее гранулометрическим составом. В среднем содержание калия в почвах варьирует от 0,7% до 2,5%. При этом в глинистых и суглинистых почвах его содержание достигает 2% и более.

Это объясняется тем, что в тяжелых почвах он входит в состав минералов, представленных главным образом в глинистых частицах. Значительно меньше калия в песчаных, супесчаных и особенно в торфяных почвах. Количество его в этих почвах снижается до 0,1% (Минеев, 2004).

Калий находится в почве различных формах относительно доступности для растений. Изучением форм калия в почве занимались многие ученые (Гедройц К.К., Кирсанов А.Т., Маслова А.Л., Прянишников Д.Н., Важенин И.Г., Пчелкиным В. У., Минеев В.Г. и др.), которые создавали классификации форм этого элемента и методы определения фракций калия в почве.

В целом, выделяются следующие формы калия:

- калий почвенного раствора – наиболее мобильная форма, количество элемента в почвенном растворе постоянно меняется в зависимости от условий влажности, внесения удобрений, биологической активности и т.д.;

- водорастворимый калий – калий легкорастворимых солей минеральных и органических кислот;

- обменный калий – ионы калия, находящиеся на поверхности отрицательно заряженных коллоидных частиц. Обменный калий является главным источником калийного питания растений;

- необменный калий – калий, находящийся в межпакетном пространстве глинистых минералов. Следует отметить, что часть необменного калия может переходить в обменную форму по мере истощения обменного калия в почве при его потреблении растениями;

- структурный калий (минерального скелета) – калий кристаллических решеток минералов (Козлова, 2003; Минеев, 2004).

В агрономии выделяют 4 формы калия: водорастворимый, подвижный (обменный), необменный и калий минерального скелета, которые в почве неразрывно связаны друг с другом и постоянно обмениваются для достижения равновесия (Пчелкин, 1966). Установлено, что при положительном хозяйственном балансе в пахотном слое почвы подвижные формы переходят в необменные. При

отрицательном балансе происходит обратный процесс – переход необменных форм калия в подвижные (Афанасьев и Мёрзлая, 2013).

Таким образом, ионы калия могут располагаться на поверхности и в межпакетных пространствах глинистых минералов. В минералах группы слюд имеются 3 типа адсорбционных позиций, характеризующихся различной прочностью связи с ионами калия: 1) планарные, 2) в межслоях по краям кристаллитов глинистых минералов, 3) в некотором удалении вглубь от краев. Калий на планарных позициях относится к наиболее подвижной части обменного калия; калий в межслоях по краям кристаллитов глинистых минералов и в некотором удалении вглубь от краев – к наиболее прочно удерживаемому и труднообменному (Пчелкин, 1966; Петрофанов и др., 2012).

К настоящему времени в исследованиях детально освещены вопросы содержания калия в почвах и применение калийных удобрений (Магницкий, 1972; Маслова и Якушева, 2011; Минеев, 1999; Li et al., 2020; и др.). В исследованиях показано, что калий, внесенный в почву с удобрениями, в основном распределяется на глубину до 40 см (Минеев и др., 1988; Якименко, 2003).

Известно, что длительное использование сельскохозяйственных угодий приводит к существенному уменьшению запасов калия. В модельном опыте показано достоверное снижение содержания подвижного калия после интенсивного выноса элемента растениями в течение 3 лет на 30% в черноземе и серой лесной почве, в дерново-подзолистой почве – на 57% (Маслова и Якушева, 2011). Длительное использование почвы при выращивании однолетних культур приводит к снижению содержания обменного калия до глубины 50-100 см, а для агроценозов с многолетними культурами – в слое 0-15 см (Якименко, 2007).

В растениях калий в наибольшем количестве сосредоточен в молодых тканях, характеризующихся высоким уровнем обмена веществ: меристемах, камбиях, молодых листьях, побегах, почках. В клетках калий находится в основном в ионной форме, он не входит в состав органических соединений и имеет высокую подвижность. Около 80% калия содержится в вакуолях (Полевой, 1989).



Потери калия из надземных органов растений могут происходить путем выделения его через корневую систему. Такое наблюдается при выращивании озимой пшеницы в условиях сильного дефицита влаги (Никитишен, 2004).

Относительно высокое количество калия необходимо плодово-ягодным культурам, сахарной свекле, капусте, корнеплодам, картофелю, клеверу, люцерне, подсолнечнику, гречихе, кукурузе и зернобобовым. Меньше калия требуется для зерновых культур (Магницкий, 1972; Минеев, 2004).

### 1.6. Сравнение поведения $^{137}\text{Cs}$ и калия в системе «почва-растение»

Установлено, что на клеточном уровне организации растений процесс биологической миграции  $^{137}\text{Cs}$  и калия неодинаков.

В обзоре Ф. Уайта и Дж. Бродли (2000) проанализированы представления о корневом поглощении  $\text{Cs}^+$ ,  $\text{K}^+$  из почвы и питательных растворов. Еще в 40-50 гг. XX в. исследователи предположили одинаковый механизм поглощения данных ионов. Позже было обнаружено, что растения, выращенные в растворах, содержащих  $\text{Cs}^+$  и  $\text{K}^+$ , дискриминируют накопление  $\text{Cs}^+$  в тканях, в отличие от  $\text{K}^+$ .

Дж. Банге и Р. Оверстрит (1960), а затем Дж. Шоу и Дж. Белл (1989) в своих работах изучили механизмы корневого поступления  $\text{Cs}^+$  в пшенице и ячмене при разных концентрациях радионуклида в растворе. Авторы предположили, что скорость корневого поступления  $\text{Cs}^+$  из раствора можно описать уравнением Михаэлиса-Ментона.

Для понимания биохимических особенностей поступления  $\text{Cs}^+$  и  $\text{K}^+$  в растения необходимо рассмотреть транспорт данных ионов в растительные клетки. Существует четыре вида мембранного транспорта ионов: пассивная (неспецифическая) диффузия по градиенту концентраций, диффузный перенос ионов по селективным каналам и активный транспорт ионов по электронно-протонному насосу (рисунок 5) (Marschner, 2012).

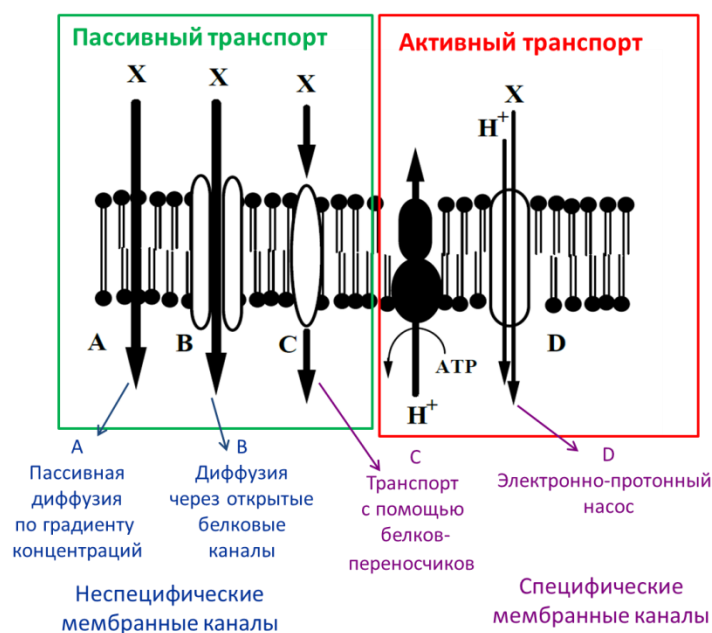


Рисунок 5 – Механизмы поступления ионов в клетку растений (Marschner, 2012)

При высоком содержании доступных для растений форм калия все каналы заняты переносом этого элемента, а поступление  $^{137}\text{Cs}$  очень мало и осуществляется только по неспецифическим мембранным каналам. В условиях дефицита калия и повышенном содержании  $^{137}\text{Cs}$  происходит подавление транспорта калия по специфическим каналам, а также протекает активный совместный транспорт калия и  $^{137}\text{Cs}$  (Shaw et al, 1992, Zhu and Smolders, 2000; White and Broadley, 2000).

Для исследования особенностей поступления  $^{137}\text{Cs}$  и калия из почвы в растения в естественных условиях в 10-километровой зоне отчуждения ЧАЭС отбирались редис, горчица, салат-латук, шпинат, свекла, кориандр, салат полевой, кресс-салат. Обнаружено, что  $\text{Cs}^+$  и  $\text{K}^+$  поступали в корни растений, как правило, через клеточные мембранные каналы с низкой селективностью при концентрации  $\text{K}^+$  в почвенном растворе больше  $2 \text{ мкг/см}^3$ . При концентрации  $\text{K}^+$  от  $0,5\text{-}2,0 \text{ мкг/см}^3$   $\text{K}^+$ , по-видимому, поступал в корни растений через высокоселективные переносчики  $\text{K}^+$ , в то время как транспорт  $\text{Cs}^+$  в корни осуществлялся только через переносчики с низкой селективностью. При концентрации  $\text{K}^+$  менее  $0,5 \text{ мкг/см}^3$ ,

$\text{Cs}^+$  и  $\text{K}^+$  проникали в корни растений через набор белков-переносчиков с большей селективностью по отношению к  $\text{Cs}^+$ , чем к  $\text{K}^+$  (Prorok et al., 2018).

К настоящему времени известны различные гены, с помощью которых происходит транспорт  $\text{K}^+$  через мембрану клетки растения. При этом в некоторых работах показано, что ионы  $\text{K}^+$  и  $\text{Cs}^+$  конкурируют за белки-переносчики, кодируемые генами, в зависимости от соотношения концентраций  $\text{K}^+$  и  $\text{Cs}^+$ .

На примере резуховидки Таля (*Arabidopsis thaliana*) выявлено, что AtHAK5 – ген, отвечающий за транспорт калия в клетки корня растения, – является механизмом проведения не только  $\text{K}^+$ , но и  $\text{Cs}^+$ , в условиях дефицита  $\text{K}^+$  (Qil et al., 2008). Также установлено, что количество генов AtGLR1.2 и AtGLR1.3 значительно возрастает в корнях растений, выращенных при высоких концентрациях  $\text{Cs}^+$  (Hampton et al., 2004). Следовательно, белки, участвующие в транспорте  $\text{K}^+$  и  $\text{Cs}^+$  неодинаковые, и кодируются разными генами.

В лабораторном опыте на резуховидке Таля (*Arabidopsis thaliana*) с помощью ионно-лучевой микрохимической визуализации показано схожее качественное распределение  $\text{Cs}^+$  и  $\text{K}^+$  в тканях растения.  $\text{Cs}^+$  и  $\text{K}^+$  в основном сосредоточены в сосудистой системе стеблей и листьев.  $\text{Cs}^+$  также был обнаружен в мезофилле и эпидермисе листьев (Isaure et al., 2008).

Многочисленные исследования, проведенные в основном в лабораторных условиях, указывают на конкурентное взаимодействие  $\text{K}^+$  и  $\text{Cs}^+$ . Авторы подтверждают данную закономерность в опытах на примере пшеницы, ячменя (Shaw et al., 1992); резуховидки Таля (Broadly et al., 2001; Le Lay et al., 2006; Kanter et al., 2010); риса (Tsukada et al., 2002); полевицы тонкой (Salt et al., 2004); сакуры (Yoshihara et al., 2014).

При этом низкое корневое поглощение  $\text{Cs}^+$  при высоком содержании  $\text{K}^+$  в почве происходит вне зависимости от физико-химических свойств различных типов почвы. Растения (*Lolium perenne*, сем. *Poaceae*) в большей степени предпочитают поглощение ионов  $\text{K}^+$ , чем ионов  $\text{Cs}^+$ , как на песчаной, так и на глинистой почве (Giannakoroulou et al., 2011).

В работе М. Кондо с соавторами (2015) изучено влияние содержания  $K^+$  и  $Cs^+$  в почве на поглощение и накопление  $Cs^+$  в надземных компонентах и корнях бурого риса. Соотношение  $Cs^+/K^+$  в корнях риса выше, чем в надземной части растений. При высокой концентрации  $K^+$  в корнях транслокация и аккумуляция  $Cs^+$  в надземных компонентах риса низкая.

Н. Вегенерс с соавторами (2001) предположила, что виды растений, в большей степени потребляющие К, будут иметь более высокое поглощение радиоцезия. Эксперимент проводился на фасоли, салате-латук, озимом ячмене, райграсе и полевице, которые выращивались в течение 18-21 дней в питательном растворе, содержащем  $^{137}Cs$  (5 Бк/мл), при концентрациях К 0,025-1,0 мМ. В результате было установлено, что активность  $^{137}Cs$  снижалась в 17-81 раз в зависимости от увеличения концентрации К. Аналогичная тенденция обнаружилась и для экспериментов с внесением  $^{134}Cs$ .

На этом построено применение калийных удобрений широко в качестве контрмер при загрязнении почв  $^{137}Cs$ , приводя к получению радиоактивно «чистой» продукции сельского хозяйства. Поступление  $^{137}Cs$  из почв в сельскохозяйственные растения при внесении калийных удобрений может быть снижено от 2 до 20 раз (в зависимости от типа почвы) (Фокин и др., 2005).

Опытным путем выявлены наиболее эффективные сценарии по снижению поглощения  $^{137}Cs$  растениями (для сенокосов и пастбищ): внесение повышенных доз минеральных удобрений  $N_{60}P_{90}K_{120}$ , в том числе с дополнительным известкованием полей под силосные культуры (Фесенко и др., 1997).

Помимо этого, применение калийных удобрений (до 180 кг/га) способствует увеличению содержания обменного калия в 2,7 раза, увеличивая степень его подвижности в 4 раза (Санжарова и др., 2004).

Для оценки влияния различных доз калия в условиях модельного эксперимента с выращиванием ячменя в почву добавляли  $^{137}Cs$  (200 и 400 Бк/кг). Было обнаружено, что увеличение нормы К с 125 до 250 кг/га заметно снизило средние значения коэффициента накопления  $^{137}Cs$  в корнях растений на 24-68%, а в общую биомассу – 36-74% (Soliman et al., 2019).

В работе В.К. Кузнецова с соавторами (2017) показано влияние длительного применения минеральных удобрений (с 1991 г. по 2006 г.) на накопление  $^{137}\text{Cs}$  урожаем зерновых культур на стационарных площадках территории Плавского радиоактивного пятна. Длительное возделывание зерновых культур без минеральных удобрений способствовало возрастанию накопления  $^{137}\text{Cs}$  в растениях в 1,2–1,3 раза. Применение повышенных доз азотных и несбалансированных азотно-фосфорных удобрений в различные периоды исследования также привело к росту содержания  $^{137}\text{Cs}$  в растениях в 1,3–1,9 раза по сравнению с контролем. В то же время в вариантах с комплексным проведением известкования, внесением сбалансированных и повышенных доз калийных удобрений отмечено снижение накопления  $^{137}\text{Cs}$  в урожае зерновых культур до 3,7 раза.

Внесение калийных удобрений в почву влияет не только на соотношение интенсивности корневого потребления  $^{137}\text{Cs}$  и  $\text{K}$ , но и на характер закрепления  $^{137}\text{Cs}$  в межпакетном пространстве глинистых минералов – «процесс старения»  $^{137}\text{Cs}$  в почве. С одной стороны,  $\text{K}$  может ингибировать адсорбцию  $^{137}\text{Cs}$  из-за конкуренции между ионами  $\text{K}^+$  и  $\text{Cs}^+$ , в то же время внесение  $\text{K}$  после адсорбции  $^{137}\text{Cs}$  на FES-участках глинистых минералов приводит к ускорению фиксации  $^{137}\text{Cs}$ , вызывая разрушение промежуточного слоя слюдистых минералов (Absalom et al., 1995). В условиях истощения запасов  $\text{K}$  высвобождение резерва  $\text{K}$  из минералов может повторно мобилизовать уже закрепленный в почве  $^{137}\text{Cs}$  (Wakabayashi et al., 2020).

Ю.Н. Водяницкий (2009) предлагает относить  $\text{Cs}$  к группе сверхтяжелых металлов. При повышении концентрации сверхтяжелых металлов в почве урожайность снижается. Таким образом,  $\text{Cs}$  является ксенобиотиком для растений, в отличие от  $\text{K}$  – одного из биогенных элементов.

Различия в поведении  $^{137}\text{Cs}$  и калия в системе «почва-растение», их аккумуляции в органах растений могут быть связаны с разными путями поступления этих элементов в клетки корневой системы растений, а также с

неодинаковой скоростью транслокации  $^{137}\text{Cs}$  и калия в надземную биомассу растений.

Среди почвенных свойств, влияющих на переход  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в растения, ведущими признаны гранулометрический состав и содержание доступных для растений форм К. При однородном гранулометрическом составе последний фактор приобретает решающее значение (Sanzharova et al., 2006), поэтому сравнительный анализ корневого потребления  $^{137}\text{Cs}$  и К на черноземных почвах в отдаленный период после чернобыльской аварии является одной из основных задач данной работы.

## **ГЛАВА 2. ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ**

### **2.1. Природные условия Тульской области**

Тульская область находится в северо-восточной части Средне-Русской возвышенности. Площадь области составляет 25 тыс. км<sup>2</sup>. Плавское радиоактивное пятно, находящееся на территории Тульской области, образовалось в пределах Плавского плато (Правительство Тульской области..., 2023). Основное загрязнение конденсационными чернобыльскими выпадениями пришлось на Плавский район.

#### **2.1.1. Климат**

Климат Тульской области умеренно-континентальный, характеризуется теплым летом, умеренно холодной зимой. Средняя месячная температура воздуха самого теплого месяца года (июль) Плавского района в среднем составляет 20° С; температура самого холодного месяца года (январь) –10° С. Среднегодовое количество атмосферных осадков около 470-575 мм. Две трети осадков выпадает в виде дождя, одна треть – в виде снега (Главное управление МЧС России..., 2023).

В зимнее время образуется устойчивый снежный покров, его высота к концу зимы достигает 20-25 см, средняя глубина промерзания 75 см. Снеготаяние начинается 16-19 марта и длится примерно 14-18 дней (Главное управление МЧС России..., 2023).

Ветровой режим мало меняется на территории области. В теплый период года (май-сентябрь) преобладают северо-западные, западные и северные ветры, а в холодный период (октябрь-апрель) – юго-западные, южные ветры. Скорость ветра составляет 3-3,5 м/с на защищенных территориях и 4-4,5 м/с - на открытых пространствах (Главное управление МЧС России..., 2023).

#### **2.1.2. Рельеф и геология**

По характеру рельефа территория региона представляет собой равнину, сильно расчлененную речными долинами, задернованными балками (Доклад об

экологической ситуации..., 2022). В северо-западной части проходит Окско-Упинский водораздел. Наиболее возвышенной частью территории является юг области - Плавское плато с наивысшей точкой области над уровнем моря - 310 м на междуречье рек Плавы и Черни (Правительство Тульской области..., 2023).

Поверхность района, за исключением речных долин, покрыта карбонатными лессовидными суглинками, которые имеют мощность 3-5 м и являются почвообразующей породой данной территории (Доклад об экологической ситуации..., 2022).

### **2.1.3. Гидрография**

Реки Тульской области в основном принадлежат к бассейну р. Ока и ее правобережных притоков, частично на юго-востоке области – к бассейну р. Дон (Главное управление МЧС России..., 2023). Речная сеть достаточно густая. Долины рек неширокие, глубоко врезуемые, береговые склоны изрезаны оврагами и балками. (Доклад об экологической ситуации..., 2022). На территории Плавского радиоактивного пятна находятся такие крупные реки, как Локна, Плага.

### **2.1.4. Почвы**

На территории Тульской области самыми распространенными почвами являются черноземы (46% от всей площади области), которые залегают в Плавском, Новомосковском, Богородицком, Веневском, Узловском, Куркинском, Ефремовском, Каменском, Тепло-Огаревском и Щекинском районах (Национальный атлас почв..., 2011). Черноземы Тульской области включают в себя чернозем оподзоленный и чернозем выщелоченный (глинисто-иллювиальные черноземы). Чернозем оподзоленный чередуется с темно-серыми лесостепными почвами и выщелоченными черноземами (Классификация почв..., 2004). К югу массивы оподзоленных черноземов уменьшаются, а выщелоченных – увеличиваются (Добровольский, Урусевская, 2004).

Серые лесные почвы являются вторыми по распространенности в Тульской области, они занимают около 35% всей площади, являясь переходными от дерново-подзолистых почв к черноземам. Их образование шло под



широколиственными лесами с кустарниковым подлеском и густым травостоем (Добровольский, Урусевская, 2004).

Основные массивы дерново-подзолистых почв в Тульской области находятся в Белевском районе, почти на всей территории Суворовского района, частично по берегу Оки в Ясногорском районе, по правобережью Упы в Ленинском, Одоевском, Щекинском, а также в Заокском, Арсеньевском, Дубенском районах. Составляют 16% от площади области (Добровольский, Урусевская, 2004; Национальный атлас почв..., 2011).

Также в Тульской области располагаются аллювиальные почвы (Добровольский, Урусевская, 2004). Они формируются в долинах рек в пределах пойменных и надпойменных террас. Особенностью этих почв является ежегодное отложение частиц из паводковых весенних вод. Пойменные почвы плодородны, они содержат много перегноя, имеют хорошую структуру. Недостатком их является близость грунтовых вод, которые отрицательно действуют на корневую систему растений (Почвоведение, 1988).

### **2.1.5. Растительность**

Тульская область расположена в основном в подзоне северной лесостепи, где лесные массивы чередуются со степными участками. Лишь крайний северо-запад лежит в подзоне широколиственных лесов. Облесенность территории в северных и северо-западных районах более 25%, на юге она уменьшается до 5%. Леса главным образом располагаются в оврагах и речных долинах. (Доклад об экологической ситуации..., 2022).

Плавский район также относится к лесостепи северного варианта. Характерны мелкие изреженные леса со значительным развитием травостоя. Распространенными типами лесов являются дубняк лещиново-снытевый и дубняк лещиново-осоковый. Повсеместно распространены вторичные мелколиственные леса из березы и осины. В травянистом покрове встречаются степные виды растений: медуница, борец, астрагал, на опушках – козлобородник, шалфей и другие (Доклад об экологической ситуации..., 2022).

## 2.2. Земельный фонд Тульской области

Поскольку почвенные и климатические условия региона благоприятны для ведения растениеводства, территория Тульской области имеет высокую степень земельной освоенности: земли сельскохозяйственного назначения составляют 72% (1845 тыс. га) относительно всего земельного фонда региона (рисунок 6) (Региональный доклад ..., 2021).

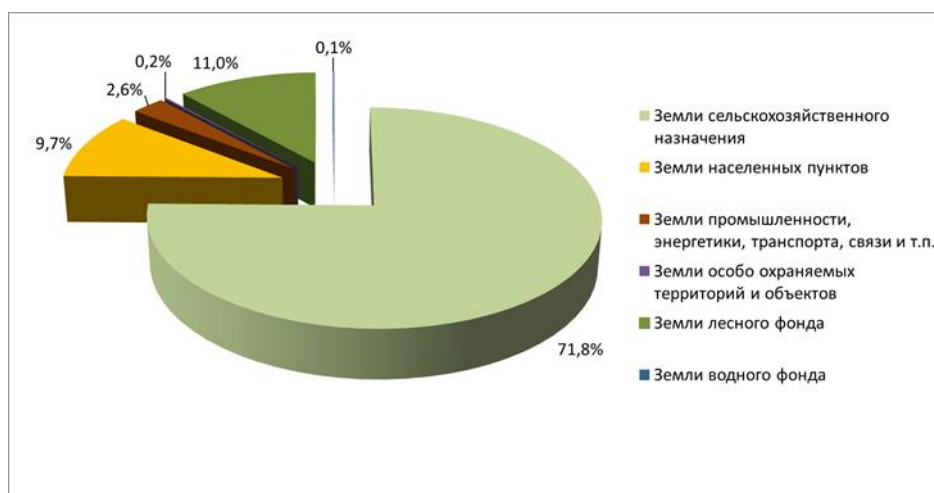


Рисунок 6 – Распределение фонда Тульской области по категориям земель

Из них пашни – 79%, пастбища - 15%, сенокосы – 3%, многолетние насаждения – 3% (Региональный доклад ..., 2021).

В Плавском районе Тульской области также в структуре земельного фонда преобладают сельскохозяйственные угодья (88% от всей площади), при этом на долю пашни приходится 85% сельскохозяйственных земель, залежи – 0,4%, многолетних насаждений – 0,8%, сенокосов – 3,8%, пастбищ – 10% (8,9 тыс. га). (Региональный доклад..., 2021).

В Тульской области, в частности в Плавском районе, выращиваются различные сельскохозяйственные культуры, характерные для полевого севооборота Центрального федерального округа России. Наиболее распространенными культурами являются зерновые и зернобобовые: пшеница, ячмень, соя, кукуруза; а также подсолнечник картофель (рисунок 7) (Регионы России..., 2022).

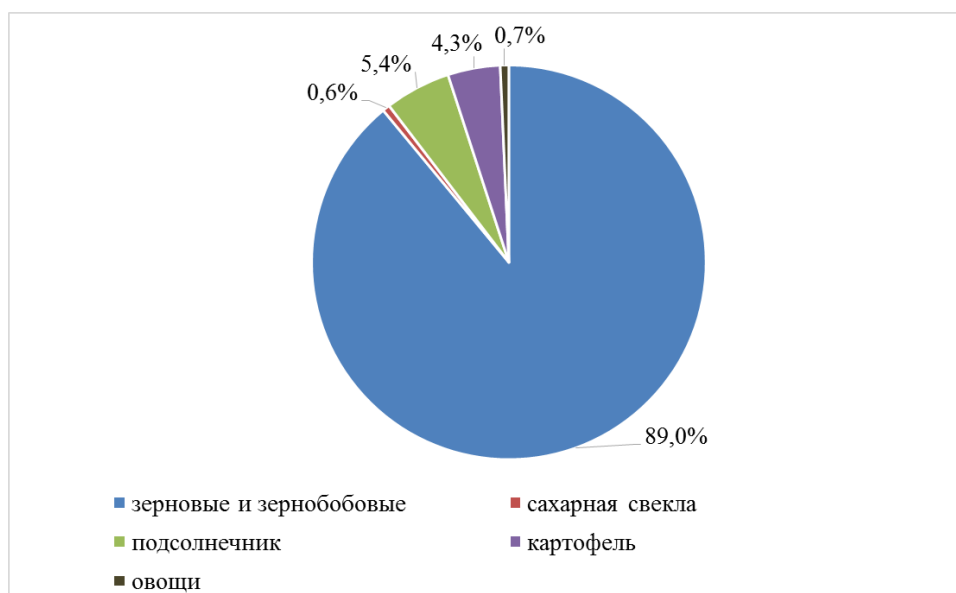


Рисунок 7 – Посевные площади сельскохозяйственных культур в 2021 г. (Регионы России..., 2021)

### 2.3. Современный уровень радиоактивного загрязнения территории Плавского радиоактивного пятна

К концу 70-х годов XX в., то есть в дочернобыльский период, плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  почвенного покрова Тульской области составляла 1,8–2,2 кБк/м<sup>2</sup> (Кузнецов и др., 2022).

В результате чернобыльской аварии был сформирован ореол радиоактивного загрязнения в Тульской области, получивший название «Плавское радиоактивное пятно». Общая площадь радиоактивного загрязнения области в 1986 году составила 14,5 тысяч км<sup>2</sup>. Большая часть Плавского радиоактивного пятна, приходится на территорию Плавского района, соответственно, основное загрязнение конденсационными чернобыльскими выпадениями пришлось именно на этот административный район (Атлас современных и прогнозных аспектов..., 2009) (рисунок 8).

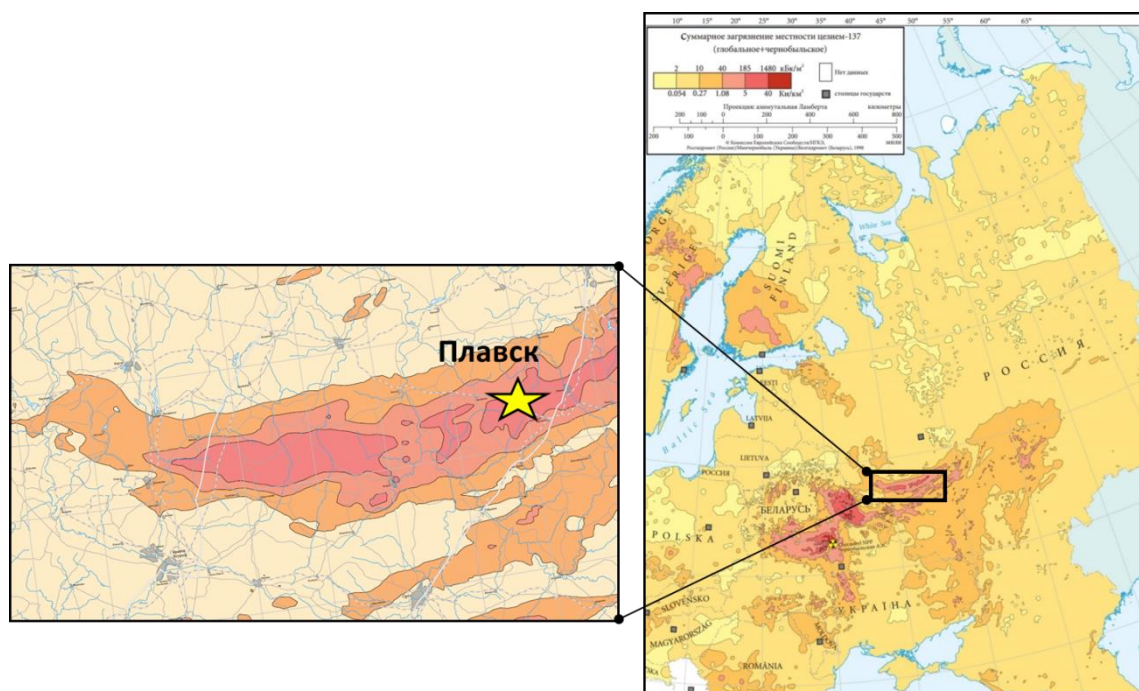


Рисунок 8 – Район исследования (Атлас загрязнения Европы  $^{137}\text{Cs}$  после Чернобыльской аварии, 1998)

Всего в результате аварии в 1986 г. было загрязнено 2048 населенных пунктов в 18 административных районах с населением более 929,1 тысяч человек. Общая площадь радиоактивного загрязнения области составила 14,5 тысяч км<sup>2</sup>. Таким образом, 56% территории региона и половина его населения подверглись в той или иной мере воздействию радиации (Атлас загрязнения Европы..., 1998, Атлас современных и прогнозных аспектов ..., 2009). В наибольшей степени пострадала юго-западная часть области: Плавский, Арсеновский, Узловский районы с плотностью загрязнения почвы радионуклидами в 1986 г. 185-555 кБк/м<sup>2</sup> (5-15 Ки/км<sup>2</sup>) – «зона проживания с правом на отселение». Остальное население загрязненных районов относилось к зоне с льготным социально-экономическим статусом (Атлас современных и прогнозных аспектов..., 2009; ФЗ «О социальной защите граждан...», 1991).

По состоянию на 2021 год на территории Тульской области 366,0 тыс. га сельскохозяйственных земель загрязнены  $^{137}\text{Cs}$ , при этом 365,1 тыс. га имеют плотность загрязнения от 37 до 185 кБк/кг (от 1 до 5 Ки/км<sup>2</sup>) и 0,9 тыс. га свыше 185 кБк/кг (5 Ки/км<sup>2</sup>). В 2021 году растениеводческая продукция не имела

превышений требований СанПиН 2.3.2.1078-01 и КУ-94 (Доклад об экологической ситуации..., 2022). По прогнозам территория Плавского радиоактивного пятна останется радиоактивно загрязненной вплоть до конца XXI века (рисунок 9) (Российский национальный доклад..., 2016).

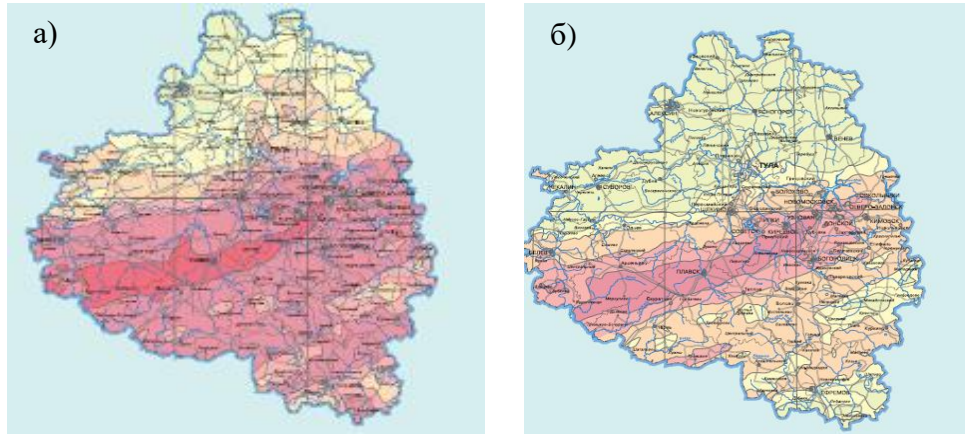


Рисунок 9 – Загрязнение территории Тульской области  $^{137}\text{Cs}$  в результате аварии на ЧАЭС: а) состояние на 1986 г., б) прогноз на 2056 г. (Атлас современных и прогнозных аспектов, 2009)

## ГЛАВА 3. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

### 3.1. Характеристика опорных площадок

В центральной и периферийной частях Плавского радиоактивного пятна, занимаемой водосборным пространством малой реки Локна в 2014-2021 гг. были изучены почва и растения агроценозов, занятых такими культурами как пшеница яровая, пшеница озимая, ячмень яровой, кукуруза, гречиха, горчица, картофель, соя, горох, рапс, подсолнечник, амарант, бобово-злаковая травосмесь (козлятник-кострец); а также естественных биогеоценозов: суходольного луга и пойменного луга (рисунок 10).

а)





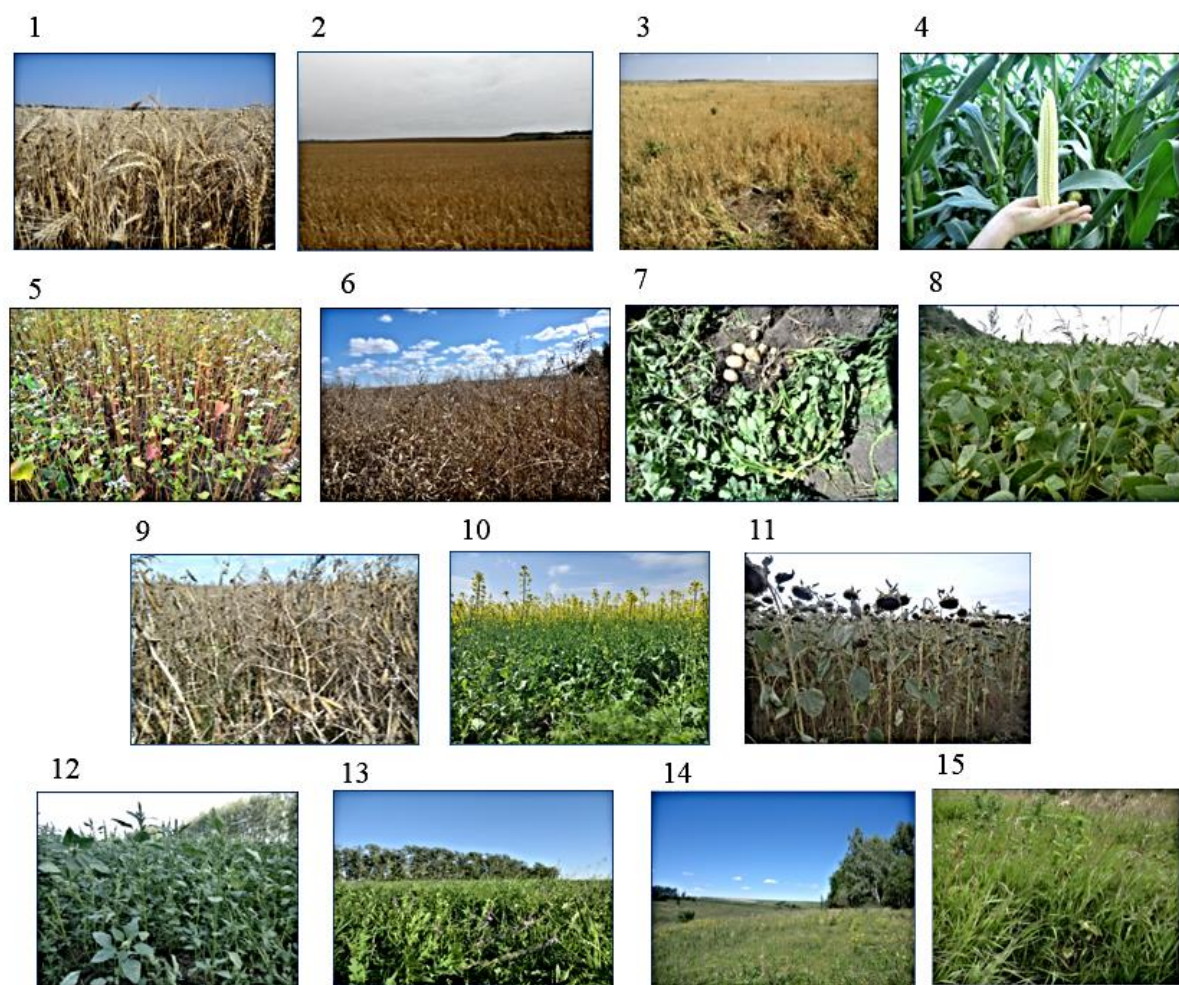


Рисунок 10 – Расположение опорных площадок исследования на территории Плавского радиоактивного пятна: а) изображение Google Earth; б) фото биогеоценозов исследованной территории. Обозначение площадок исследования: 1 – пшеница яровая, 2 – пшеница озимая, 3 – ячмень яровой, 4 – кукуруза, 5 – гречиха, 6 – горчица, 7 – картофель, 8 – соя, 9 – горох, 10 – рапс, 11 – подсолнечник, 12 – амарант, 13 – травосмесь, 14 – суходольный луг, 15 – пойменный луг

В исследованной части Плавского радиоактивного пятна, как и в целом в пределах радиоактивно загрязненных ландшафтов Тульской области, агроценозы абсолютно доминируют в структуре землепользования и занимают водораздельные поверхности и склоны в диапазоне абсолютных высот 240-249 м (таблица 4). Естественные травянистые биогеоценозы сохранились только в неудобных для пахоты местах – на наиболее крутых участках склонов и в их подножьях, на бортах и склонах балок и ложбин, а также на речных террасах и в

поймах рек. В зависимости от степени дренированности почв естественные биогеоценозы территории представлены суходольными разнотравно-злаковыми лугами или пойменными злаковыми лугами устьевых частей балок и пойм рек.

Пахотные почвы занимают элювиальные позиции в ландшафте водораздельной поверхности, суходольный луг приурочен к транзитно-аккумулятивному ландшафту в подножье склона террасы, влажный пойменный луг располагается в пойме р. Локна и приурочен к аккумулятивному ландшафту. В совокупности, изученные опорные площадки составляют катену косвенного геохимического сопряжения.

Таблица 4 – Характеристика опорных участков пробоотбора в ландшафтах центральной части Плавского радиоактивного пятна

Агроценоз/луговой биогеоценоз	Положение в рельефе, абс. высота (м)	Тип почвы	Угодье	Геохимический ландшафт
Пшеница яровая	водораздел, 247	агрочернозем глинисто-иллювиальный	пашня	элювиальный
Пшеница озимая	водораздел, 249		пашня	элювиальный
Ячмень	водораздел, 248		пашня	элювиальный
Кукуруза	водораздел, 245		пашня	элювиальный
Соя	водораздел, 245		пашня	элювиальный
Горох	водораздел, 247		пашня	элювиальный
Картофель	водораздел, 245		пашня	элювиальный
Амарант	водораздел, 240		пашня	элювиальный
Гречиха	водораздел, 249		пашня	элювиальный
Горчица	водораздел, 248		пашня	элювиальный
Рапс	водораздел, 240		пашня	элювиальный
Подсолнечник	водораздел, 246		пашня	элювиальный
Травосмесь	водораздел, 249		пашня	элювиальный
Суходольный луг	подножье склона, 208	типичный чернозем глинисто-иллювиальный	пастбищный луг	транзитно-аккумулятивный
Пойменный луг	пойма р. Локна, 199	аллювиальные темногумусовые почвы	сенокосный луг	аккумулятивный

Пахотные угодья расположены на агрочерноземах глинисто-иллювиальных (Классификация почв России, 2004). Почвенный профиль состоял из системы следующих горизонтов: Ap – Ap' – AU – AB1Ca – B1Ca.



Пахотный горизонт (Ap) 0-7(18) см: буровато-темно-серый, структура комковато-пылеватая с элементами зернистости, рыхлый, содержал частые тонкие корни, переход к нижележащему горизонту резкий (по плотности), граница слабоволнистая.

Старопахотный горизонт (Ap/) глубиной 7(18)-30 см имел слабо выраженную комковато-ореховатую структуру, очень плотный, выделялись крупные глубокие трещины через весь горизонт, уходящие вглубь почвенного профиля до 80-100 см, содержал частые тонкие корни, переход к нижележащему заметный по плужной подошве, граница ровная.

Темногумусовый горизонт (AU) (30-55 см): серовато-темно-бурый с бурыми пятнами старых кротовин на глубине 32-40 см и темными гумусированными пятнами по корневинам, структура комковато-ореховатая среднепрочная, очень плотный с выраженной внутреагрегатной пористостью, единичные трещины через горизонт, капролиты, до глубины 50 см содержал достаточно частые тонкие корни, переход к нижележащему горизонту заметный по цвету и выделениям вторичных карбонатов, граница волнистая

Переходный горизонт (ABICa) (55-96 см): окраска неоднородная среднеконтрастная: чередование бурых пятен различных оттенков (от темных до светлых) и белесыми выцветами по граням структурных отдельностей, структура комковато-призмовидная, плотного сложения с легким «глянцем» по срезу ножа, характерна высокая внутриагрегатная пористость, редкие капролиты, единичные старые кротовины (темные), редкие тонкие корни, переход к нижележащему ясный по цвету, граница волнистая.

Глинисто-иллювиальный горизонт (BICa) глубиной 96-100 см: окраска неоднородная: на светло-буром фоне многочисленные бурые пятна и белесые налеты по граням структурных отдельностей, структура плохо выражена – призмовидно-комковатая, плотный, вторичные карбонаты выделялись в виде белесых налетов с элементами мицелия.

По гранулометрическому составу почва не дифференцирована и является легкоглинистой.

Типичный чернозем глинисто-иллювиальный, расположенный на стационарной площадке суходольного луга, характерен для данной климатической зоны. Профиль целинного чернозема подобен агрочернозему глинисто-иллювиальному, однако вместо пахотного (Ap) и старопахотного (Ap/) горизонтов он имел горизонты Ad (дернина) и AU (темногумусовый горизонт) ненарушенного сложения: Ad (0-15) – AU (15-23 см) – AB (23-40 см) – B1 (40-60 см).

Аллювиальные темно-гумусовые почвы (Классификация почв России, 2004) занимает пойменный луг. Почвенный профиль состоял из системы следующих горизонтов: Ad – AU – AC.

Темногумусовый горизонт (AU (Ad)) 0-10(15) см: окраска буровато-темно-серая, тяжелый суглинок, прочная ореховато-зернистая структура, с «бусами» по корням, уплотнен за счет густых корней, переход заметный по количеству корней, граница волнистая;

Темногумусовый горизонт (AU)10(15)-25 см: буровато-темно-серая окраска со слабоконтрастными бурыми пятнами и полосами по ходам землероев, по гранулометрическому составу: средний к тяжелому суглинок, ореховато-зернистая структура, средняя плотность, мелкопористый, мелкотрещиноватый, содержал частые корни, единичные копролиты, переход постепенный по структуре и окраске, граница диффузная;

Переходный горизонт (AC) 25-61... см: окраска темно-бурая, тяжелый суглинок с комковатой среднепрочной структурой, слегка липкий и вязкий, мелкотрещиноватый, содержал среднее количество мелких корней, редкие копролиты, червороины, единичные кротовины.

### **3.2. Характеристика агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна**

Для выявления особенностей миграционных потоков  $^{137}\text{Cs}$  в травянистых экосистемах с разными доминантными видами опорные площадки на

исследуемой территории были приурочены к основным зональным культурам полевого севооборота. Данные о некоторых сортах и особенностях возделывания сельскохозяйственных культур предоставлены землевладельцем.

Агроценоз, занятый яровой пшеницей (культура узкорядного сева), имел проективное покрытие 90-95%, без примеси сорняков. Выращивалась мягкая среднеспелая яровая пшеницы сорта «Злата».

Агроценоз озимой пшеницы (культура узкорядного сева) – проективное покрытие около 90%, присутствовали единичные сорные растения.

Агроценоз ярового ячменя (культура узкорядного сева) – проективное покрытие которого около 85%, и сеgetального сорняка – бодяка полевого (*Cirsium arvense*, сем. *Compositae*) с проективным покрытием около 10%.

Агроценоз кукурузы (культура широкорядного сева), проективное покрытие агроценоза составляло 90%, высота растений ~300 см, присутствовал сорняк – вьюн полевой (*Convolvulus arvensis* сем. *Convolvulaceae*), проективное покрытие которого около 20%. Выращивалась кукуруза сорта РОСС 140 СВ – раннеспелый гибрид универсального использования.

Агроценоз сои (*Glycine max*, сем. *Fabaceae*) – культуры широкорядного сева – также имел высокое проективное покрытие (около 95%).

Агроценоз гороха посевного имел проективное покрытие около 95%. Выращивается в качестве кормового растения для сельскохозяйственных животных.

Агроценоз картофеля – пропашной культуры, сорта «Удача». Побеги ботвы картофеля представляют собой средней высоты (120-130 см), раскидистый, сильнооблиственный куст. Сорт картофеля «Удача» отличается хорошей урожайностью и позволяет собрать от 10 до 15 клубней с куста.

Агроценоз амаранта (*Amaranthus retroflexus*, сем. *Amaranthaceae*), характеризовался проективным покрытием около 80%. Амарант является однолетней, среднерослой (~100 см) культурой рядкового сева.

Агроценоз гречихи (культура рядкового сева), проективное покрытие составляло 45%, высота травостоя 80-90 см, присутствовали сорняки: марь белая

(*Chenopodium album* сем. *Amaranthaceae*), вьюн полевой (*Convolvulus arvensis* сем. *Convolvulaceae*), осока волосистая (*Carex pilosa* сем. *Cyperaceae*) (2-3%). Выращивался сорт «Девятка».

Агроценоз горчицы (культура рядкового сева), проективное покрытие агроценоза 60%, высота травостоя 85-100 см. Выращивался сорт белой горчицы «Рапсодия», который используют для получения приправы и масла.

Агроценоз рапса озимого сорта «Едимакс КЛ», проективное покрытие – 90%, посев 22-23 августа, уборка 17 августа. Выращивается для получения масла.

Агроценоз подсолнечника, сорт «Брио», культура ленточного сева, высота растений составила 160-200 см..

Бобово-злаковая травосмесь – агроценоз с многолетними культурами узкорядного перекрестного сева (площадь проективного покрытия 90-95%), выращиваемыми в течение 3-5 лет, используется для приготовления сена, сенажа, витаминной муки, силоса и т.д. Травосмесь состояла из козлятника восточного (*Galega orientalis*, сем. *Fabaceae*) и костреца безостого (*Bromopsis inermis*, сем. *Gramineae*). Кроме этого в травосмеси встречался сорняк – мелколепестник однолетний (*Erigeron annuus*, сем. *Compositae*).

Природный биогеоценоз разнотравно-злакового суходольного луга расположен на склоне водораздела р. Локна. Среди трав преобладали представители сем. *Злаковые (Poaceae)*: мятлики, овсяница луговая, тимофеевка луговая. Разнотравье представлено в основном следующими растениями: сем. *Сложноцветные (Compositae)* – цикорий обыкновенный, полынь обыкновенная, тысячелистник обыкновенный, бодяк восточный; чистец полевой (сем. *Яснотковые – Labiatae*), земляника обыкновенная (сем. *Розоцветные – Rosaceae*), вьюн полевой (сем. *Вьюнковые – Convolvulaceae*). Общая площадь проективного покрытия 80%.

Природный биогеоценоз злакового влажного луга находился в пойме р. Локна. Среди злаковых растений преобладал кострец безостый. Представители других семейств были единичными: бодяк восточный (сем. *Сложноцветные –*

*Compositae*) и крапива двудомная (сем. Крапивные – *Urticaceae*). Общая площадь проективного покрытия 80%.

### 3.3. Полевой отбор образцов почвы и растений

Во время полевых работ на всех опорных площадках по унифицированной схеме были проведены геоботаническое и почвенно-морфологическое описание компонентов агроценозов и природных лугов, а также отбор образцов почвенного и растительного материала в трехкратной повторности, позволяющей учесть пространственное варьирование показателей и получить репрезентативные результаты (рисунок 11). Исследования М.М. Иванова с соавторами (2015), проведенные в пределах ореола Плавского радиоактивного пятна, показали, что трехкратная повторность пробоотбора почв с плотностью загрязнения более 100 кБк/м<sup>2</sup> является достаточной для оценки содержания <sup>137</sup>Cs со значением погрешности 25% и степенью достоверности более 95%.

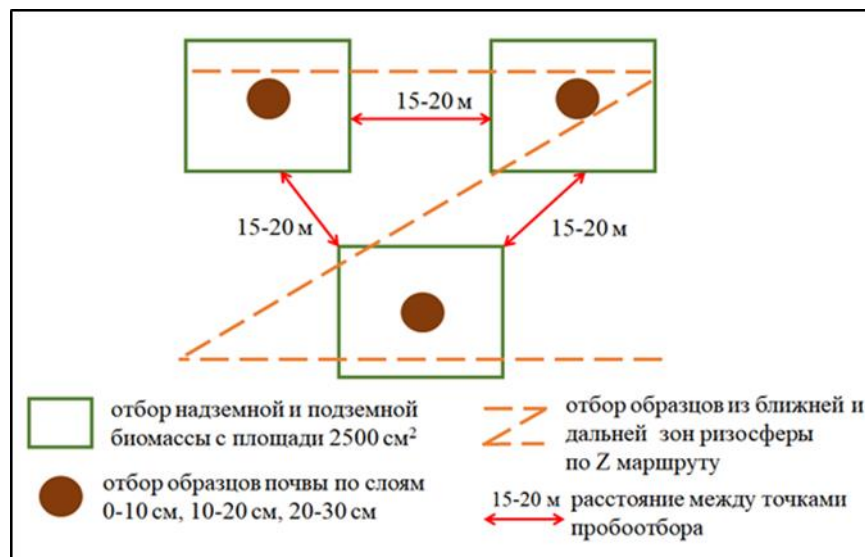


Рисунок 11 – Схема пробоотбора образцов почвы и растений на территории Плавского радиоактивного пятна

Пробоотбор монолитов почв ненарушенного сложения производился с помощью кольцевого пробоотборника ПГ-450, с площади 300 см<sup>2</sup>, послойно с шагом по 10 см до глубины 30 см. Глубина пробоотбора до 30 см обусловлена тем, что основной пул радиоцезия сосредоточен в пределах данной почвенной

толщи, за пределами которой содержание  $^{137}\text{Cs}$  пренебрежительно мало, что было подтверждено более ранними исследованиями, проведенными на территории Плавского радиоактивного пятна (Романцова и др., 2011). В центральной и периферийной частях Плавского пятна также исследовались полнопрофильные разрезы агрогенных и целинных черноземов с отбором почвенных проб по генетическим горизонтам.

Пробоотбор почвы из «ближней» и «дальней» зон ризосферы исследуемых культур производился по Z-образному маршруту, охватывающему всю площадь опорной площадки, в пределах основного корнеобитаемого слоя (8–15 см). Под ближней зоной ризосферы подразумевалась часть почвы, оставшаяся на корнях при встряхивании растения после его извлечения из почвы, а почва, осыпавшаяся с корней, условно считалась дальней зоной ризосферы.

Надземная часть растений отбиралась методом сплошного укоса с площади 2500 см<sup>2</sup>. Укосы бобово-злаковой травосмеси разделялись на растения козлятника и костреца, укосы суходольного луга и пойменного луга – на биологические группы злаков и разнотравья. Для контроля содержания  $^{137}\text{Cs}$  в получаемой продукции растениеводства в агроценозах зерновых культур были отдельно отобраны зерновки пшеницы, ячменя, кукурузы, гречихи, а также семена подсолнечника и горчицы, клубни картофеля, стручки гороха, рапса, сои. В остальных агроценозах, а также в природных луговых биогеоценозах к растительной продукции относились вегетирующие надземные части, которые используются на силос.

Пробоотбор подземной части растений исследуемых площадок осуществлялся также с помощью кольцевого пробоотборника по 10-см слоям до глубины 30 см.

В общей сложности было отобрано 173 шт. образцов почвы, 87 шт. – надземной части растений, 162 шт. – подземной части растений.

После отбора образцов с подземной биомассой происходила их отмывка от примесей почвенного мелкозема. Отмывку подземной биомассы производили под проточной водой до полного осветления промывных вод на системе сит с

ячейками 1 мм и 0,5 мм. Этот способ удаления почвы от растительных образцов, как подчеркивают физиологи, является наиболее оптимальным (Байтулин, 1976; Perez-Harguindeguy, 2013).

Последующий контроль качества отмывки корней осуществлялся с помощью оптической микроскопии при 10-кратном увеличении, а также анализа зольности растительного материала.

Отмытая подземная биомасса картофеля разделялась на корни и клубни; подземная биомасса травосмеси – на корни козлятника и костреца; подземные части суходольного и пойменного лугов были разделены на корни злаков и разнотравья.

### 3.4. Лабораторные исследования

В лабораторных условиях образцы почвы до воздушно-сухого состояния, образцы растений высушивались при температуре 75 °С в сушильном шкафу, в целях гомогенизации размельчались. Почва просеивалась через сито с ячейкой диаметром 1 мм. Растения перемалывались на лабораторной мельнице.

Измерения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве проводились в геометрии «дента» на гамма-спектрометре «Мультирад» с блоком детектирования БДКС-63-01А с использованием программы обработки спектров «Прогресс 5.1» (Россия), экспозиция измерения 30 минут; в компонентах растительной биомассы — в геометрии «дента» или «чашка Петри» на гамма-спектрометре Canberra GR 3818 с детектором из особо чистого германия HPGe (США), экспозиция измерения 1440 минут.

Определение обменного калия проводилось по методу Масловой, который основан на извлечении калия из почвы раствором уксуснокислого аммония ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4 = 1 \text{ моль/дм}^3$ ) при отношении почвы к раствору 1:10 и последующем определении калия в вытяжке на пламенном фотометре, используя светофильтр с максимумом пропускания в области 766 – 770 нм (Аринушкина, 1970).

Определение обменного калия проводилось по методу Пчелкина 2,0 н. раствором HCl, при соотношении почвы к раствору 1:25, калий определялся на пламенном фотометре (Практикум по агрохимии, 2001).

Сухое озоление растительного материала проводилось в муфельной печи при температуре 520°C.

Содержание K в золе растений определялось после растворения золы в 5 мл 20% HCl с добавлением 15-20 мл горячей дистиллированной воды на пламенном фотометре (Практикум по агрохимии, 2001).

Определение общей и рабочей адсорбирующей поверхности корней проводилось методом, предложенным Д.А. Сабининым и И.И. Колосовым. Метод основан на том, что растительные клетки имеют свободное пространство — межфибрилярные и межмицеллярные поры в стенках, доступные для свободной диффузии растворенных веществ. При погружении корней в какой-либо раствор происходит его диффузия по свободному пространству клеток, адсорбция молекул и ионов на наружной поверхности клеток и на стенках пор. При этом поверхность равномерно покрывается мономолекулярным слоем адсорбируемого вещества, после чего определяются размеры адсорбирующей поверхности (Воскресенская и др., 2008).

В качестве адсорбируемого вещества служит 0,0002 н метиленовая синяя, поглощение которой определяется колориметрически по изменению ее концентрации. Известно, что 1 г метиленовой синей при мономолекулярной адсорбции покрывает 1,1 м<sup>2</sup> поверхности адсорбента. При погружении корней в раствор метиленовой синей через 1,5—2 мин она проникает внутрь первого слоя клеток, при двукратном 1,5—2 мин погружении корневой системы в раствор метиленовой синей происходит адсорбционное насыщение как деятельной, так и недейтельной поверхности корневой системы. Деятельная, или рабочая, часть корневой системы поглощает питательные вещества из почвы, снабжая ими надземные органы; недейтельная часть покрыта пробковой тканью и адсорбирует только растворенные вещества. После достижения адсорбционного насыщения клетки деятельной части корня поглощают адсорбированные ранее вещества,



освобождая места для дальнейшей адсорбции. Следовательно, общую адсорбирующую поверхность корней можно определить по изменению концентрации метиленовой синей при первых двух полутораминутных погружениях, а рабочую поверхность — по уменьшению количества краски в растворе при третьем погружении.

Измеряли оптическую плотность растворов относительно контроля, предварительно разбавленных в 10 раз, с помощью фотоэлектроколориметра при длине волны 680 нм (Воскресенская и др., 2008).

### 3.5. Расчеты и статистическая обработка результатов

Определение общей удельной поверхности корней  $\text{см}^2/\text{см}^3$ :

$$\text{ОУПК} = C_1 + C_2 * 1,1 / V / 100 \quad (1),$$

где  $V$  – объем корней,  $\text{см}^3$ ;  $C_1$  – концентрация первого раствора,  $\text{мг/л}$ ;  $C_2$  – концентрация второго раствора,  $\text{мг/л}$ .

Определение рабочей удельной поверхности корней  $\text{см}^2/\text{см}^3$ :

$$\text{РУПК} = C_3 * 1,1 / V / 100 \quad (2),$$

где  $V$  – объем корней,  $\text{см}^3$ ;  $C_3$  – концентрация третьего раствора  $\text{мг/л}$ .

Расчет плотности сложения почвы ( $\rho$ ,  $\text{г/см}^3$ ) производился исходя из сухой массы почвы ( $m$ ,  $\text{г}$ ) и фиксированного объема пробоотборника ( $V=448,85 \text{ см}^3$ ):

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (3),$$

Определение запаса  $^{137}\text{Cs}$  в почве (плотности радиоактивного загрязнения почвы) ( $Z_{\text{Cs-137}}$ ,  $\text{кБк/м}^2$ ):

$$Z_{\text{Cs-137}} = A(C) * \rho * h * S / 1000 \quad (4),$$

где  $A$  — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$ ,  $\text{Бк/кг}$ ;  $\rho$  — плотность сложения почвы,  $\text{г/см}^3$ ;  $h$  — мощность слоя почвы,  $\text{см}$ ;  $S$  — опробованная площадь,  $\text{м}^2$ .

Определение ризосферного коэффициента, РК (безразмерная величина):

$$\text{РК} = \frac{A(C) \text{ ближняя зона}}{A(C) \text{ дальняя зона}} \quad (5),$$

где  $A_{\text{ближняя зона}}$  — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) или  $C_{\text{ближняя зона}}$  — содержание К (мг/кг) в ближней зоне ризосферы,  $A_{\text{дальняя зона}}$  — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) или  $C_{\text{дальняя зона}}$  — содержание К (мг/кг) в дальней зоне ризосферы.

Оценка коэффициента накопления, КН (безразмерная величина):

$$\text{КН} = \frac{A_{\text{растение}}}{A_{\text{почва}}} \quad (6),$$

где  $A_{\text{растение}}$  — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) в абсолютно сухой биомассе растений,  $A_{\text{почва}}$  — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) в почве.

Оценка коэффициента перехода, КП ( $\text{м}^2/\text{кг}$ ):

$$\text{КП} = \frac{A_{\text{растение}}}{Z_{\text{почва}}} \quad (7),$$

где  $A_{\text{растение}}$  — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) в абсолютно сухой биомассе растений,  $Z_{\text{почва}}$  — плотность радиоактивного загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Бк}/\text{м}^2$ ) в почве.

Расчет коэффициента транслокации  $^{137}\text{Cs}$  и К в растениях:

$$\text{КТ} = \frac{A(\text{С})_{\text{побеги}}}{A(\text{С})_{\text{корни}}} \quad (8),$$

где  $A_{\text{побеги}}$  — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) или  $C_{\text{побеги}}$  — содержание К (мг/кг) в абсолютно сухой биомассе надземной части растений,  $A_{\text{корни}}$  — удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) или  $C_{\text{корни}}$  — содержание К (мг/кг) в абсолютно сухой биомассе корней растений.

Интенсивность корневого поглощения (ИКП) К растениями с учетом содержания в почве его обменной и необменной (специфически сорбированной) форм:

$$\text{ИКП} = \frac{C_{\text{растение}}}{C_{\text{обм(необм) почва}}} \quad (9),$$

где  $C_{\text{растение}}$  — содержание К (мг/кг) в абсолютно сухой биомассе растений,  $C_{\text{обм почва}}$  и  $C_{\text{необм почва}}$  — содержание обменного и необменного К (мг/кг) в почве, соответственно.

Все полученные экспериментальные результаты были обработаны методами вариационной статистики с помощью пакетов прикладных программ Statistica 10, Microsoft Excel 2010.

## ГЛАВА 4. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА АГРОЦЕНОЗОВ И ЛУГОВЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ ПЛАВСКОГО РАДИОАКТИВНОГО ПЯТНА

### 4.1. Физические и химические свойства почв

В исследуемых почвах Плавского радиоактивного пятна, занимающих элювиальные, транзитно-аккумулятивные и аккумулятивные позиции ландшафта – пахотных и целинных черноземах, аллювильной луговой почве – были изучены общие физические свойства (плотность).

Усредненная плотность сложения поверхностного 30-см почв исследуемой территории варьировала в пределах 0,94-1,37 г/см<sup>3</sup> в зависимости от произрастающей сельскохозяйственной культуры и приемов агротехнической обработки почвы (таблица 5). Сравнительно высокой плотностью сложения характеризовались почвы, занятые культурами узкорядкового сева с мощностью пахотного горизонта 7-10 см: ячменем, пшеницей, горчицей, а также пахотные черноземы агроценозов сои, кукурузы, подсолнечника. Средняя плотность сложения отмечалась для почв под злаково-бобовой многолетней травосмесью и посевами амаранта; низкую плотность имела почва, на которой выращивалась пропашная культура, представленная картофелем. Относительно невысокая плотность сложения также была характерна для суходольного и влажного лугов за счет обильных включений живых корней и их остатков в поверхностный горизонт дернины.

Для всех рассматриваемых агроценозов выявлено возрастание плотности сложения почв с глубиной вследствие переуплотнения нижележащих горизонтов. Пахотный горизонт (0-10 см) рыхлый, менее плотный за счет вспашки, боронования, культивации верхнего слоя почвы. Старопахотный горизонт (10-30 см), наоборот, более плотный, так как происходило его уплотнение из-за воздействия тяжелой сельскохозяйственной техники.

Таблица 5 – Плотность сложения почв опорных площадок в пределах слоя 0-30 см, г/см<sup>3</sup>

Агроценоз/луговой биогеоценоз	0-10 см	10-20 см	20-30 см	0-30 см
Пшеница яровая	1,15±0,14*	1,27±0,07	1,28±0,09	1,23±0,04
Пшеница озимая	1,20±0,04	1,53±0,14	1,31±0,06	1,34±0,06
Ячмень яровой	1,28±0,06	1,54±0,35	1,29±0,17	1,37±0,16
Кукуруза	1,24±0,10	1,22±0,11	1,28±0,15	1,28±0,03
Гречиха	1,01±0,03	1,12±0,09	1,22±0,10	1,11±0,04
Горчица	1,19±0,06	1,33±0,14	1,32±0,15	1,28±0,06
Картофель	0,90±0,10	1,04±0,16	0,92±0,20	0,94±0,05
Соя	1,16±0,10	1,23±0,20	1,28±0,16	1,22±0,06
Горох	1,18±0,11	1,20±0,02	1,24±0,18	1,21±0,05
Рапс	1,33±0,04	1,36±0,09	1,38±0,13	1,36±0,05
Подсолнечник	1,22±0,08	1,33±0,13	1,37±0,12	1,31±0,03
Амарант	1,13±0,15	1,15±0,11	1,17±0,09	1,15±0,04
Травосмесь	0,97±0,09	1,24±0,10	1,24±0,08	1,19±0,01
Суходольный луг	1,04±0,10	1,20±0,06	1,21±0,05	1,15±0,03
Пойменный луг	0,84±0,10	1,13±0,14	1,21±0,03	1,16±0,06

\* - здесь и далее в таблицах и рисунках доверительный интервал рассчитывался как  $\pm t_{0,95} \cdot m$

Влажность пахотных и целинных почв в период наблюдений – середина августа 2014-2021 гг. – была практически одинакова и составляла 11-25% (таблица 6). При этом в единые сроки наблюдения влагообеспеченность пахотных и целинных почв, включая почвы пойменного влажного луга, различалась незначительно.

Таблица 6 – Влажность почв опорных площадок на территории Пласского радиоактивного пятна в момент пробоотбора (середина августа) в пределах слоя 0-30 см, %

Агроценоз/луговой биогеоценоз	Год						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2021
Пшеница яровая	–	–	25	–	–	–	–
Пшеница озимая	–	–	–	–	–	20	–
Ячмень яровой	17	–	–	–	–	–	–
Кукуруза	–	–	–	–	–	–	16
Гречиха	–	–	18	–	–	–	–
Горчица	–	–	23	–	–	–	–
Картофель	–	21	–	–	–	–	–
Соя	–	–	16	–	–	–	–
Горох	–	–	–	–	17	–	–
Рапс	–	–	–	–	21	–	–
Подсолнечник	–	–	–	16	–	–	–

Продолжение таблицы 6

Агроценоз/луговой биogeоценоз	Год						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2021
Амарант	17	–	–	–	–	–	–
Травосмесь	13	13	18	–	–	–	–
Суходольный луг	11	12	21	–	–	–	–
Пойменный луг	22	18	–	–	–	–	–

Агрочернозем глинисто-иллювиальный водораздела и аллювиальные темногумусовые почвы влажного пойменного луга характеризовались типичными для региона химическими свойствами, близкими к свойствам господствующих на территории типичных глинисто-иллювиальных черноземов (таблица 7). Они отличались нейтральной реакцией среды и высоким содержанием органического вещества (Paramonova et al., 2015).

Таблица 7 – Основные химические свойства почв Плавского радиоактивного пятна в пределах слоя 0-30 см (Paramonova et al., 2015)

рН <sub>водн</sub>		Гумус, %	
Агрочернозем глинисто-иллюв.	Алл. темногум. почвы	Агрочернозем глинисто-иллюв.	Алл. темногум. почвы
6,5±0,2	6,6±0,2	7,1±0,1	6,9±0,2

Таким образом, основные свойства отдельных типов почв, составляющих компонентный состав почвенного покрова изученной части Плавского радиоактивного пятна, сходны между собой, что определяет близость физико-химических условий радиальной миграции <sup>137</sup>Cs в профилях почв, а также распределение радионуклида по формам соединений. Последнее, в свою очередь, влияет на отсутствие существенных различий в биологической доступности <sup>137</sup>Cs, связанных непосредственно со свойствами почв исследованных биogeоценозов.

## 4.2. Биологические показатели растений агроценозов и луговых биогеоценозов

В исследованных агроценозах были определены биологические параметры растений, такие как высота травостоя, видимая мощность корнеобитаемого слоя, запас биомассы растений, зольность.

Высота травостоя на опорных участках биогеоценозов варьировала от 36 см до 306 см в зависимости от видовой принадлежности растений (таблица 8). Глубина распространения основной части корневой системы растений в среднем составляла 0-8 см для культур рядкового сева и 0-20 см – для пропашной культуры (картофель). Для лугов мощность корнеобитаемого слоя является горизонтом Ad (дернина), которая оценивалась как 8 см.

Таблица 8 – Биометрические параметры растений в агроценозах и луговых биогеоценозах Плавского радиоактивного пятна

Агроценоз/луговой биогеоценоз	Высота травостоя, см	Видимая мощность корнеобитаемого слоя, см
Пшеница яровая	71±10	0-7
Пшеница озимая	52±7	0-7
Ячмень яровой	44±6	0-7
Кукуруза	306±2	0-8
Гречиха	93±3	0-8
Горчица	90±6	0-8
Картофель	140±12	0-20
Соя	103±5	0-8
Горох	47±10	0-8
Рапс	160±5	0-20
Подсолнечник	180±7	0-12
Амарант	88±5	0-9
Козлятник (травосмесь)	71±5	0-10
Кострец (травосмесь)	95±12	0-10
Суходольный луг	36±10	0-10
Пойменный луг	102±2	0-10

Оценка биологической продуктивности биогеоценозов (таблица 9) показала, что из всех представленных агроценозов наибольшую общую продуктивность имели кукуруза, подсолнечник за счет высокой биомассы надземной части растений. Пойменный луг также характеризовался высоким запасом биомассы.

Таблица 9 – Оценка запасов биомассы растений агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна, кг/м<sup>2</sup>

Агроценоз / луговой биогеоценоз	Надземная биомасса	Подземная биомасса	Общая биомасса
Пшеница яровая	1,27±0,21	0,30±0,07	1,56±0,19
Пшеница озимая	1,15±0,12	0,39±0,08	1,40±0,08
Ячмень яровой	0,57±0,04	0,47±0,15	1,04±0,11
Кукуруза	2,02±0,31	0,15±0,08	2,17±0,28
Гречиха	0,43±0,06	0,28±0,08	0,71±0,07
Горчица	0,50±0,24	0,30±0,09	0,80±0,33
Картофель	0,55±0,07	0,53±0,36	0,80±0,40
Соя	0,60±0,15	0,25±0,18	0,85±0,15
Горох	0,88±0,04	0,29±0,05	1,17±0,05
Рапс	0,74±0,12	0,04±0,01	0,78±0,10
Подсолнечник	1,68±0,32	0,23±0,01	1,91±0,31
Амарант	0,48±0,08	0,23±0,05	0,72±0,11
Козлятник (в составе травосмеси)	0,13±0,06	0,22±0,11	0,35±0,11
Кострец (в составе травосмеси)	0,21±0,09	0,38±0,22	0,59±0,29
Суходольный луг (разнотравье)	0,09±0,02	0,51±0,33	0,60±0,31
Суходольный луг (злаки)	0,11±0,05	0,39±0,29	0,50±0,32
Пойменный луг (разнотравье)	0,03±0,01	0,04±0,01	0,07±0,01
Пойменный луг (злаки)	0,68±0,20	1,28±0,26	1,96±0,18

Основную долю биомассы сельскохозяйственных культур составила надземная часть – в среднем 74% от общих запасов биомассы растений, за исключением агроценоза с многолетней травосмесью, где превалирует подземная биомасса (64%) за счет развитой стержневой системы козлятника и длиннокорневищного костреца. В естественных лугах преобладала подземная биомасса. Суходольный луг состоял из злаков и разнотравья, при этом 55% биомассы приходилось на разнотравье, а пойменный луг практически полностью состоял из представителей *сем. Злаковые*, растения других семейств встречались единично (рисунок 12).





Рисунок 12 – Доля надземной и подземной биомассы растений агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна

Несмотря на высокое радиоактивное загрязнение почвы данной территории, угнетение роста и развития растений не наблюдалось. Заметные изменения биомассы растений, нарушения их роста и развития зафиксированы при более высоком содержании  $^{137}\text{Cs}$  в питательном растворе (или почве), которые достигаются в лабораторных экспериментах:  $\geq 200$  кБк/л ( $\geq 63$  мг/кг) в растворах (Kamel, 2007) и  $\geq 2800$  кБк/м<sup>2</sup> ( $\geq 2$  мг/кг) в почвах (Гродзинский и Гудков, 2006).

На некоторых выбранных образцах растений была проведена оценка потенциальной возможности поглощения из почвенного раствора минеральных веществ, состоявшая в определении удельной адсорбирующей поверхности корней. Общая удельная адсорбирующая поверхность корней складывается из величины деятельной (поглощающей) и недеятельной поверхностей. Под деятельной поверхностью корней понимается часть корня, которая адсорбирует вещества из окружающей среды, а затем десорбирует их внутрь клеток корня. Недейтальной поверхностью считается та часть поверхности корня, которая поглощает вещества, но не передает их внутрь. Эта поверхность адсорбирует вещества, которые распределяется мономерным слоем на поверхности корня, в результате очень быстро наступает предел поглощения веществ из раствора (Воскресенская и др., 2008).

В целом, для изученных биогеоценозов значения общей удельной поверхности корней близки (таблица 10). Различий между видами и группами видов растений не было выявлено. Архитектура корневой системы (мочковатая

или стержневая) – также не оказывает видимого влияния на поглотительную способность. При этом недействительная удельная поверхность корней преобладает над рабочей удельной поверхностью, то есть превалирует та часть поверхности корня, которая адсорбирует вещества, но не передает их внутрь. Подобные результаты были получены для пшеницы в работе Исайчева В.А. и Проваловой Е.В (2012).

Таблица 10 – Удельная поверхность корней растений в агроценозах и луговых фитоценозах Плавского радиоактивного пятна, см<sup>2</sup>/см<sup>3</sup>

Агроценоз/ луговой биогеоценоз	Общая удельная поверхность	Рабочая удельная поверхность	Недействительная удельная поверхность
Пшеница яровая	118,8±0,7	51,7±0,8	67,1±3,1
Ячмень	122,1±1,7	51,5±1,4	70,6±1,3
Соя	122,3±1,9	52,9±0,6	69,4±1,6
Картофель	120,1±2,5	53,9±1,2	66,3±2,3
Амарант	116,4±2,4	50,3±0,7	66,1±2,1
Козлятник	122,2±2,3	52,7±3,1	69,5±4,9
Кострец	121,7±1,9	52,8±0,8	68,9±2,3
Суходольный луг	116,8±2,1	50,4±2,5	66,4±0,9
Влажный луг	122,0±3,8	53,2±2,6	68,8±2,7

Средняя зольность растений исследованных биогеоценозов составила около 8% (таблица 10), что согласуется с эталонными данными Л.Е. Родина и Н.П. Базилевич (1965) по учету компонентов биологического круговорота зольных элементов в основных типах растительности европейской части России. Средняя зольность травянистых растений луговых степей оценивалась авторами как 5-7% с колебаниями до 10%.

Таблица 10 – Зольность растений в агроценозах и луговых биогеоценозах Плавского радиоактивного пятна, %

Агроценоз / луговой биогеоценоз	Надземная биомасса	Подземная биомасса	Общая биомасса
Пшеница яровая	5,9±0,1	4,0±0,1	4,9±0,1
Пшеница озимая	5,1±0,1	4,5±0,1	4,8±0,1
Ячмень яровой	6,2±0,3	5,4±0,1	5,7±0,2
Кукуруза	8,0±1,4	6,0±1,4	5,8±1,7
Гречиха	7,1±0,7	6,1±0,2	6,7±0,5
Горчица	6,3±1,1	5,7±0,6	6,4±0,2
Картофель	16,7±0,9	5,5±0,4	8,6±0,8
Соя	9,8±0,5	3,8±0,2	7,0±0,7
Горох	7,9±0,4	4,7±0,1	6,4±0,2
Рапс	7,6±0,6	3,6±0,9	7,1±1,0

Продолжение таблицы 10

Агроценоз / луговой биогеоценоз	Надземная биомасса	Подземная биомасса	Общая биомасса
Подсолнечник	10,2±1,5	4,1±0,3	6,5±0,3
Амарант	18,7±0,6	10,6±0,2	13,6±0,2
Козлятник (травосмесь)	10,6±3,3	4,7±0,9	6,8±1,1
Кострец (травосмесь)	8,5±0,4	8,1±0,3	8,3±0,3
Суходольный луг (разнотравье)	9,5±1,2	6,9±0,7	8,6±0,9
Суходольный луг (злаки)	8,9±0,5	7,4±0,6	7,8±0,5
Пойменный луг (разнотравье)	9,5±0,4	7,1±0,4	9,3±0,5
Пойменный луг (злаки)	8,8±0,6	6,0±0,5	7,3±0,3

Содержание зольных элементов в надземной и подземной частях биомассы, как правило, было распределено сравнительно равномерно.

Поскольку для подземной фракции биомассы анализ общей зольности служил также для контроля качества отмывки корней от адгезированных частиц почвы, полученные результаты подтвердили высокую чистоту отмывки корней и отсутствие почвенных примесей в растительном материале.

## ГЛАВА 5. ПОВЕДЕНИЕ $^{137}\text{Cs}$ В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ АГРОЦЕНОЗОВ И ЛУГОВЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ ПЛАВСКОГО РАДИОАКТИВНОГО ПЯТНА

### 5.1. Накопление $^{137}\text{Cs}$ в почвах агроценозов и луговых биогеноценозов

В настоящее время плотность поверхностного радиоактивного загрязнения почв центральной и периферийной частях Плавского радиоактивного пятна  $^{137}\text{Cs}$  с учетом его радиоактивного распада на 2022 год составила в среднем  $149 \pm 16$  кБк/м<sup>2</sup> ( $428 \pm 62$  Бк/кг). При этом между средними величинами удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  площадок опробования наблюдалась пространственная неоднородность уровней радиоактивного загрязнения почв с коэффициентом вариации 29%, свидетельствующая о неравномерном характере чернобыльских выпадений и вторичном перераспределении  $^{137}\text{Cs}$  в системе склоновых агроландшафтов в составе твердого эрозионного стока.

Наибольшие величины удельной активности и запасов  $^{137}\text{Cs}$  в верхнем 30-см слое имели целинные почвы (в среднем  $668 \pm 59$  Бк/кг и  $204 \pm 14$  кБк/м<sup>2</sup>), занятые

---

Основные результаты, изложенные в данной главе, опубликованы в следующих научных статьях автора:

**Комиссарова О.Л.**, Парамонова Т.А., Кузьменкова Н.В., Турыкин Л.А., Павлов К. В., Щеглов А.И. Сравнительный анализ биологической миграции цезия-137 и стабильного калия в агроценозах черноземной зоны // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. – 2022. – № 4. – С. 20-30. ИФ РИНЦ – 0,453, 1,3 п.л., личный вклад – 0,7 п.л.

**Комиссарова О.Л.**, Парамонова Т.А., Денисова О.Е., Кузьменкова Н.В., Турыкин Л.А. Особенности накопления цезия-137 в кукурузе, на радиоактивно загрязненных землях // Плодородие. – 2022. - № 5. – С. 76-79. DOI: 10.25680/S19948603.2022.128.19. ИФ РИНЦ (2021) – 0,722, 0,5 п.л., личный вклад – 0,2 п.л.

**Komissarova O.**, Paramonova T. Land use in agricultural landscapes with chernozems contaminated after Chernobyl accident: Can we be confident in radioecological safety of plant foodstuff? International Soil and Water Conservation Research. – 2019. – V. 7. № 2. – p. 158-166. DOI: 10.1016/j.iswcr.2019.03.001, CGR (2022) – 1,696, 1,0 п.л., личный вклад – 0,5 п.л. IF (2020) 7,486

Парамонова Т.А., Шамшурина Е.Н., Беляев В.Р., **Комиссарова О.Л.** Сравнительный анализ поступления Cs-137 в луговую растительность районов черноземной зоны, в различной степени загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2017 – Т. 57 – № 4 – с. 429-439. DOI: 10.7868/S0869803117040087, ИФ РИНЦ (2021) – 0,656, 1,2 п.л., личный вклад – 0,2 п.л.

суходольным и пойменным лугами и приуроченные к геохимически подчиненным позициям ландшафта, в то время как усредненные параметры аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  в агрочерноземах водораздельной поверхности и верхних частей склонов составили  $568\pm 43$  Бк/кг и  $140\pm 12$  кБк/м<sup>2</sup> (таблица 11).

Таблица 11 – Параметры накопления  $^{137}\text{Cs}$  в почвах на территории Плавского радиоактивного пятна (n=3)

Агроценоз/ луговой биогеоценоз	Уд. активность $^{137}\text{Cs}$			Плотность загрязнения $^{137}\text{Cs}$		
	среднее $\pm$ дов. интервал, Бк/кг	минимум – максимум, Бк/кг	V, %	среднее $\pm$ дов. интервал, кБк/м <sup>2</sup>	минимум – максимум, кБк/м <sup>2</sup>	V, %
Пшеница яровая	380 $\pm$ 8	372-385	2	138 $\pm$ 10	132-148	6
Пшеница озимая	385 $\pm$ 33	353-403	8	125 $\pm$ 10	112-137	10
Ячмень яровой	319 $\pm$ 60	285-380	17	132 $\pm$ 25	111-155	17
Кукуруза	311 $\pm$ 71	270-383	20	119 $\pm$ 26	106-145	19
Соя	360 $\pm$ 39	337-399	10	124 $\pm$ 18	108-139	13
Горох	334 $\pm$ 14	321-347	4	106 $\pm$ 10	96-113	8
Картофель	342 $\pm$ 16	327-456	4	130 $\pm$ 36	108-153	18
Амарант	474 $\pm$ 131	341-543	24	164 $\pm$ 36	128-191	20
Гречиха	569 $\pm$ 79	489-617	12	191 $\pm$ 34	156-209	16
Горчица	421 $\pm$ 114	310-506	24	164 $\pm$ 53	111-200	29
Рапс	378 $\pm$ 25	355-400	6	152 $\pm$ 13	145-165	7
Подсолнечник	313 $\pm$ 48	280-360	13	122 $\pm$ 10	115-132	7
Травосмесь	497 $\pm$ 17	284-513	3	155 $\pm$ 5	152-159	3
Суходольный луг	638 $\pm$ 46	597-678	6	204 $\pm$ 19	189-222	8
Пойменный луг	698 $\pm$ 27	671-715	3	205 $\pm$ 24	183-226	11

Значимое различие средних значений удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве на различных элементах геохимически сопряженного рельефа подтвердилось однофакторным дисперсионным анализом ( $F(2, 16) = 3,60$ ,  $p = 0,00$ ). Тест Тьюки для множественных сравнений показал, что средние результаты теста значительно различались между элювиальным и транзитно-аккумулятивным элементами ландшафта ( $p = 0,02$ , 95% ДИ = [-363,40; -130,05]), а также элювиальным и аллювиальным элементами ландшафта ( $p = 0,00$ , 95% ДИ = [-423,52; -190,17]). Заранее данные были проверены на нормальность распределения с помощью теста Шапиро-Уилка, а также на однородность дисперсий.

Пост-чернобыльское перераспределение радиоцезия доказано в исследовании агрокатены на территории Брянской области (Линник и др., 2020), а также на примере почв малых водосборов лесостепной зоны Курской области (Шамшурина, 2009). В работе Голосова В.Н. (2021) с соавторами, проведенной на территории Щекинского района Тульской области, установлено сокращение суммарных запасов  $^{137}\text{Cs}$  на пашне за счет не только естественного радиоактивного распада  $^{137}\text{Cs}$ , но смыва почвенных частиц с эрозионным током. При этом более 90% смытых с пашни почвенных частиц и перемещенного с ними  $^{137}\text{Cs}$  переотложилось по пути транспортировки со склонов в постоянные водотоки.

Таким образом, плотность удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве увеличивается от элювиальных до аккумулятивных ландшафтов, что свидетельствует о латеральной миграции радионуклида при эрозионном переносе. Происходит вторичное (пост-чернобыльское) изменение конфигурации геохимического поля пространственного распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове с повышением контрастности уровней загрязнения отдельных участков внутри ореола радиоактивного загрязнения.

Следует отметить, что величина плотности поверхностного радиоактивного загрязнения пахотных черноземов  $^{137}\text{Cs}$  (запаса  $^{137}\text{Cs}$  в почве), которая является производной от двух величин – удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве и плотности ее сложения, – в основном зависит от первой (по критерию Пирсона  $r=0,96$ ,  $P=0,95$ ).

Для пахотных почв, занятых культурами сплошного или рядкового сева, изменение структуры и плотности сложения почвы при агротехнических приемах обработки не оказывали существенного влияния на определение запасов  $^{137}\text{Cs}$ . Однако для пропашных культур (картофеля) специфика агротехники возделывания черноземов существенно отразилась на определении уровня загрязнения пахотных почв: при сравнительно высокой удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ , его относительно пониженный запас определялся именно невысокой плотностью сложения почвы ( $0,94 \text{ г/см}^3$ ). Для целинных почв суходольного и пойменного лугов плотность поверхностного радиоактивного загрязнения почв

$^{137}\text{Cs}$  также зависела от величины удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в почве, в то время как плотность сложения почвы не оказывала влияния на оценку запаса  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностном слое почвы.

Анализ вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  по профилю пахотных черноземов, выполненный на примере опорной площадки гороха, показал, что 98% запасов радионуклида сосредоточено в пределах верхнего 30-см слоя (в пахотном и старопахотном горизонтах), в целинной почве суходольного луга его массовое проникновение (93% общих запасов) фиксировалось до глубины 25 см (рисунок 13). Подобный характер вертикального распределения чернобыльского  $^{137}\text{Cs}$  типичен для почвы сельскохозяйственных угодий и травянистых биогеоценозов черноземной зоны России (Радиоэкологические последствия аварии..., 2018)

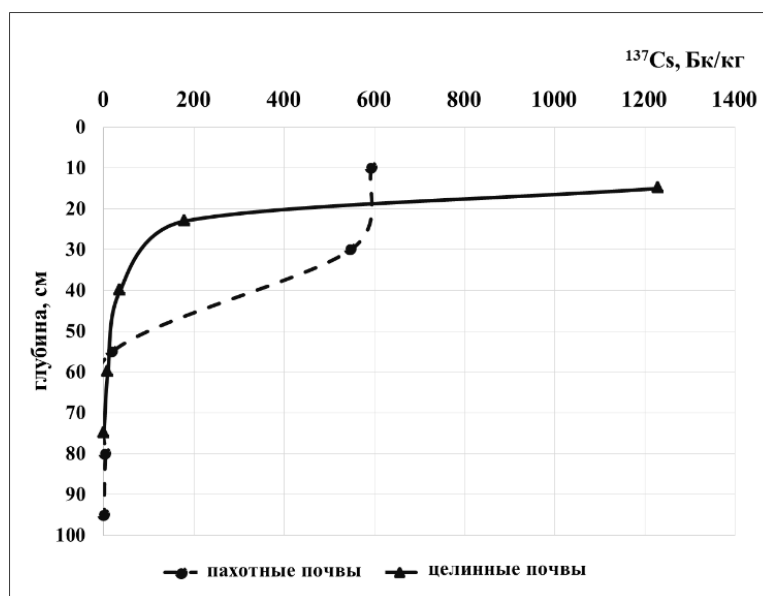


Рисунок 13 – Вертикальное распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в пахотных и целинных почвах Плавского радиоактивного пятна

Миграция  $^{137}\text{Cs}$  в составе поверхностного и/или внутрипочвенного стока в растворенном состоянии весьма незначительна, поскольку в пуле радионуклида водорастворимая фракция составляла не более 0,1%, обменная — не более 1% (Коноплева, 2021). Таким образом, фактически весь поступивший в почвы  $^{137}\text{Cs}$  прочно закрепился в межпакетном пространстве глинистых минералов в необменной форме.

При этом распределение  $^{137}\text{Cs}$  в 30-см слое пахотных почв было практически равномерным, что связано с регулярным механическим перемешиванием почвы при вспашке, а также проведенной в качестве реабилитационных мероприятий на данной территории глубокой вспашке в 1986-87 гг., что подтверждается наличием в почвах всех исследованных агроценозов старопахотного горизонта. В целинных почвах суходольного и пойменного лугов профильное распределение  $^{137}\text{Cs}$  имело регрессивно-аккумулятивный характер с четко выраженным убыванием удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  за пределами корнеобитаемого слоя (до 10-12 см) вследствие первоначального аэрального характера радиоактивных выпадений и отсутствия механического воздействия на почву (рисунок 14).

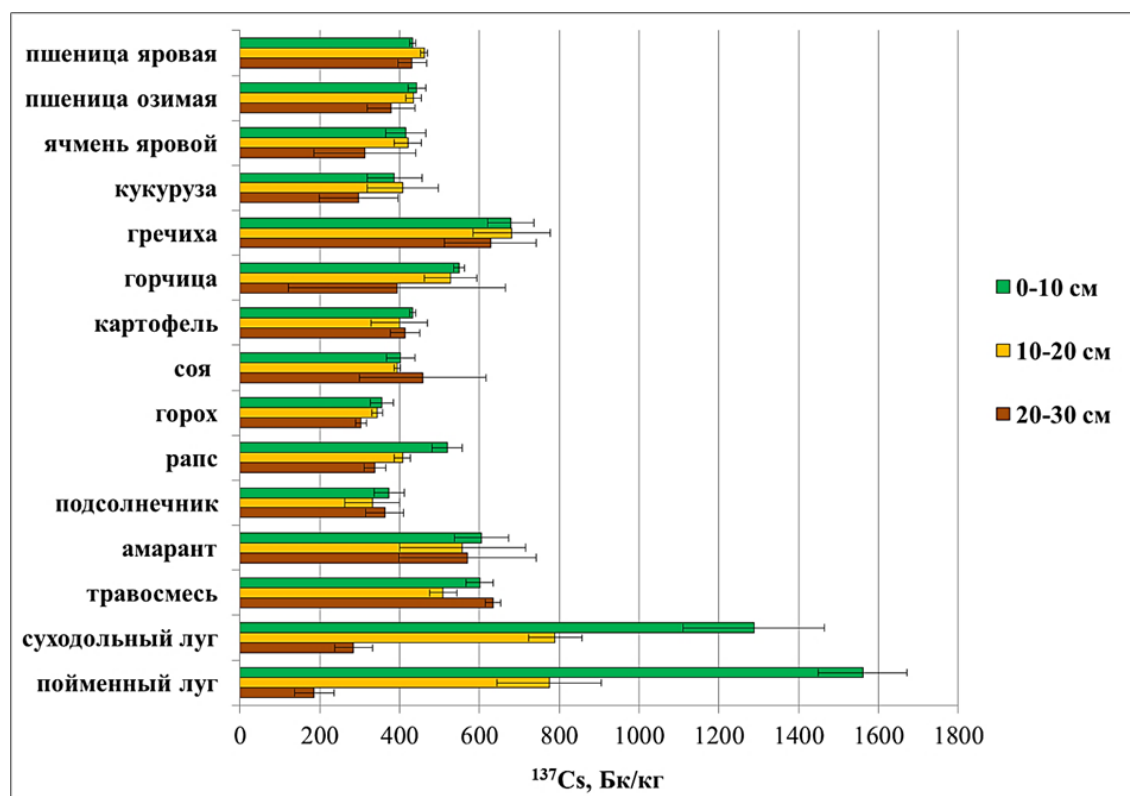


Рисунок 14 – Вертикальное распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в пределах 30-см слоя почв агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна

С учетом сравнительно небольшого варьирования величины плотности сложения по 10-см слоям почвы до глубины 30 см, характер вертикального распределения запасов  $^{137}\text{Cs}$  аналогичен распределению величин удельной активности радионуклида в толще 0-30 см (рисунок 15).



Таким образом, распределение  $^{137}\text{Cs}$  по профилю пахотных почв было практически равномерно: в каждом из 10-см слоев содержалось в среднем около 30% запасов  $^{137}\text{Cs}$ . В целинных почвах лугов наибольший запас  $^{137}\text{Cs}$  наблюдался в верхнем 10-см слое – 57%, в слое 10-20 см запасы составили 34% пула, а на глубине 20-30 см - всего 9%.

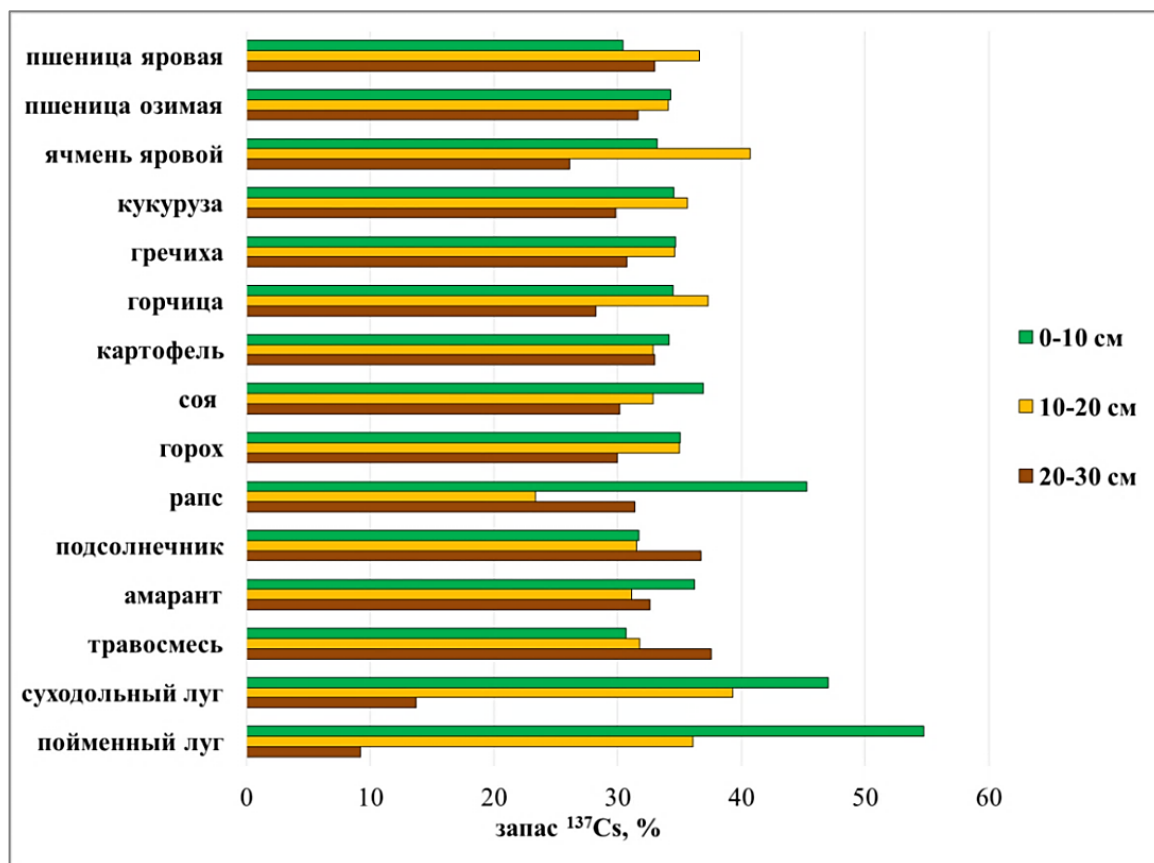


Рисунок 15 – Распределение запасов  $^{137}\text{Cs}$  в почвах Плавского радиоактивного пятна, %

Подобная закономерность вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  в агроценозах выявлена и в других исследованиях, проведенных на территориях, загрязненных черновыльскими радионуклидами, в том числе в ореоле Плавского радиоактивного пятна (Липатов и др., 2003; Квасникова и др., 2009; Липатов и др., 2007; Мамихин и др., 2016; Щеглов, Цветнова, 2017; и др.).

Также в работе Кузнецова В.К. с соавторами (2022), проведенной на территории Плавского радиоактивного пятна, была показана динамика вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  по профилю целинных почв. Через два года после аварии на ЧАЭС более 90% выпавшего радионуклида содержалось в 5-см

слое почв целинных участков, из которых 78% было сосредоточено в слое 0–2 см. К 1995 г. запасы  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0-2 см почвы снизились до 33%, а в слое 2-5 см - возросли до 26%, а максимальная глубина проникновения  $^{137}\text{Cs}$  достигла 25 см. В более поздний период (с 2010 г.) перераспределение радионуклида наблюдалось в средних и нижних слоях почвенного профиля, где происходило увеличение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в 15–30-см слое почвы, а также отмечалось возрастание глубины проникновения радионуклида до 40–45 см. При этом основной запас  $^{137}\text{Cs}$  (78%) в черноземных почвах в настоящее время сосредоточен в верхнем 15-20 см слое.

Таким образом, несмотря на прошедший период полураспада  $^{137}\text{Cs}$ , радиоактивное загрязнение исследованных пахотных черноземов Плавского радиоактивного пятна сохраняется высоким, поэтому проведение регулярного мониторинга состояния пахотных почв остается актуальной задачей при ведении растениеводства.

## 5.2. Накопление $^{137}\text{Cs}$ в растениях агроценозов и луговых биогеоценозов

Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в растениях изученных агрогенных и природных биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна была существенно меньше, чем в почвах и варьировала в пределах 15-50 Бк/кг.

В целом, представленные растения по удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в общей биомассе ранжировались следующим образом: ячмень яровой > злаки суходольного луга > злаки пойменного луга > пшеница яровая > пшеница озимая > коострец > амарант  $\geq$  козлятник  $\geq$  горчица > гречиха > подсолнечник > разнотравье суходольного луга  $\geq$  рапс  $\geq$  соя  $\geq$  разнотравье пойменного луга  $\geq$  горох > кукуруза  $\geq$  картофель (таблица 12).

Таблица 12 – Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) в компонентах сельскохозяйственных культур и растений лугов Плавского радиоактивного пятна

Агроценоз / луговой биогеоценоз	Общая биомасса	Стебли и листья	Корни	Генеративные органы / продуктивная часть
Пшеница яровая	37,6±4,1	23,6±3,7	80,7±8,6	3,5±1,6
Пшеница озимая	34,7±8,7	23,1±7,9	86,4±11,1	2,8±0,8
Ячмень яровой	46,9±0,9	37,3±0,2	56,9±3,1	5,4±0,5
Кукуруза	9,7±1,2	9,0±2,2	11,0±2,4	8,0±6,7
Гречиха	19,6±3,6	21,4±5,7	16,2±6,3	8,3±0,9
Горчица	23,5±6,9	25,6±9,2	18,6±3,5	3,6±0,2
Картофель	9,2±1,2	16,8±6,6	5,0±0,2	4,4±0,3
Соя	13,1±2,2	12,1±2,4	10,1±2,7	3,2±0,9
Горох	11,8±0,9	13,5±2,4	9,5±4,0	5,5±2,3
Рапс	14,7±1,4	20,1±4,2	10,9±5,3	16,1±0,6
Подсолнечник	17,4±0,3	18,1±0,3	12,5±0,4	8,5±1,1
Амарант	24,7±4,0	21,7±7,3	17,7±2,2	–
Козлятник (травосмесь)	24,2±2,3	28,3±2,6	21,3±2,5	–
Кострец (травосмесь)	29,9±4,0	13,7±1,9	39,9±6,4	–
Суходольный луг (разнотравье)	15,9±1,1	14,5±5,2	15,7±2,4	–
Суходольный луг (злаки)	43,8±2,9	23,3±1,5	49,5±4,1	–
Пойменный луг (разнотравье)	12,0±1,9	13,2±0,1	10,9±3,8	–
Пойменный луг (злаки)	38,4±2,0	17,2±2,5	49,6±6,5	–

Разделение растений на надземную и подземную фракции биомассы позволило выявить причину преобладающей аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  у представителей *сем. Злаковые* как агроценозов, так и природных лугов, по сравнению с другими исследованными растениями. Оказалось, что для одних видов растений наибольшая удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  зафиксирована в корнях (пшеница, ячмень, кострец травосмеси, злаковые растения лугов), для других – удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  больше (либо практически одинакова) в побегах, чем в корнях (кукуруза, горчица, амарант, соя, гречиха, подсолнечник, козлятник травосмеси, картофель, рапс, горох, разнотравье лугов).

Неоднородность распределения  $^{137}\text{Cs}$  между органами растений, как уже отмечено ранее, была выявлена в большинстве исследований (Broadley and Willey, 1997; Zhu and Smolders, 2000; Ehlken and Kirchner, 2002). В то же время, фиксация  $\text{Cs}^+$  в каких-либо тканях надземных органов *Cryptomeria japonica*, *Pinus densiflora*, *Quercus serrata* и *Eleutherococcus sciadophylloides* не обнаружена (Tanaka et al., 2021).

Примечательно, что для большинства исследованных культур удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в плодах (зерно, семена, бобы), потребляемых в пищу, характеризовалась наиболее низкими значениями по сравнению с другими органами. Для клубней картофеля, являющихся побегами, удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  также невысокая, а основная часть радиоцезия аккумулировалась в надземных побегах.

Анализ распределения запаса  $^{137}\text{Cs}$  в надземной и подземной фракциях растений с учетом количественных показателей запаса биомассы побегов и корней показал следующие тренды:

- а) сравнительно большее накопление  $^{137}\text{Cs}$  зафиксировано в корнях растений суходольного и пойменного лугов, а также костреца;
- б) приблизительно одинаковая аккумуляция  $^{137}\text{Cs}$  в подземных и надземных частях – для пшеницы, ячменя, козлятника, рапса и разнотравья пойменного луга;
- в) преобладающее накопление  $^{137}\text{Cs}$  в надземных органах – для подсолнечника, кукурузы, горчицы, гороха, амаранта, рапса, картофеля, гречихи, сои, разнотравья пойменного луга (рисунок 16).

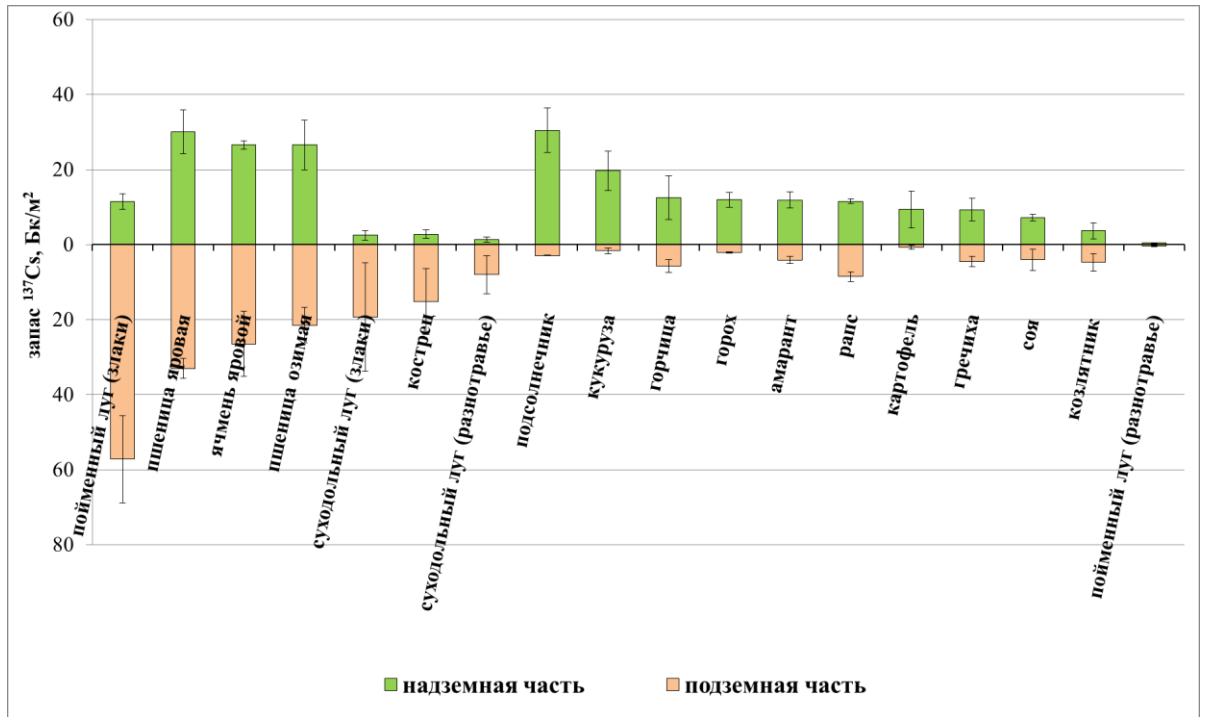


Рисунок 16 – Запас  $^{137}\text{Cs}$  в надземной и подземной частях растений в агроценозах и луговых биогеоценозах Плавского радиоактивного пятна

Для подземной части растений оценка распределения запасов  $^{137}\text{Cs}$  по слоям показала, что наибольшими запасами радиоцезия характеризовались корни верхнего слоя (0-10 см), а с глубиной происходило снижение емкости удержания радионуклида в составе растительной компоненты почвенного тела.

Такое распределение запаса  $^{137}\text{Cs}$  в слое 0-30 см напрямую связано с уменьшением запасов биомассы корней растений, поскольку 80-90% запасов подземной биомассы как агрокультур, так и луговых растений, сосредоточено в верхнем 10-см слое почвы (рисунок 17).

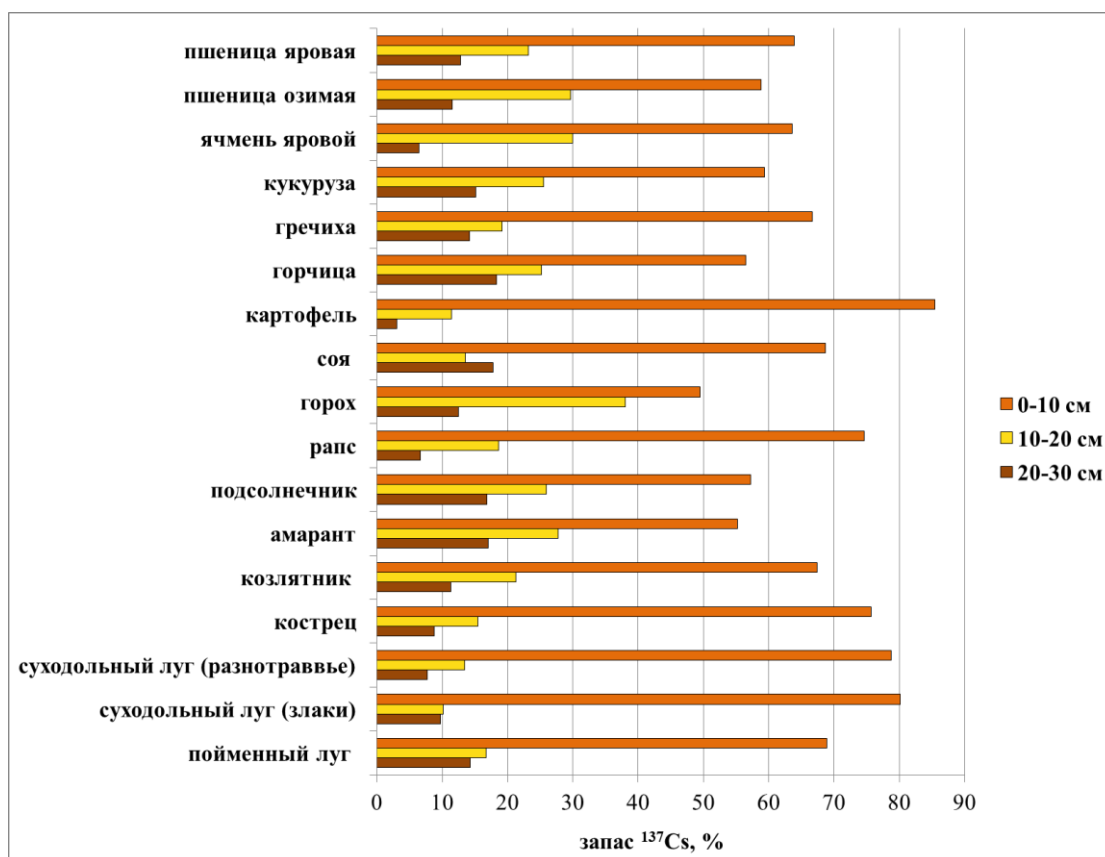


Рисунок 17 – Запас  $^{137}\text{Cs}$  в 10-см слоях подземной части растений в агроценозах и луговых биогеоценозах Плавского радиоактивного пятна

Таким образом, наибольшая локализация  $^{137}\text{Cs}$  в почвах агроценозов и целинных почвах лугов сосредоточена в толще до глубины 20-30 см, которая также является глубиной проникновения и обитания основной биомассы корней сельскохозяйственных культур и луговых растений. Однако, как видно из результатов оценки удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в биомассе растений, сами черноземы, обладающие высоким содержанием илистой фракции, выступают барьером на пути миграции радионуклида в системе «почва-растение».

### 5.3. Параметры перехода $^{137}\text{Cs}$ из почв в растения

В отдаленный период после аварии на ЧАЭС поступление  $^{137}\text{Cs}$  в растения травянистых экосистемах полностью определяется корневым потреблением, на которое оказывают влияние различные факторы: общие климатические условия и погодные условия текущего вегетационного периода, почвенные свойства, удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в почве, наличие в почве доступного для растений

калия, биологические особенности растений (Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992; Zhu, Smolder, 2000; Фокин, 2005; Tamponnet, 2007; Технологические приёмы ..., 2010 и др.).

На исследуемой территории в 2014-2021 гг. наблюдались схожие климатические условия, о которых свидетельствуют близкие значения влажности почвы (см. таблицу 6), физические и химические свойства почв Плавского радиоактивного пятна также существенно не различаются (см. таблицы 5, 7, соответственно). Следовательно, при близких вышеуказанных условиях, определяющих параметры биогеохимического цикла  $^{137}\text{Cs}$  в травянистых экосистемах на пост-чернобыльских территориях, в формировании особенностей миграции  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение» Плавского радиоактивного пятна на первый план выходят биологические особенности самих растений, принадлежащих к различным классам, семействам, видам (Burger and Lichtscheidl, 2018).

Для нивелирования колебаний уровня радиоактивного загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  в пределах Плавского радиоактивного пятна и количественной оценки интенсивности корневого потребления  $^{137}\text{Cs}$  растениями был использован коэффициент накопления (КН), который может использоваться для разработки филогенетических моделей поведения  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение» при разработке реабилитационных мероприятий после радиационных аварий (Beresford et al., 2020).

Оценка интенсивности миграции  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение» показала низкий переход радионуклида в сельскохозяйственные культуры. Для всех исследованных растений средние значения КН не превышали 0,2, варьируя от 0,02 до 0,12. По накопительной способности  $^{137}\text{Cs}$  исследуемые виды растений различались более чем в 7 раз. Относительно повышенные значения КН отмечались в общей биомассе ячменя, пшеницы, костреца; низкие показатели КН были зафиксированы для разнотравья лугов (рисунок 18). Следует также отметить, что различий в интенсивности корневого потребления пшеницы озимой (КН=0,07) и пшеницы яровой (КН=0,08) не выявлено.

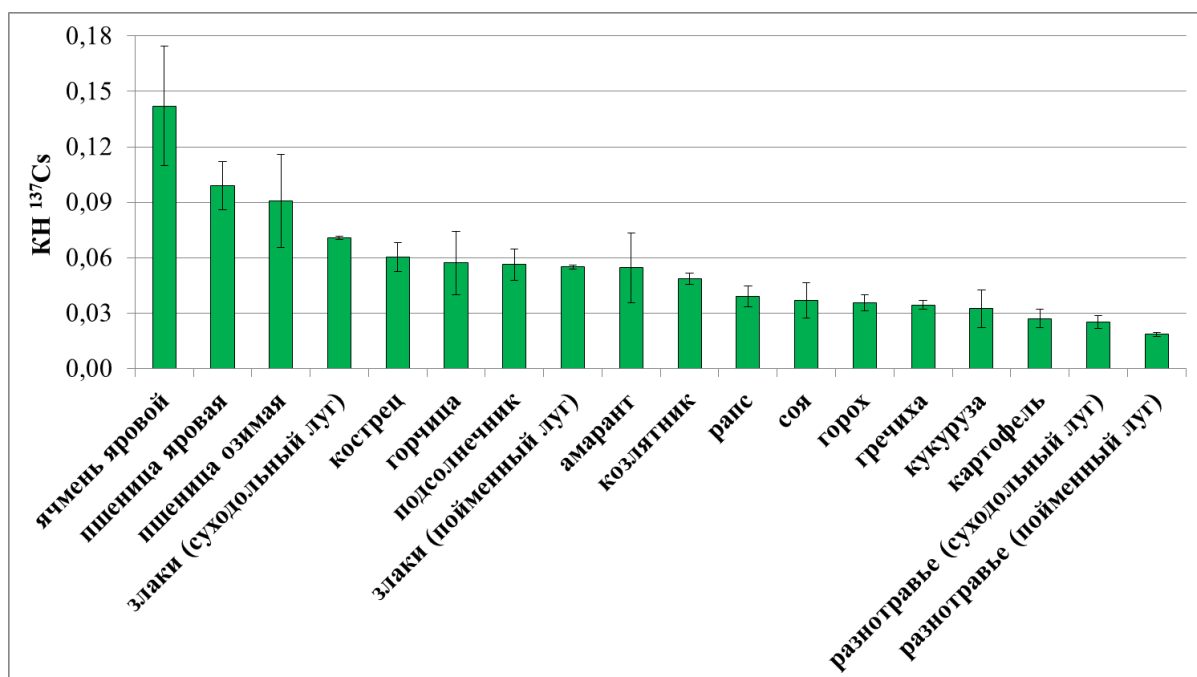


Рисунок 18 – Коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  в общей биомассе растений Плавского радиоактивного пятна

В целом по значениям КН  $^{137}\text{Cs}$  в общей биомассе семейства растений агроценозов ранжировались следующим образом: *Злаковые (Gramineae)* > *Сложноцветные (Compositae)* > *Амарантовые (Amaranthaceae)* > *Капустные (Brassicaceae)* > *Бобовые (Fabaceae)* > *Гречишные (Polygonaceae)* > *Пасленовые (Solanaceae)* (рисунок 19).

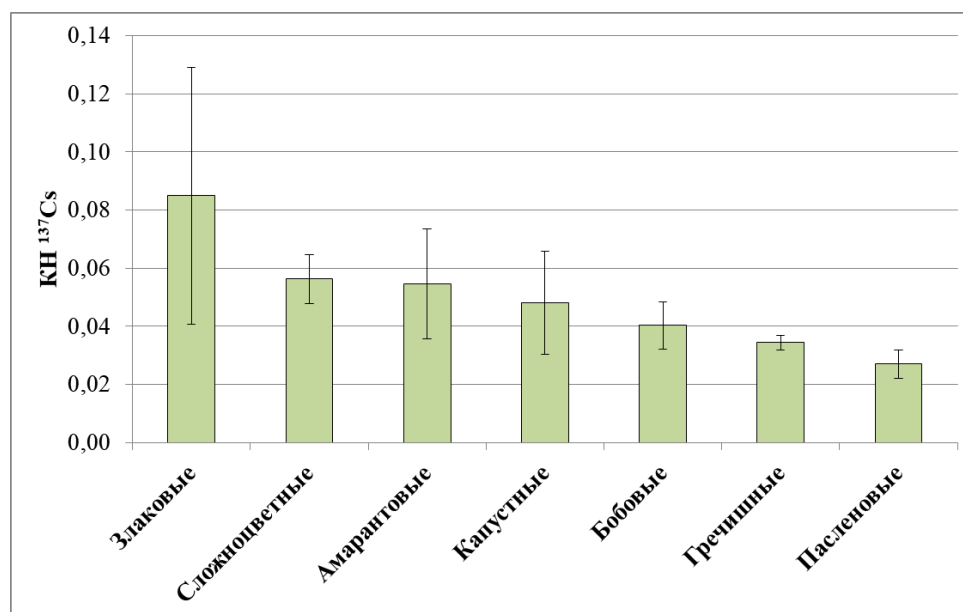


Рисунок 19 – Коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  в общей биомассе растений для различных семейств растений исследованных агроценозов



Поступление  $^{137}\text{Cs}$  в продукцию растениеводства незначительно. Продуктивные части всех исследованных сельскохозяйственных групп растений имели КН 0,01-0,05 (рисунок 20). Подобные обобщенные данные представлены в Справочнике МАГАТЭ для растений, принадлежащих к разным сельскохозяйственным группам (Handbook of parameter values..., 2010). Поступление  $^{137}\text{Cs}$  непосредственно в генеративные органы зерновых, зернобобовых и жирномасличных культур наиболее низкий по сравнению с другими компонентами растений (КН $\approx$ 1).

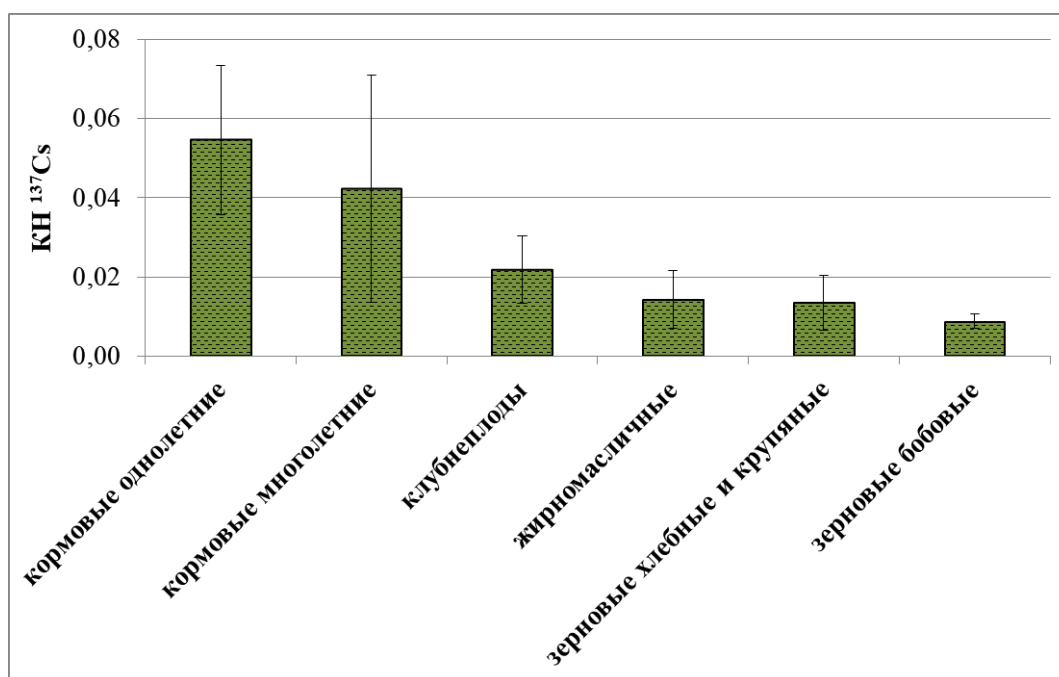


Рисунок 20 – Коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  в общей биомассе растений, выращенных на территории Плавского радиоактивного пятна, с учетом их сельскохозяйственной группы

Кроме коэффициента накопления был рассчитан коэффициент перехода (КП), который также используется для оценки интенсивности корневого поступления радионуклида в растения с учетом его запаса в почве. В российских публикациях данный показатель встречается достаточно часто (Сельскохозяйственная радиология, 1992; Щеглов, 2000), однако в мировой литературе в основном используется КН, поэтому при дальнейшем анализе перехода  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в растения исследованных агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна применялся КН.

Тенденция для величин КП  $^{137}\text{Cs}$  в общей биомассе исследованных растений схожа с величинами КН  $^{137}\text{Cs}$ . Повышенные значения КП отмечались для ячменя, пшеницы, костреца и злаков лугов; низкие показатели КП были зафиксированы для разнотравья лугов и картофеля (рисунок 21).

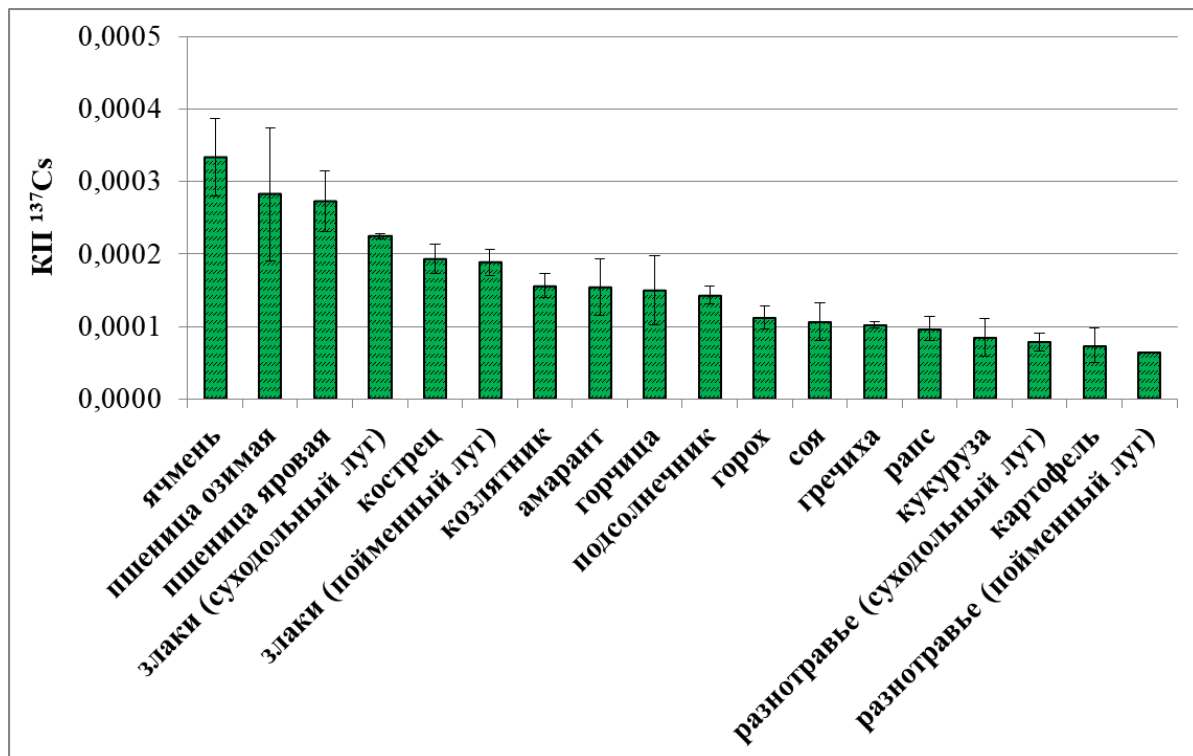


Рисунок 21 – Коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  в общей биомассе растений Плавского радиоактивного пятна

КН и КП  $^{137}\text{Cs}$  для растений исследуемых площадок имели близкие значения, благодаря однородным свойствам почв, и связаны между собой коэффициентом корреляции Пирсона,  $r=0,96$  при  $P=0,95$ .

После проведения кластерного анализа исследованные растения объединились в три основные группы по величинам КН  $^{137}\text{Cs}$  в общей биомассе. Выделился первый кластер с сельскохозяйственными культурами, которые относились к *сем. Злаковые*, имевшими сравнительно повышенные значения КН относительно других исследованных растений (ячмень яровой, пшеница яровая и пшеница озимая). Второй кластер объединил как многолетние злаковые растения травосмеси и лугов, так и некоторые агрокультуры других семейств с близкими значениями КН (амарант, подсолнечник, горчица, кострец, козлятник). Также

можно выделить третий кластер с низкими значениями КН, в котором представлены растения агроценозов (соя, рапс, гречиха, горох, кукуруза, картофель) и разнотравье лугов (рисунок 22). Величины КН между указанными группами растений различаются более чем в 1,5 раза.

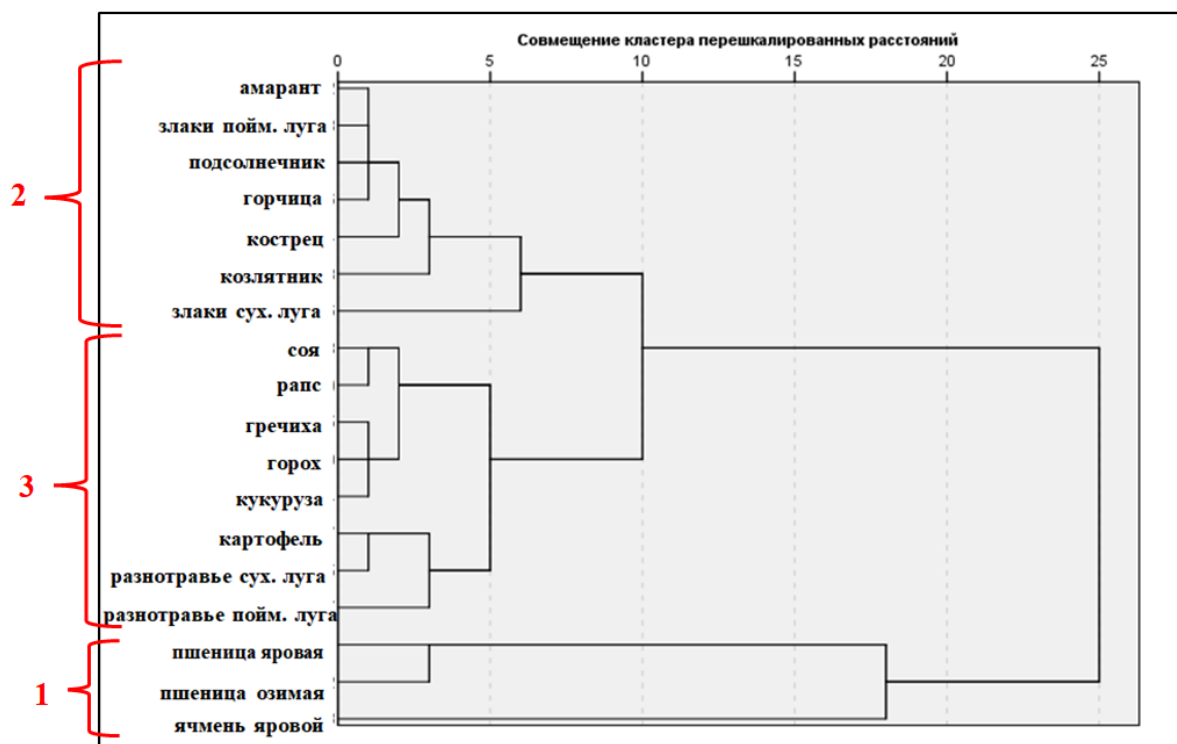


Рисунок 22 – Объединение исследованных растений Плавского радиоактивного пятна в группы по средним значениям КН  $^{137}\text{Cs}$  Дендрограмма с использованием метода межгрупповых связей (Евклидово расстояние)

Разделение растений на надземную и подземную фракции биомассы позволило выявить существенные различия в интенсивности миграции и аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  между корнями и побегами. Повышенная аккумуляция  $^{137}\text{Cs}$  в общей биомассе пшеницы, ячменя, костреца травосмеси и злаков лугов связана с высоким накоплением радиоцезия в корневой системе этих растений – КН в корнях в 2-4 раза выше, чем в надземных органах. Для других культур характерно преимущественное накопление  $^{137}\text{Cs}$  в надземной части растений, либо практически одинаковое в побегах и корнях (рисунок 23).

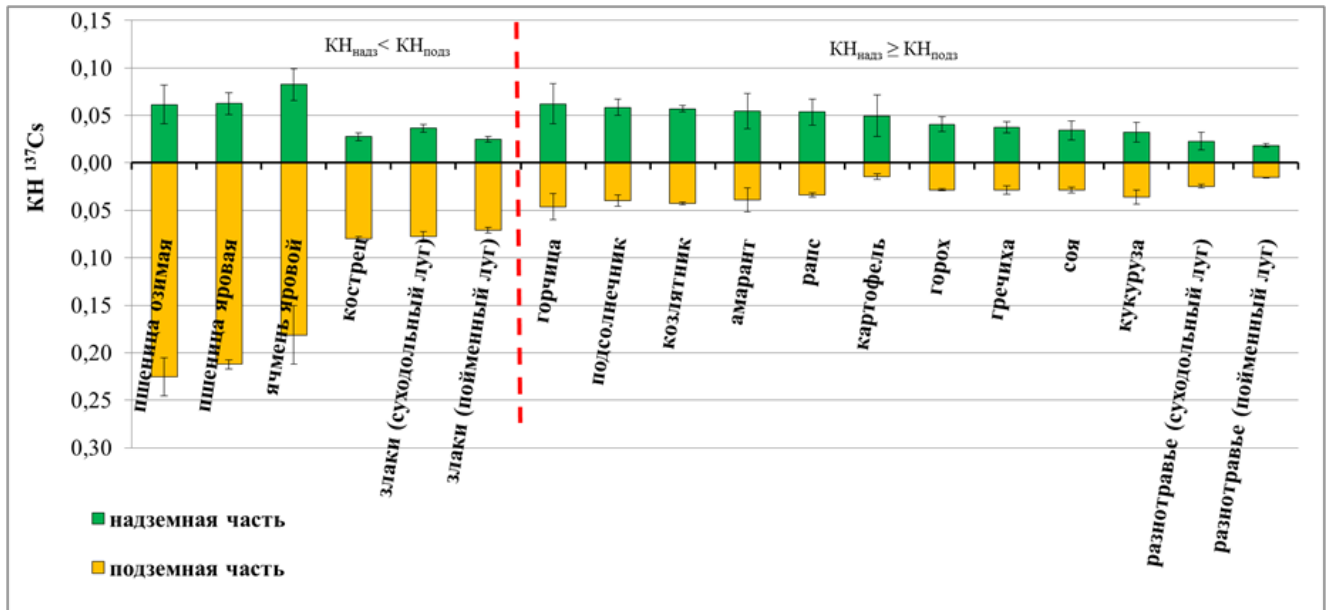


Рисунок 23 – Коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  в надземных и подземных компонентах Плавского радиоактивного пятна

С помощью парного t-тест было доказано, что значения  $\text{KH } ^{137}\text{Cs}$  в подземной биомассе пшеницы, ячменя, костреца, злаков суходольного и пойменного лугов достоверно отличались от значений  $\text{KH } ^{137}\text{Cs}$  в надземной биомассе этих растений ( $t = -4,115$ ;  $p = 0,009$ ) при уровне значимости 0,05. Выборка имеет нормальное распределение данных по тесту Шапиро-Уилка при уровне значимости 0,05.

Обобщая представленные данные, можно выделить три группы травянистых сельскохозяйственных культур по локализации  $^{137}\text{Cs}$  в органах растений:

- 1) преобладание аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  в корневой системе;
- 2) преобладание аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  в надземных органах;
- 3) равномерная аккумуляция  $^{137}\text{Cs}$  в надземных и подземных органах.

К первой группе относились однодольные растения, имеющие мочковатую корневую систему *сем. Злаковые* (пшеница, ячмень, кострец, злаки суходольного и пойменного лугов). Вторая группа состояла из двудольных растений со стержневой корневой системой *сем. Гречишные* (гречиха), *Капустные* (горчица, рапс), *Сложноцветные* (подсолнечник), *Пасленовые* (картофель), *Бобовые* (козлятник, горох), *Амарантовые* (амарант). Третья группа включала

представителя *сем. Бобовые* (соя), разнотравье лугов, а также кукурузу (*сем. Злаковые*), в которой зафиксирована низкая аккумуляция радиоцезия как в надземных, так и в подземных компонентах. Вероятно, это связано с биохимическими особенностями кукурузы, в том числе наличием фотосинтеза С4 типа. Помимо отличий в строении корневой системы, у однодольных растений отсутствует камбий, дающий начало вторичным проводящим тканям, стеблевые сосудистые пучки являются замкнутыми и беспорядочно расположены на поперечном срезе стебля (Якушкина, 2004). Таким образом, особенности корневого потребления и транслокации  $^{137}\text{Cs}$  у растений классов однодольных и двудольных тесно связаны с их морфофизиологическими свойствами.

Следовательно, физиологические особенности корневого потребления и транслокации питательных элементов у растений классов однодольных и двудольных различны.

Преимущественное накопление в корнях характерно также для тяжелых металлов, природных радионуклидов, трансурановых элементов. Однако, в отличие от радиоцезия, их аккумуляция характерна для представителей как однодольных, так и двудольных растений (Soudek et al., 1994; Водяницкий, 2013; Дубовик, 2015; Белозубова и др., 2016; Горбань и Юргенсон, 2016).

Полученные нами результаты подтвердились исследованиями, в которых рассмотрено накопления  $^{137}\text{Cs}$  в подземных и надземных органах растений в основном в модельных опытах при выращивании растений в почве или гидропонных условиях, но также и в натурных исследованиях. В таблице 3 представлены значения КН, диапазоны КН, безусловно, широкие, но выявлено преимущественное накопление  $^{137}\text{Cs}$  в корнях злаковых и луковичных растений.

Таким образом, результаты определения количественных значений КН в настоящем исследовании вносят вклад в базу данных по параметрам корневого поглощения  $^{137}\text{Cs}$  корнями, что позволяет прояснить механизмы поглощения радионуклидов и их распределения внутри растений.

#### 5.4. Содержание калия в почве и растениях

Среднее содержание валовой формы К в пахотных горизонтах почв исследованной территории составляло 2,0% и характеризовалось меньшей пространственной изменчивостью по сравнению с удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  в почвах Плавского радиоактивного пятна (коэффициент вариации 6 %). Доля обменной и необменной форм элемента в пуле соединений составляла во всех исследованных почвах незначительную часть от валового содержания и колебалась в сравнительно узких пределах 1,9–3,9% и 3,3–6,0%, соответственно. В свою очередь, соотношение обменной и необменной фракций соединений К в исследованных почвах изменялось от 1:1,2 до 1:5,0 (таблица 13).

Таблица 13 – Содержание калия в почве Плавского радиоактивного пятна

Агроценоз / луговой биогеоценоз	$K_{\text{необм}}, \text{ мг/кг}$	$K_{\text{обм}}, \text{ мг/кг}$
Пшеница яровая	881±9	215±11
Пшеница озимая	1108±20	260±6
Ячмень яровой	909±53	214±11
Кукуруза	1228±196	330±62
Гречиха	615±71	202±20
Горчица	905±135	257±16
Картофель	980±65	350±3
Соя	598±37	153±15
Горох	915±35	345±33
Рапс	951±14	182±14
Подсолнечник	863±134	225±32
Амарант	1000±142	304±54
Травосмесь	909±24	204±5
Суходольный луг	861±60	250±54
Пойменный луг	887±170	388±67

Вертикальное распределения валового калия по почвенному профилю пахотных почв агроценоза пшеницы яровой, в отличие от  $^{137}\text{Cs}$ , имело

Основные результаты, изложенные в данном параграфе, опубликованы в следующей научной статье автора:

Шопина О.В., Семенков И.Н., Парамонова Т.А., **Комиссарова О.Л.** Баланс элементов в системе «агрочернозем глинисто-иллювиальный – сельскохозяйственные растения» на Плавском плато (Тульская область России) Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева. – 2020. – Т. 105. – С. 91-108. DOI: 10.19047/0136-1694-2020-105-91-108 ИФ РИНЦ (2021) – 0,835, 1,0 п.л., личный вклад – 0,2 п.л.

равномерно-аккумулятивный характер (рисунок 24), поскольку его общее содержание определяется калийсодержащими минералами в почве и почвообразующих породах (Якименко, 2018).

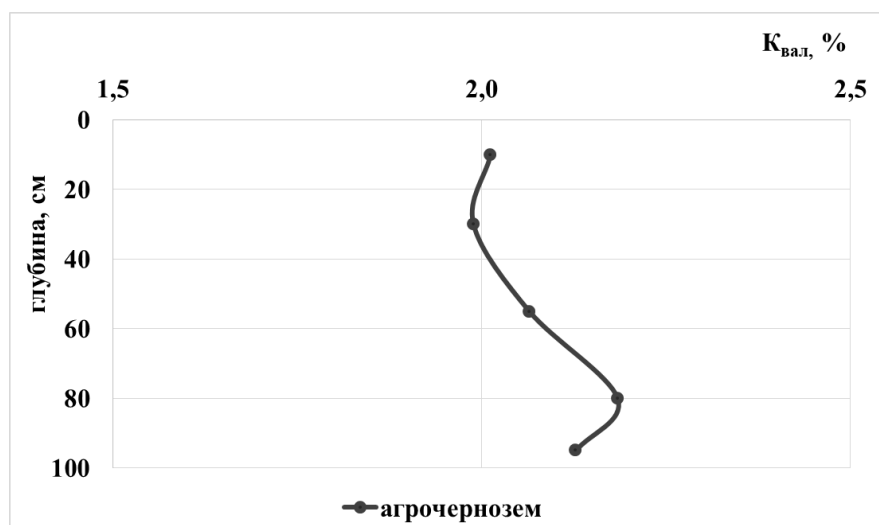


Рисунок 24 – Вертикальное распределение валового К по профилю пахотных почв Плавского радиоактивного пятна

Вертикальное распределение обменных и необменных форм соединений К в пределах 0–30 см слоя почв в большинстве агроценозов относилось к аккумулятивно-регрессивному типу, что обуславливалось регулярным внесением в поверхностный слой почвы агроценозов калийных удобрений, а также биогенностью калия, определяющей ежегодный возврат поглощенного растениями элемента с растительными и/или пожнивными остатками в приповерхностный слой почвы (рисунок 25). Высокое содержание  $K_{обм}$  в верхнем 30-см слое исследуемых почв свидетельствовало об обеспеченности этим необходимым элементом всех опробованных культур севооборота (Минеев, 2004).

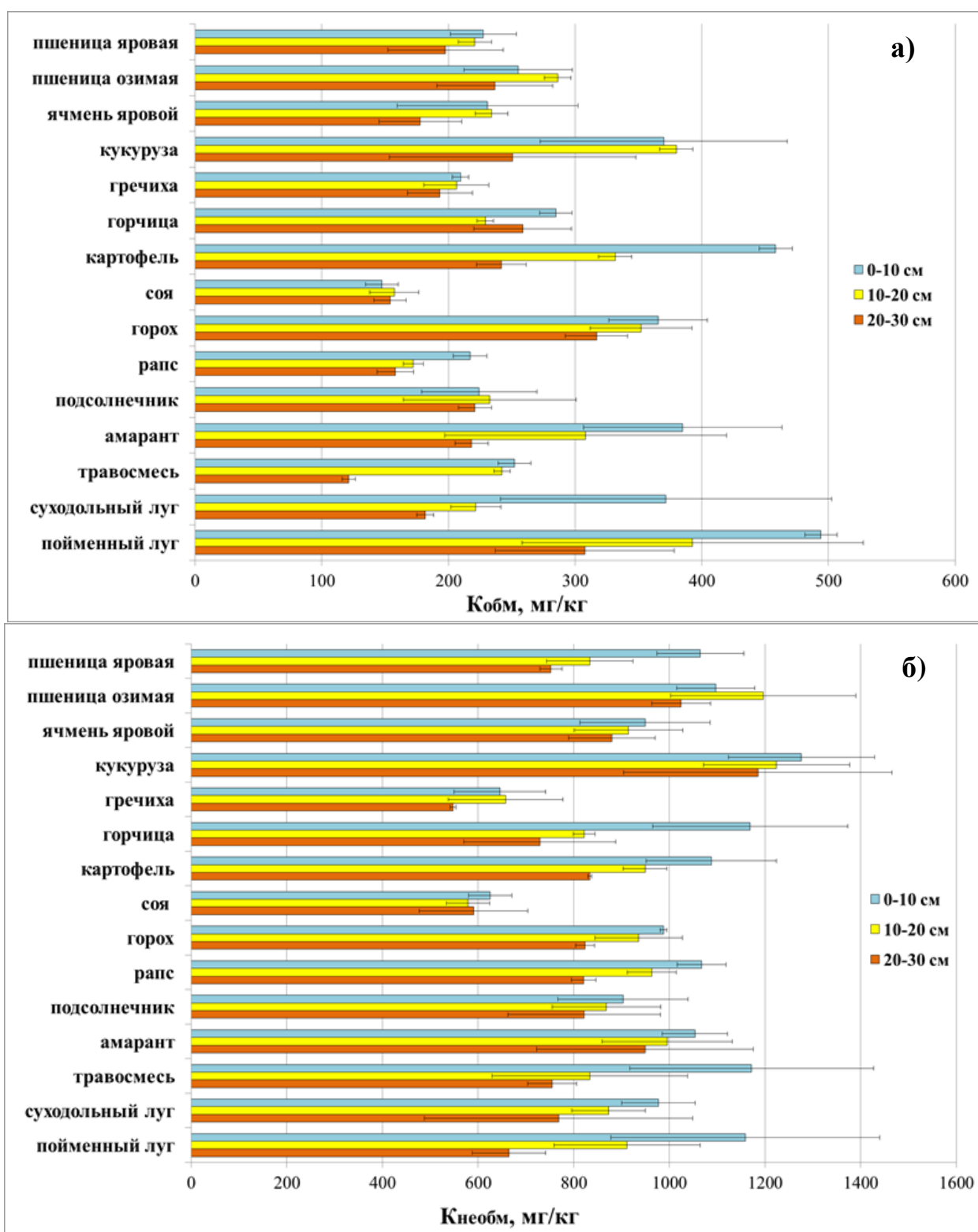


Рисунок 25 – Вертикальное распределение в профиле пахотных и целинных почв Плавского радиоактивного пятна обменной (а) и необменной (б) форм соединений К (мг/кг)

Содержание калия в растениях агроценозов варьировало в пределах 0,12% – 1,93% в общей биомассе растений, что соотносится с литературными данными (Справочник агрохимика, 1976; Минеев, 1999). Наибольшее содержание калия



характерно для калиефильных растений: кукурузы, сои, картофеля, амаранта, подсолнечника, гречихи. В природных биогеоценозах содержание калия относительно низкое. При этом практически для всех исследованных растений содержание калия в стеблях и листьях выше, чем в корнях (таблица 14), что обусловлено тем, что определяется его активным участием в регуляции углеводного и белкового обмена растений (Якушкина, 2004; Marshner, 2012).

Таблица 14 – Содержание калия в растениях Плавского радиоактивного пятна, %

Агроценоз/луговой биогеоценоз	Общая биомасса	Стебли и листья	Корни	Зерно/семена
Пшеница яровая	1,14±0,03	1,22±0,05	0,15±0,01	0,25±0,03
Пшеница озимая	1,02±0,04	1,27±0,05	0,12±0,01	0,21±0,02
Ячмень яровой	0,97±0,03	1,07±0,05	0,47±0,01	0,20±0,01
Кукуруза	1,15±0,19	1,42±0,02	0,20±0,01	0,17±0,01
Гречиха	3,11±0,07	3,85±0,04	0,80±0,01	0,29±0,01
Горчица	0,36±0,03	0,50±0,02	0,24 ±0,01	0,71±0,01
Картофель	2,82±0,66	4,16±0,01	0,87±0,01	0,75±0,05
Соя	2,26±0,02	3,28±0,07	0,80±0,03	0,67±0,01
Горох	0,60±0,09	1,34±0,01	0,39±0,01	0,59±0,03
Рапс	1,11±0,10	1,40±0,02	0,43±0,05	0,37±0,03
Подсолнечник	0,79±0,02	0,88±0,01	0,10±0,01	1,32±0,05
Амарант	1,56±0,06	2,55±0,06	0,50±0,01	–
Козлятник (травосмесь)	1,10±0,01	1,72±0,04	0,84±0,01	–
Кострец (травосмесь)	1,83±0,02	1,96±0,04	0,18±0,02	–
Разнотравье (суходольный луг)	0,35±0,02	0,41±0,01	0,20±0,01	–
Злаки (суходольный луг)	0,11±0,01	0,16±0,01	0,08±0,01	–
Разнотравье (пойменный луг)	0,26±0,01	0,46±0,01	0,04±0,01	–
Злаки (суходольный луг)	0,29±0,02	0,58±0,01	0,23±0,01	–

В целом, как по ранжированному порядку величин, так и по распределению между надземными и подземными органами подобные характеристики аккумуляции калия в растениях отличались от того, что было установлено для радиоцезия.

## 5.5. Сравнительные особенности распределения $^{137}\text{Cs}$ и $\text{K}$ в ризосферном пространстве травянистых растений

Термин «ризосфера» первоначально использовался для обозначения участка почвы, непосредственно примыкающего к корням растений, в котором корневые экссудаты оказывают влияние на почвенную биоту. В настоящее время ризосфера употребляется в более широком значении. В современном понимании ризосфера – это компонент экосистем, активно участвующий в биогеохимических циклах, в котором происходят взаимодействия между почвой, корнями растений, микроорганизмами и почвенной фауной (Соколова, 2015).

Особенности почв ризосферы связаны, главным образом, с регулярным поступлением продуктов метаболизма микроорганизмов, экссудатов корней растений, «пограничных» клеток и отмирающих клеток корня. Эти продукты, поступая в почву, изменяют биогеохимический цикл элементов питания растений, приводят к увеличению скорости разложения органического вещества и процессов выветривания минералов. Также высокая активность бактерий в ризосферном пространстве способствует мобилизации как питательных для растений элементов, так и ксенобиотиков (Gregory, 2006).

В ходе выполнения работы было проведено исследование по сравнению  $^{137}\text{Cs}$  и обменной формы  $\text{K}$  в ризосферном пространстве почвы. Для обнаружения различий в удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в ближней и дальней зонах ризосферы применялся непараметрический критерий Вилкоксона, поскольку распределение удельных активностей оказалось отличным от нормального. Анализ показал отсутствие достоверных различий удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в ближней и дальней зонах ризосферы ( $p = 0,245$ ) при уровне значимости 0,05.

Для сравнения содержания обменного  $\text{K}$  в ближней и дальней зонах ризосферы также использовался непараметрический критерий Вилкоксона, который показал, что содержание  $\text{K}_{\text{обм}}$  в ближней зоне ризосферы достоверно больше, чем в дальней зоне ризосферы ( $p = 0,026$ ) при уровне значимости 0,05.

Расчет величин ризосферного коэффициента (РК) для  $^{137}\text{Cs}$  подтвердил, что градиент величин удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  вблизи поверхности корней и в относительном удалении от них не был выражен, величины составляли для всех культур 0,9–1,2. РК для величин содержания  $K_{\text{обм}}$  составлял в среднем 1,3, варьируя от 0,8 до 2,0 (рисунок 26). Исключение представлял собой случай выявленного обеднения обменным К ближней зоны ризосферы в агроценозе рапса, где РК оценивался как 0,6, возможно, из-за торможения процессов реутилизации питательных элементов к концу вегетационного сезона этой культуры.

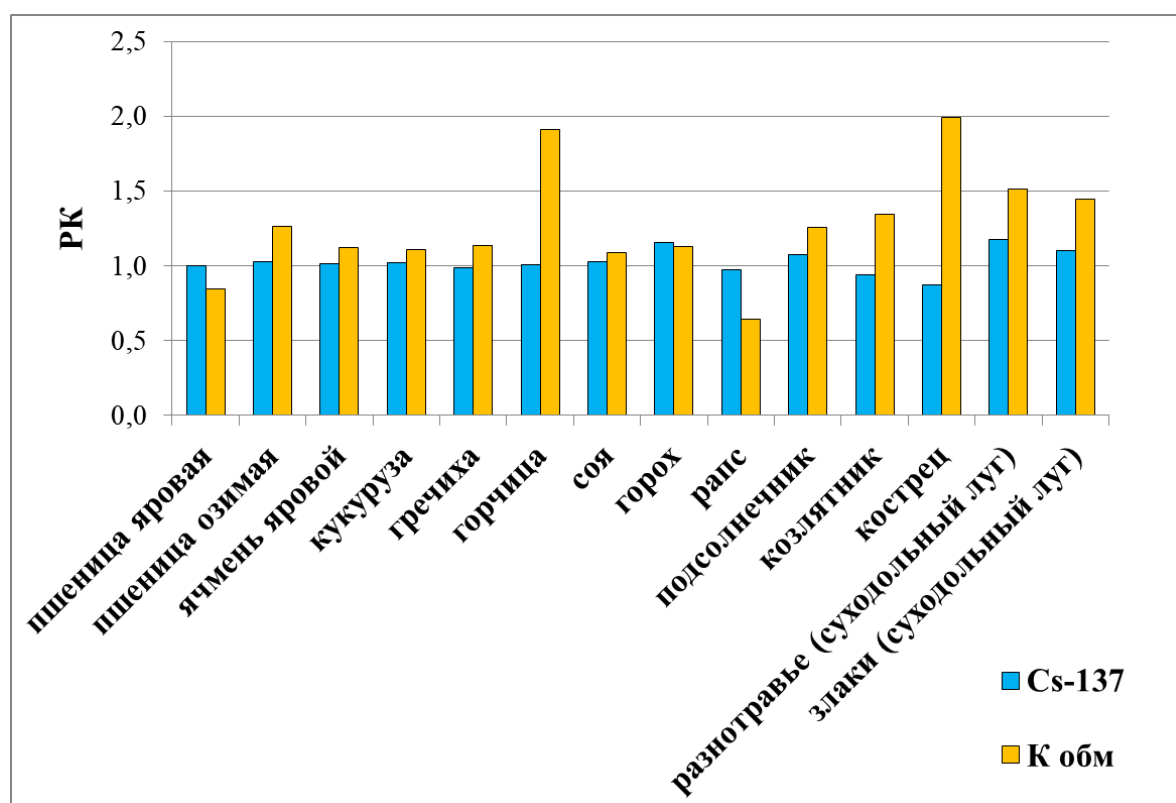


Рисунок 26 – Значения РК  $^{137}\text{Cs}$  и  $K_{\text{обм}}$  в ризосфере агроценозов и суходольного луга на территории Плавского радиоактивного пятна

Таким образом, градиент концентрации  $K_{\text{обм}}$  в ближней и дальней зонах ризосферы более выражен по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$ , подтверждая высокую интенсивность потребления К растениями как одного из макроэлементов питания.

Кроме этого, при достижении квазиравновесного состояния  $^{137}\text{Cs}$  и его необменной фиксации в межпакетном пространстве глинистых минералов черноземов, миграция радионуклида в почвенной толще минимальна, поэтому

изменение градиента удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в ближней и дальней зонах ризосферы не наблюдалось.

### 5.6. Сравнение поведения $^{137}\text{Cs}$ и К в биогеоценозах Плавского радиоактивного пятна

Для оценки интенсивности корневого поглощения (ИКП) обменной и необменной форм К был рассчитан коэффициент ИКП для опробованных растений агроценозов и естественных лугов. Средние величины ИКП<sub>Кобм</sub> и ИКП<sub>Кнеобм</sub> агрокультур и растений лугов были выше 1, что подтверждало активное потребление К как макроэлемента питания растений, относящегося к элементам интенсивного биологического накопления (таблица 15) (Перельман, 1989). Значения ИКП варьировали в широких пределах, при этом ИКП<sub>Кобм</sub> и ИКП<sub>Кнеобм</sub> имели тесную корреляцию между собой (критерий Пирсона  $r=0,97$  при  $P=0,95$ ), отражая динамическое равновесие между данными формами соединений элемента. Как известно, вынос калия растениями из почвы может быть больше того количества, которое изначально содержалось в виде обменной формы (Якименко, 1995), то есть значительная часть питания растений происходит за счет необменной формы. Вынос калия с урожаем тесно коррелирует с концентрацией необменного калия в почве (Пчелкин, 1966).

Таблица 15 – Оценка интенсивности корневого потребления обменной и необменной форм К растениями Плавского радиоактивного пятна

Агроценоз / луговой биогеоценоз	Общая биомасса	Стебли и листья	Корни
ИКП <sub>Кобм</sub>			
Пшеница яровая	53,13±1,52	56,73±0,66	6,99±0,35
Пшеница озимая	39,27±0,75	48,71±0,56	4,46±0,21
Ячмень яровой	45,13±1,02	50,01±0,28	21,98±1,16
Кукуруза	34,79±0,84	43,44±8,82	6,24±1,52
Гречиха	153,97±11,91	190,77±17,07	39,54±3,91
Горчица	13,86±0,32	19,51±0,51	9,40±0,26
Картофель	80,95±19,63	119,45±1,04	24,97±0,39
Соя	148,25±15,75	215,26±25,78	52,31±3,34
Горох	17,38±4,19	38,96±4,14	11,33±0,79
Рапс	60,89±0,99	76,62±4,87	23,59±4,33
Подсолнечник	35,28±4,34	39,36±5,63	4,45±0,84

Продолжение таблицы 15

Агроценоз / луговой биогеоценоз	Общая биомасса	Стебли и листья	Корни
Амарант	52,03±13,79	84,98±17,52	16,51±3,57
Козлятник (травосмесь)	53,82±1,30	84,12±0,07	40,89±0,74
Кострец (травосмесь)	89,61±3,27	96,10±4,54	8,95±0,22
Разнотравье (суходольный луг)	14,06±3,70	16,83±3,85	8,17±1,48
Злаки (суходольный луг)	4,29±0,73	6,27±1,06	3,32±0,53
Разнотравье (пойменный луг)	6,75±1,19	11,90±1,88	1,09±0,02
Злаки (суходольный луг)	7,48±0,68	14,97±2,26	5,91±0,89
<b>ИКП<sub>Кнеобм</sub></b>			
Пшеница яровая	12,97±0,43	13,86±0,70	1,71±0,02
Пшеница озимая	9,21±0,24	11,42±0,21	1,05±0,06
Ячмень яровой	10,64±0,30	11,79±0,13	5,18±0,30
Кукуруза	9,33±0,05	11,64±2,02	1,67±0,36
Гречиха	50,75±4,76	62,88±6,66	13,03±1,51
Горчица	3,95±0,26	5,57±0,63	2,68±0,31
Картофель	28,68±4,84	42,50±2,81	8,88±0,53
Соя	37,82±2,64	54,90±4,58	13,35±0,37
Горох	6,52±1,20	14,65±0,72	4,26±0,05
Рапс	11,68±0,89	14,68±0,06	4,51±0,56
Подсолнечник	9,22±1,25	10,28±1,60	1,16±0,23
Амарант	15,65±1,65	25,71±4,24	4,99±0,77
Козлятник (травосмесь)	12,10±0,31	18,90±0,04	9,19±0,18
Кострец (травосмесь)	20,14±0,77	21,60±1,05	2,01±0,05
Разнотравье (суходольный луг)	4,02±0,47	4,82±0,40	2,35±0,08
Злаки (суходольный луг)	1,23±0,03	1,80±0,04	0,95±0,01
Разнотравье (пойменный луг)	2,96±0,56	5,23±1,08	0,48±0,01
Злаки (суходольный луг)	3,31±0,690	6,58±1,41	2,60±0,56

Сравнение величин  $KH_{Cs-137}$  и  $ИКП_{Кнеобм}$ , являющихся смысловыми аналогами, показало, что аккумуляция К в общей биомассе растений в среднем в  $\approx 200$  раз более интенсивна, чем у  $^{137}Cs$  (рисунок 27).

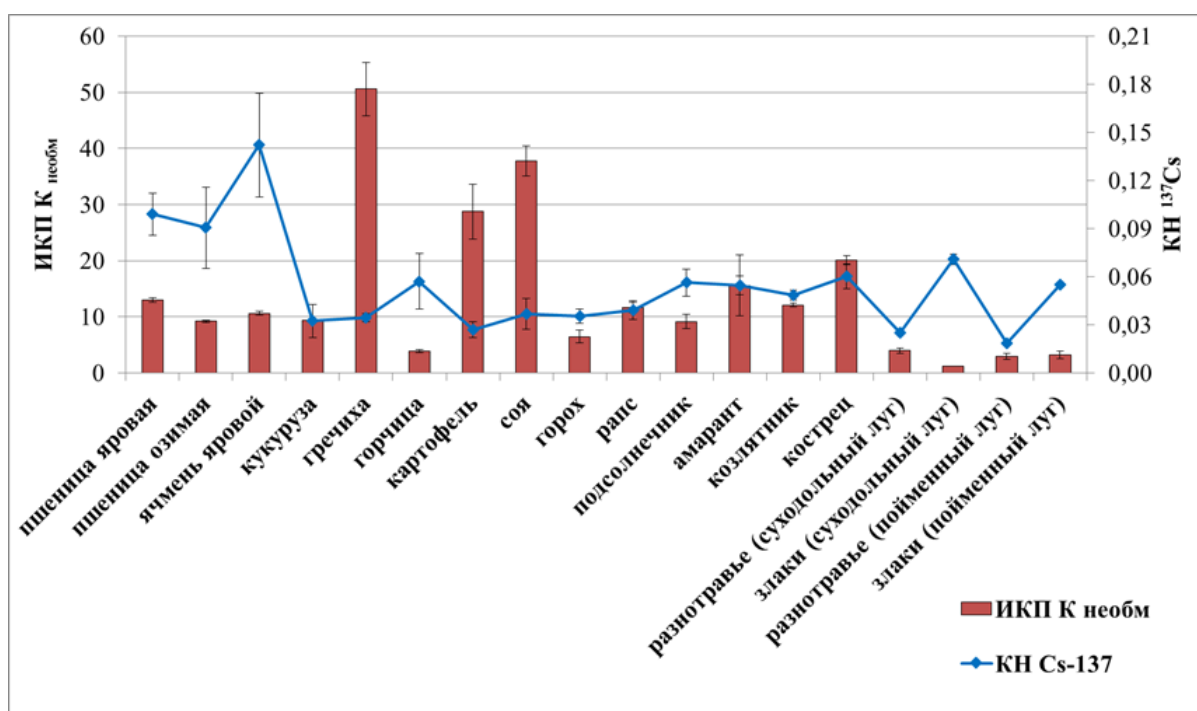


Рисунок 27 – Сравнение ИКП<sub>Кнеобм</sub> и КН<sub>Cs-137</sub> в общей биомассе растений агроценозов и луговых биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна

При этом между количественными показателями КН<sub>Cs-137</sub> и ИКП К не обнаруживалось статистически подтвержденной взаимозависимости варьирования по критерию Спирмена при уровне значимости 0,05 (таблица 16).

Таблица 16 – Корреляционный анализ взаимосвязи величин ИКП<sub>Кобм</sub>, ИКП<sub>Кнеобм</sub> и КН<sub>Cs-137</sub> для растений Плавского радиоактивного пятна

Коэффициент	КН <sub>Cs-137</sub> общ	КН <sub>Cs-137</sub> надз	КН <sub>Cs-137</sub> подз
ИКП <sub>Кобм</sub> общ	0,055	0,216	-0,056
ИКП <sub>Кобм</sub> надз	0,038	0,204	-0,096
ИКП <sub>Кобм</sub> подз	0,018	0,329	-0,094
ИКП <sub>Кнеобм</sub> общ	0,038	0,173	-0,103
ИКП <sub>Кнеобм</sub> надз	-0,034	0,124	-0,205
ИКП <sub>Кнеобм</sub> подз	-0,053	0,254	-0,180

Таким образом, биогеохимический цикл данных элементов различается, несмотря на их химическую схожесть.

Проведя анализ распределения <sup>137</sup>Cs и К между подземными и надземными органами растений, было выявлено, что для представителей сем. *Злаковые* (пшеница, ячмень, кострец, злаки суходольного и пойменного лугов) характерно преимущественная аккумуляция радионуклеидов в корнях, являющихся биологическим барьером при корневом поступлении радионуклида. Для

представителей *сем. Гречишные, Капустные, Сложноцветные, Пасленовые, Бобовые* (гречиха, горчица, рапс, подсолнечник, козлятник, картофель, соя, горох – соответственно), а также разнотравья лугов было обнаружено преобладающее накопление  $^{137}\text{Cs}$  в надземных органах растений, что свидетельствовало об активной транслокации элемента, возможно, для детоксикации апекса корня (Баргалы, 2005). У кукурузы (*сем. Злаковые*), значения КТ были  $\approx 1$ , что свидетельствовало о безбарьерном распределении  $^{137}\text{Cs}$  по органам и тканям растений.

Для К, в отличие от  $^{137}\text{Cs}$ , была выявлена транслокация в надземные органы во всех исследованных культурах – коэффициент транслокации (КТ) варьировал от 2 до 11 (рисунок 28).

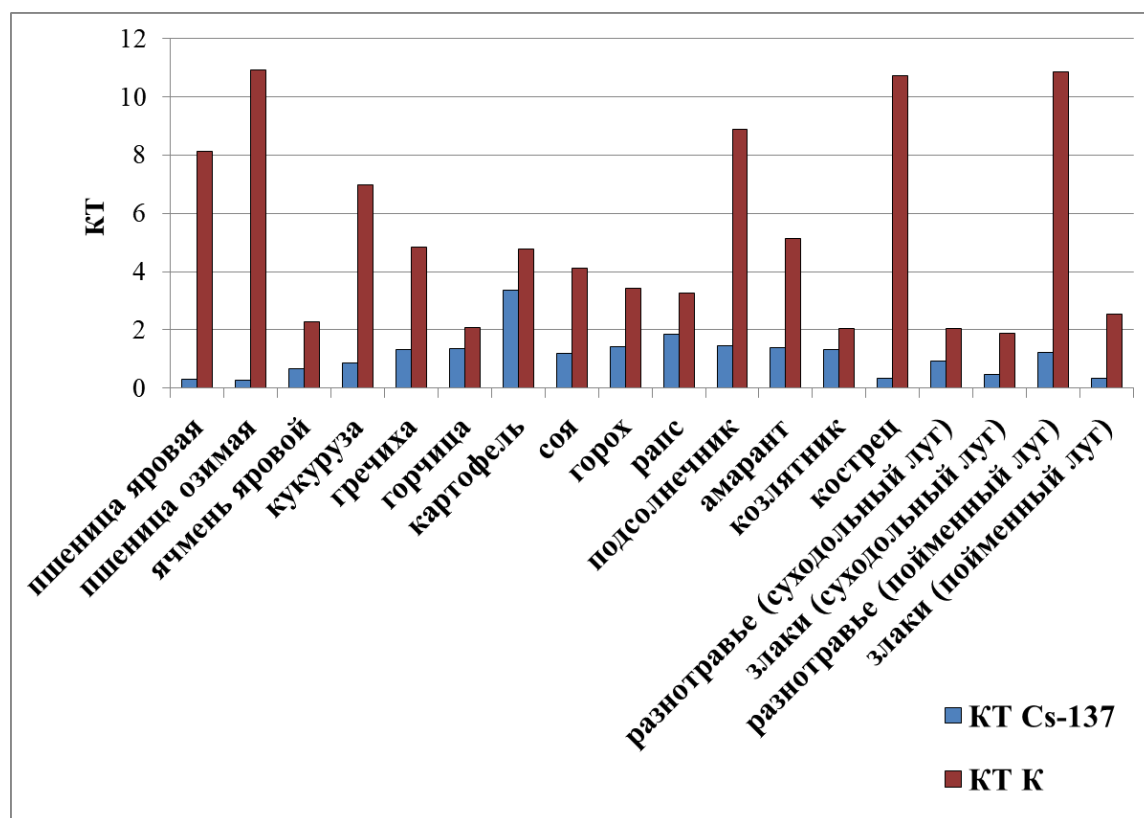


Рисунок 28 – Коэффициенты транслокации  $^{137}\text{Cs}$  и К для сельскохозяйственных культур на территории Плавского радиоактивного пятна

В целом большинство исследователей полагают, что процессы поглощения  $^{137}\text{Cs}$  корнями, его перемещения в надземные части по ксилеме и обратного переноса в подземные части по флоэме, которые в совокупности определяют распределение радионуклида внутри растений, зависят от конкретных

филогенетических характеристик видов растений (Buysse et al., 1995; Hampton and Broadley, 2005; Staunton and Hinsinger, 2003; Willey et al., 2005; Zhu et al., 2002), поэтому напрямую не определяются каким-либо одним показателем.

### **5.7. Биологические особенности растений, влияющие на биогеохимический цикл $^{137}\text{Cs}$ в травянистых экосистемах**

При поиске факторов, определяющих параметры миграции  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение», в основном рассматриваются абиотические факторы среды. В литературе влияния биометрических характеристик растений на интенсивность поглощения  $^{137}\text{Cs}$  и его аккумуляцию в растительной биомассе в основном связано с выявлением видов растений, которые потенциально можно использовать для фитоэкстракции  $^{137}\text{Cs}$  (Salt et al., 1998; Introduction to Phytoremediation, 2000; Phytoremediation Resource Guide, 2005; и др.). Например, установлено, чем выше удельная плотность корней в почве, тем больше радиоцезия накапливается в луговых травах (Goncharova, 2009). Наиболее перспективными из сельскохозяйственных культур для использования в качестве фитомелиорантов считаются амарант и подсолнечник (Fuhrmann et al., 2002), имеющие высокую биомассу побегов.

Нецелесообразность использования травянистых растений в качестве фитомелиорантов уже доказана (Алексахин, 2009). Однако необходимо определить влияют ли биологические характеристики растений на интенсивность корневого поглощения  $^{137}\text{Cs}$ .

При исследовании травянистых экосистем Плавского радиоактивного пятна, провели корреляционный анализ по критерию Спирмена (уровень значимости 0,05) между величинами КН, удельной активности радиоцезия и различными характеристиками растений исследованных биогеоценозов.

Корреляционный анализ не выявил достоверных взаимосвязей между общим КН  $^{137}\text{Cs}$ , КН в надземной и подземной частях растений



биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна и биометрическими характеристиками растений: высотой травостоя, запасами биомассы (таблица 17).

Таблица 17 – Варьирование коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  в растениях биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна в зависимости от биометрических характеристик растений

КН $^{137}\text{Cs}$ / биологические параметры	Общий запас биомассы	Запас надземной биомассы	Запас подземной биомассы	Высота травостоя
КН общий	0,206	0,288	-0,067	-0,376
КН надземной части	0,375	0,385	-0,176	-0,205
КН подземной части	0,240	0,288	-0,088	-0,302

Анализ соотношения общей зольности растений агроценозов и луговых биогеоценозов и зольности ее надземной и подземной фракций с величинами удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в биомассе и с КН не выявил достоверных зависимостей между этими показателями, за исключением обратной взаимосвязи между  $\text{КН}_{\text{надз.}}^{137}\text{Cs}$  и зольностью в общей биомассе растений (таблица 18).

Таблица 18 – Варьирование коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  в растениях биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна в зависимости от величины общей зольности

Удельная активность, КН $^{137}\text{Cs}$ /зольность	Общая зольность, %	Зольность в надземной части, %	Зольность в подземной части, %
Средневзвешенная удельная активность $^{137}\text{Cs}$ в растениях, Бк/кг	-0,212	-0,344	-0,063
Удельная активность в надземной части растений, Бк/кг	0,564	0,347	-0,492
Удельная активность $^{137}\text{Cs}$ в подземной части растений, Бк/кг	-0,318	-0,423	-0,131
КН общий	-0,470	-0,451	-0,280
КН надземной части	-0,849*	-0,508	-0,672
КН подземной части	-0,325	-0,423	-0,020

\*- корреляция значима

Анализ возможного влияния физиологических особенностей растений – поглотительной способности корней и соотношения рабочей и нерабочей поверхности корней – на количественные показатели КН также не выявил каких-либо достоверных зависимостей (таблица 19).

Таблица 19 – Варьирование коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  в растениях фитоценозов Плавского радиоактивного пятна в зависимости от физиологических особенностей растений

КН $^{137}\text{Cs}$ / Биологические параметры	Поглотительная способность растений	Соотношение рабочей и нерабочей поверхности растений
КН общий	-0,06	-0,32
КН надземной части	-0,03	-0,40
КН подземной части	-0,09	-0,18

Таким образом, особенности и параметры биогеохимического цикла  $^{137}\text{Cs}$  определяются, по-видимому, сложными молекулярными, биохимическими и физиологическими процессами, которые требуют отдельных исследований.

### **5.8. Параметры распределения $^{137}\text{Cs}$ в системе «почва-растение» Плавского радиоактивного пятна в отдаленный период после аварии**

Оценка распределения  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение» показала, что более 99,9% запасов  $^{137}\text{Cs}$  в его биогеохимическом цикле в травянистых экосистемах сосредоточено в почве, что свидетельствует о сильной фиксации радиоцезия твердой фазой почвы (таблица 20). Таким образом, переход радиоцезия в растения незначительный. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  за вегетационный период как в однолетних, так и в многолетних растениях составляет менее 0,1% от общего пула радионуклида в системе «почва-растение», в то время как скорость естественного распада радиоцезия в год в 27-36 раз больше (2,2%) (Алексахин, 2009). Еще меньше процентная доля (0,002-0,006%) отчуждения  $^{137}\text{Cs}$  из пула его общих запасов в травянистых экосистемах за счет отчуждения радионуклида с урожаем растений – надземной частью зерновых, технических и силосных культур, клубнями картофеля.

Таблица 20 – Распределение запасов  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва – растение» исследованных фитоценозов Плавского радиоактивного пятна

Агроценоз/ луговой биогеоценоз	Запасы $^{137}\text{Cs}$ в биомассе, кБк/м <sup>2</sup> (%)	Запасы $^{137}\text{Cs}$ в почве, кБк/м <sup>2</sup> (%)	Общие запасы в системе «почва-растение», кБк/м <sup>2</sup>
Пшеница яровая	0,03 (0,02)	138,13 (99,99)	138,16
Пшеница озимая	0,03 (0,03)	124,94 (99,98)	124,97
Ячмень яровой	0,02 (0,03)	131,59 (99,98)	131,61
Кукуруза	0,02 (0,03)	119,07 (99,99)	119,09
Соя	0,01 (0,01)	190,93 (99,99)	190,94
Горох	0,01 (0,01)	163,52 (99,99)	163,53
Картофель	0,01 (0,01)	130,19 (99,99)	130,20
Амарант	0,01 (0,01)	124,03 (99,99)	124,04
Гречиха	0,01 (0,01)	105,83 (99,99)	105,84
Горчица	0,01 (0,01)	152,43 (99,99)	152,43
Рапс	0,03 (0,01)	122,13 (99,98)	122,16
Подсолнечник	0,01 (0,01)	163,67 (99,99)	163,68
Травосмесь	0,01 (0,01)	154,66 (99,99)	154,67
Суходольный луг	0,01 (0,01)	203,81 (99,99)	203,82
Пойменный луг	0,01 (0,02)	204,64 (99,99)	204,65

### 5.9. Радиоэкологическая оценка современного состояния почв и качества растительной продукции, получаемой в пределах Плавского радиоактивного пятна

В настоящее время средняя плотность радиоактивного загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  Плавского радиоактивного пятна оценивается как  $166 \pm 16$  кБк/м<sup>2</sup>, что практически в 5 раз превышает предельно допустимый уровень загрязнения, равный 37 кБк/м<sup>2</sup> («О социальной защите граждан...», 1991). При этом плотность загрязнения пахотных почв  $^{137}\text{Cs}$  элювиального ландшафта в среднем в 4 раза выше допустимого уровня, а целинных почв геохимически подчиненных позиций в ландшафте – в ~6 раз (таблица 21). Таким образом, подтверждается долговременность радиоактивного загрязнения почв и угроза возникновения вторичного загрязнения целинных почв при латеральном перераспределении радиоцезия от элювиальных к аккумулятивным ландшафтам.

Однако при сопоставлении содержания  $^{137}\text{Cs}$  в продукции растениеводства Плавского радиоактивного пятна с нормами СанПиН 2.3.2.1078-01 и ВП 13.5.13/06-01 (действовали до 2016 г.) было установлено, что исследуемые сельскохозяйственные культуры и фуражные травы соответствуют допустимому уровню содержания  $^{137}\text{Cs}$  в растительной продукции (таблица 16).

Таблица 16 – Радиоэкологическая оценка качества продукции сельскохозяйственных растений на территории Плавского радиоактивного пятна

Объект	Содержание $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	Нормативные уровни по $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг	Оценка качества
Пшеница яровая (зерно)	4±0,3	60	+
Пшеница озимая (зерно)	5±0,8	60	+
Ячмень яровой (зерно)	4±0,5	60	+
Кукуруза (зерно)	6±0,7	60	+
Гречиха (зерно)	10±0,9	60	+
Клубни картофеля	5±0,4	80	+
Картофельный крахмал	2±0,4	80	+
Горчица (семена)	4±0,2	60	+
Подсолнечник (семена)	10±1,1	60	+
Рапс (стручки)	6,5±1,0	60	+
Травосмесь	20±3	100	+
Соя	25±15		+
Горох	15±2		+
Амарант	41±13		+
Луговые травы	21±4		+

Таким образом, несмотря на сохранение высокого уровня радиоактивного загрязнения почв Плавского радиоактивного пятна  $^{137}\text{Cs}$ , его переход в продуктивную часть растений культурных агроценозов и природных луговых фитоценозов сильно дискриминирован. В системе «почва-растение» корни двудольных растений эффективно выполняют функцию биологического барьера, а у однодольных растений, хотя их корневые системы обладают менее выраженной защитной функцией, имеется дополнительный биологический барьер

между корнями и побегами. Вследствие этого травянистые экосистемы территории характеризуются низкими емкостными и интенсивными показателями биогеохимического цикла  $^{137}\text{Cs}$ , что определяет радиэкологическую безопасность продукции растениеводства, выращиваемой в пределах Плавского радиоактивного пятна, для потребления местным населением и/или для коммерческого использования, а также позволяет сохранять в Плавском районе Тульской области традиционную структуру сельскохозяйственного землепользования.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Данная работа была посвящена изучению особенностей поведения  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва-растение» агроэкосистем и луговых биогеоценозов черноземной зоны России в отдаленный период после Чернобыльской аварии. Для решения поставленных задач в 2014-2021 гг. были проведены полевые исследования почвы и растений на территории Плавского радиоактивного пятна Тульской области, включающие подробные почвенные и геоботанические описания, отбор почвенного и растительного материала.

В результате исследования было изучено распределение  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном профиле пахотных и целинных почв на территории Плавского радиоактивного пятна, определены количественные показатели интенсивности перехода  $^{137}\text{Cs}$  в растения, а также характер распределения радионуклида по органам растений. Помимо измерений удельных активностей  $^{137}\text{Cs}$  во всех почвенных и растительных образцах, было определено содержание стабильного К – химического аналога радиоцезия, что позволило провести сравнение поведения этих элементов в системе «почва-растение».

Оценка современного радиоэкологического состояния исследованной территории показала превышение предельно допустимого уровня  $^{137}\text{Cs}$  в почве и его низкое содержание в растениях, в том числе продукции растениеводства. Таким образом, сельскохозяйственная продукция безопасна для использования в пищу населением и корма скота из-за низкой биодоступности  $^{137}\text{Cs}$  при его корневом поглощении из почвы с высоким содержанием глинистых минералов.

Детальное изучение аккумуляции  $^{137}\text{Cs}$  в надземных и подземных органах растений выявило сравнительно повышенное депонирование  $^{137}\text{Cs}$  в корнях растений и низкую интенсивность транслокации в побеги практически у всех исследованных представителей *сем. Злаковые*.

При этом проведенный корреляционный анализ не выявил зависимость между величинами удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и КН в надземной и подземной

частях растений от соответствующих биометрических показателей растений, что, по-видимому, свидетельствует о влиянии на поведение  $^{137}\text{Cs}$  биохимических и физиологических процессов.

При сравнении интенсивности поглощения  $^{137}\text{Cs}$  и  $\text{K}$  в агроценозах и луговых биогеоценозах выявлены существенные различия по количественным и качественным параметрам, поэтому поведение  $\text{K}$  в системе «почва–растение» не может экстраполироваться для прогноза процессов корневого поглощения  $^{137}\text{Cs}$ , несмотря на химическую схожесть этих элементов.

Таким образом, в настоящее время агроценозы черноземной зоны характеризуются низким вовлечением  $^{137}\text{Cs}$  в растительную биомассу с основной локализацией радионуклида в почвах.

## ВЫВОДЫ

1 В настоящее время плотность радиоактивного загрязнения почв на территории Плавского пятна Тульской области в среднем составила  $149 \pm 16$  кБк/ $m^2$ , что превышает предельно допустимый уровень содержания  $^{137}\text{Cs}$  ( $37$  кБк/ $m^2$ ) более чем в 4 раза. При этом продукция растениеводства, получаемая в настоящее время на данной территории, полностью соответствует санитарно-гигиеническим нормам.

2. Основной запас  $^{137}\text{Cs}$  (более 98%) сосредоточен в пределах агротурбированных горизонтов агрочерноземов. В целинных черноземах и аллювиальных темногумусовых почвах отмечается резкое убывание содержания  $^{137}\text{Cs}$  с глубиной, причем до 60% запасов радионуклида находится в пределах корнеобитаемого слоя (до 10-12 см).

3. В ризосфере исследуемых травянистых растений концентрация  $K_{\text{обм}}$  в непосредственной близости от корней растений выше, чем на удалении 1-2 см от них. Для  $^{137}\text{Cs}$  градиента значений удельной активности в «ближней» и «дальней» зонах ризосферы не отмечается.

4. В распределении  $^{137}\text{Cs}$  между надземной и подземной фракциями биомассы растений выявлено, что у большего числа исследованных видов накопление  $^{137}\text{Cs}$  в надземных побегах выше, чем в корнях. У представителей *сем. Злаковые* (пшеница, ячмень, кострец, злаки лугов) отмечается сравнительно повышенное депонирование  $^{137}\text{Cs}$  в корнях и низкая интенсивность транслокации радионуклида в надземные органы.

5. Интенсивность корневого поглощения  $K$  и распределение его содержания в надземной и подземной частях растений биогеоценозов Плавского радиоактивного пятна не обнаруживают значимых корреляций с параметрами биологической миграции  $^{137}\text{Cs}$ .

6. В исследуемых травянистых биогеоценозах вынос  $^{137}\text{Cs}$  растениями из почвы за год варьирует от 0,01 до 0,03% от общих запасов радионуклида в системе «почва-растение». Доля отчуждения  $^{137}\text{Cs}$  с урожаем растений полевых и кормовых севооборотов, а также с укосом сена с лугов составляет в среднем



0,004%, а возврат в почву с растительными остатками и опадом – 0,005%. Таким образом, снижение уровня радиоактивного загрязнения агрогенных и природных травянистых экосистем черноземной зоны со временем в основном определяется естественным распадом  $^{137}\text{Cs}$ , скорость которого составляет 2,2% в год.

7. В настоящее время в травянистых экосистемах на территории Плавского радиоактивного пятна около 99,9% запасов  $^{137}\text{Cs}$  в биогеоценозах сосредоточено в почве, что определяется как прочной фиксацией радиоцезия твердой фазой почв, так и низкой интенсивностью его корневого потребления. В этой связи емкость и интенсивность биологического круговорота  $^{137}\text{Cs}$  в травянистых экосистемах на черноземах незначительны.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации // Почвоведение. – 2009. - № 12. – С. 1487-1498.
2. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Агрохимия  $^{137}\text{Cs}$  и его накопление сельскохозяйственными растениями // Агрохимия. – 1977. – № 2. – С. 129-142.
3. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / 2-е изд. – М.: МГУ, 1970. – 488 с.
4. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии – Люксембургское бюро для официальных изданий Европейских сообществ, 1998. – 71 с.
5. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварий на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси. – Минск, 2009. – 136 с.
6. Афанасьев Р.А., Мерзлая Г.Е. Содержание подвижного калия в почвах при длительном применении удобрений // Агрохимия. – 2013. – № 6. – С. 5-11.
7. Байтулин И.О. Корневая система сельскохозяйственных культур / И.О. Байтулин. – Алма-Ата, Наука КазССР, 1976. – 219 с.
8. Баргальи Р. Биогеохимия наземных растений. М.: ГЕОС, 2005. – 457 с.
9. Белозубова Н.Ю., Зубкова В.М., Реуцкая В.В. Поступление свинца, кадмия и мышьяка в пастбищные растения в условиях Волгоградской области // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – 2016. – № 5 (139). – С. 77-76.
10. Богачев А.В. Миграция  $^{137}\text{Cs}$  и калия в системе «почва-растение». Факты, закономерности, гипотезы. Учебное пособие. – Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 1997. – 35 с.
11. Бондарь П.Ф., Шмаай Г.С., Ивашкевич Л.С., Герасомова Л.В., Сутямова В.В., Важенский А.Г. Доступность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  растениям из различных компонентов почвы // Почвоведение. – 2000. – № 4. – С. 439-445.

12. Ведение личного подсобного хозяйства на территории, загрязненной радиоактивными веществами / Государственная комиссия Совета Министров СССР по продовольствию и закупкам Главагробропром. – Обнинск, 1991 г. – 22 с.

13. Мамихин С.В., Голосов В.Н., Парамонова Т.А., Шамшурина Е.Н., Иванов М.М. Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в аллювиальных почвах поймы р. Локна (Тульская область) в отдаленный период после аварии на ЧАЭС и его моделировании // Почвоведение. – 2016. – № 12. – С. 1521–1533.

14. Вирченко Е.П., Агапкина Г.И. Радионуклид-органические соединения в почвах зоны влияния Чернобыльской АЭС // Почвоведение. – 1993. – № 1. – С. 13-17.

15. Водяницкий Ю.Н. Превращение мышьяка в загрязненных почвах // Агрохимия. – 2013. – № 4. – С. 87–96.

16. Водяницкий Ю.Н. Функциональные различия тяжелых и сверхтяжелых металлов и металлоидов в почвах // Бюллетень почвенного института им. В.В. Докучаева. – 2009. – Т. 64. – С.50-56.

17. Воскресенская О.Л., Грошева Н.П., Скочилова Е.А. Физиология растений / О.Л. Воскресенская, Н.П. Грошева, Е.А. Скочилова. – Йошкар-Ола: Марийский государственный университет, 2008. – 148 с.

18. ВП 13.5.13/06-01 «Ветеринарно-санитарные требования к радиационной безопасности кормов, кормовых добавок, сырья кормового. Допустимые уровни содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Ветеринарные правила и нормы, 2001.

19. Главное управление МЧС России по Тульской области: официальный сайт. – Тула. – URL: <https://71.mchs.gov.ru/> (дата обращения: 04.02.2023). – Текст: электронный.

20. Голосов В.Н., Иванов М.М., Цыпленков А.С., Иванов М.А., Вакияма Ю., Коноплев А.В., Константинов Е.А., Иванова Н.Н. Эрозия как фактор трансформации радиоактивного загрязнения почв на водосборе Щекинского водохранилища (Тульская область) // Почвоведение. – 2021. – № 2. – С. 247–260.

21. Горбань Д.Н., Юргенсон Г.А. Свинец в системе почва-растение в ландшафте Шерловогорского горнорудного района на примере *Polygonum*

*angustifolium pallas (Poivygonaceae)* // Науки о Земле. Успехи современного естествознания. – 2016. – № 12. – С. 375-379.

22. Горбунов Н.И. Минералогия и коллоидная химия почв. – М.: Наука, 1974. – 314 с.

23. Гродзинский Д.М. Радиобиология растений – Киев: Наукова Думка, 1989. – 384 с.

24. Гродзинский Д.М., Гудков И.Н. Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2006. – Т. 46. – № 2. – С. 189-199.

25. Дмитриев А.П., Гродзинский Д.М., Гуца Н.И., Крыжановская М.С. Влияние хронического облучения на устойчивость растений к биотическому стрессу в 30/километровой зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Физиология растений. – 2011. – Т. 58. - № 6. – С. 922–929.

26. Добровольский Г.В., Урусевская И.С. География почв / Г.В. Добровольский, И.С. Урусевская. – М: МГУ, 2004. – 460 с.

27. Доклад об экологической ситуации в Тульской области за 2021 год / Сборник правовых актов Тульской области и иной официальной информации, 2022. – 107 с.

28. Дубовик Д.В., Дубовик Е.В. Накопление макро- и микроэлементов корневой системой растений озимой пшеницы на серой лесной почве в склоновом агроландшафте // Агрехимия. – 2015. – № 10. – С. 50–56.

29. Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. – Л.: Прогресс-Погода. – 1996. – 355 с.

30. Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А., Петров В.Н., Ровинский Ф.Я., Стукин Е.Д. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред: Монография. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 296 с.

31. Исайчев В.А., Провалова Е.В. Влияние регуляторов роста на ранних этапах роста и развития растений озимой пшеницы // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса: наука и высшее профессиональное образование. – 2012. – № 3 (27). – С. 63-70.

32. Йощенко В.И., Бондарь Ю.О. Дозовая зависимость частоты морфологических изменений у сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*) в чернобыльской зоне отчуждения // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49. – № 1. – С. 117-126.

33. Квасникова Е.В., Жукова О.М., Гордеев С.К., Константинов С.В., Киров С.С., Лысак А.В., Манзон Д.А. Цезий-137 ландшафтов через 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС // Известия РАН. Серия Географическая. – 2009. - № 5. – С. 66–83.

34. Классификация почв и диагностика почв России / под ред. Л.Л. Шишова – Смоленск: Ойкумена, 2004. – 342 с.

35. Кожуханов Т.Е., Лукашенко С.Н. Особенности накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными культурами в районе проведения наземных ядерных испытаний (пл. «Опытное поле») // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан – 2011 г. – С. 59-84.

36. Козлова О.Н. Изменение калийного состояния черноземов и дерново-подзолистых почв разного гранулометрического и минералогического состава при внесении калийных удобрений: Автореферат диссертации кандидата биологических наук. – М.: МГУ, 2003. – 40 с.

37. Коноплев А.В., Борзилов В.А., 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.

38. Коноплев А.В., Коноплева И.В. Параметризация перехода Cs-137 из почвы в растения на основе ключевых почвенных характеристик // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – Т. 34. – № 4. – С. 455-461.

39. Коноплева И.В. Селективная сорбция радиоцезия сорбентами на основе природных глин // Сорбционные и хроматографические процессы. – 2016. – Т. 16. – № 4. – С. 446-456.

40. Коноплева И.В., Забежайлова А.А. Применение  $^{137}\text{Cs}$  при оценке содержания вермикулита в пахотных почвах Европейской части РФ // Геохимия. – 2021. – Т. 66. – № 5. – С. 450-456.

41. Краткий справочник по геохимии / Г.В. Войткевич, А.Е. Мирошников, А.С. Поваренных, В.Г. Прохоров. – М.: Недра. – 1977. – 184 с.

42. Круглов С.В. Физико-химические аспекты загрязнения с.-х. угодий в результате радиационной аварии и миграция радионуклидов в системе почва - растение (на примере аварии на ЧАЭС). – Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. – Обнинск, 1997. – 49 с.

43. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Р.М. Алексахин, Л.А. Булдаков, В.А. Губанов и др. / под ред. Л.А. Ильина, В.А. Губанова. – М., ИздАТ. – 2001. – 752 с.

44. Кузнецов В.К. Накопление искусственных радионуклидов овощными культурами при орошении. – Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Обнинск, 1986. – 20 с.

45. Кузнецов В.К. Научные основы и системы мероприятий по реабилитации радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных территорий в адаптивно-ландшафтном земледелии. – Диссертация на соискание доктора биологических наук, 2014. – 479 с.

46. Кузнецов В.К., Князева Е.П., Санжаров А.И., Кречетникова Е.О., Цветнова О.Б. Динамика распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах Тульской области до и после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестник Московского университета. Серия. 17. Почвоведение. – 2022. – № 4. – С. 31-38.

47. Кузнецов В.К., Санжарова Н.И., Бровкин В.И., Серегин С.В. Грунская В.П. Оценка влияния длительного применения минеральных удобрений на свойства почв, качество продукции и накопление  $^{137}\text{Cs}$  урожаем зерновых культур // Агрохимия. – 2017. – № 2. – С. 64-72.

48. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология: (почвенные и пресноводные экосистемы). М.: Наука, 1975. – 187 с.

49. Линник В.Г., Мироненко И.В., Борисов А.П., Иваницкий О.М., Соколов А.В., Федин А.В. Радиальное и латеральное распределение Cs-137 в почвах ландшафтной агрокатены участка Дубровка (Брянская область) спустя 31 год после аварии на чернобыльской АЭС / Труды Международного биогеохимического Симпозиума, посвященного 125-летию со дня рождения академика А.П. Виноградова и 90-летию образования Приднестровского университета. – 2020. – Т.2. – С. 102-107.

50. Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Вежливцева Л.А. Миграция Cs-137 в залежных и пахотных почвах агроландшафтов Тульской области // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. – 2003. – № 3. – С. 42–48.

51. Липатов Д.Н., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Содержание и распределение  $^{137}\text{Cs}$  в почвах лесных и агроэкосистем Тульской области // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47. – № 5. – С. 616-624.

52. Магницкий К.П. Диагностика потребности растений в удобрениях М.: Московский рабочий, 1972. – 271 с.

53. Маслова И.Я., Якушева Т.Г. Оценка изменения почвенных ресурсов подвижного калия под влиянием растений // Агрохимия. – 2011. – № 11. – С. 52-63.

54. Минеев В. Г. Агрохимия и экологические функции калия. – Изд-во МГУ, 1999. – 332 с.

55. Минеев В. Г., Гомонова Н. Ф., Черных И. Н. Оценка калийного режима дерново-подзолистых почв с использованием термодинамических показателей / Доклады ВАСХНИЛ. – 1988. – № 11. – С. 9–12.

56. Минеев В.Г. Агрохимия / М: Изд-во МГУ, КолосС, 2004. — 720 с.

57. Моисеев И.Т., Рерих Л.А., Агапкина Г.И. Изучение поведения цезия-137 в почвах и его поступления в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов // Агрохимия. – 1994. – № 2. – С. 103-118.

58. Национальный атлас почв Российской Федерации / под ред. чл.-корр. РАН С.А. Шобы, 2011. – URL: <https://soil-db.ru/soilatlas/titul> (дата обращения: 04.02.2023). – Текст: электронный.

59. Никитишен В.И., Личко В.И., Орехова Е.В., Амелин А.А., О потерях калия посевами озимой пшеницы в период созревания // Агрохимия. – 2004. – №10. – С. 86-94.

60. Орлов Д.С. Химия почв: Учебник. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. – 376 с.

61. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах М.: Атомиздат, 1974. – 216 с.

62. Павлоцкая Ф.И. Формы нахождения и миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах: Автореферат диссертации доктора химических наук. М.: Ин-т геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского АН СССР, 1981. – 43 с.

63. Панов А.В., Алексахин Р.М., Музалевская А.А. Изменение эффективности защитных мероприятий по снижению накопления  $^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственных растений в различные периоды после аварии // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2011. – Т. 51. – № 1. – С. 134-153.

64. Панов А.В., Ратников А.Н., Свириденко Д.Г., Исамов Н.Н., Цыгвинцев П.Н. Реабилитация сельскохозяйственных земель при масштабном радиоактивном загрязнении (к 35-летию аварии на Чернобыльской АЭС) // Российская сельскохозяйственная наука. – 2021. – № 3. – С. 46-50.

65. Парамонова Т.А., Комиссарова О.Л., Кузьменкова Н.В., Турыкин Л.А., Денисова О.Е. Оценка радиационной безопасности моркови и свеклы, выращиваемой в черноземной зоне России в ореоле восточного чернобыльского следа // Вестник НЯЦ РК. – 2021. – № 3. – С. 15-20.

66. Парамонова Т. А., Мамихин С. В. Корневое поглощение Cs-137 и его распределение между надземными и подземными органами растений: анализ литературы. – 2017. – Т. 57. – № 6. – С. 633–650.

67. Перельман А.И. Геохимия. М: Высшая Школа, 1989. – 423 с.



68. Петрофанов В.Л., Шаймухаметов М.Ш., Чижикова Н.П. Оценка запасов калия в почвах и гранулометрических фракциях с использованием растворов 1 М  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  и 0.01 М  $\text{CaCl}_2$  // Агрехимия. – 2012. – № 12. – С. 67–82.

69. Позолотина В.Н. Отдаленные последствия действий радиации в чреде поколений у растений-апомиктов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2003. – Т. 43. – № 4. – С. 443-451.

70. Полевой В.В. Физиология растений / В.В. Полевой. - М., 1989. – 464 с.

71. Почвоведение. В 2 ч. Часть 1. Почва и почвообразование / Под ред. В.А. Ковды, Б.Г. Розанова. – М: Высшая школа, 1988. – 400 с.

72. Правительство Тульской области: официальный сайт. – Тула. – URL: <https://tularegion.ru/tula/about/> (дата обращения: 04.02.2023). – Текст: электронный.

73. Практикум по агрохимии: Учеб. Пособие. – 2-е изд., перераб. и доп./ под ред. В.Г. Минеева. – М.: МГУ, 2001. – 689 с.

74. Пристер Б.С., Омеляненко Н.П., Перепелятникова Л.В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 51-60.

75. Пчелкин В.У. Почвенный калий и калийные удобрения / М.: Колосс, 1966. – 336 с.

76. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / под ред. Н.И. Санжаровой, С.В. Фесенко. – М., 2018. – 278 с.

77. Ратников А.Н. Система защитных мероприятий и технологические приемы ведения растениеводства на сельскохозяйственных угодьях, подвергшихся радиоактивному загрязнению после аварии на ЧАЭС. – Автореферат диссертации на соискание доктора сельскохозяйственных наук, 2002. – 52 с.

78. Региональный доклад о состоянии и использовании земель Тульской области в 2020 году / Управление Федеральной службы государственной регистрации, кадастра и картографии по Тульской области, 2021. – 125 с.

79. Регионы России. Социально-экономические показатели, 2022. – Росстат. – М., 2022. - 1122 с.

80. Рекомендации по ведению растениеводства на радиоактивно загрязненных территориях России / РАСХН, ВНИИСХРАЭ. – Москва, 1997 г. – 115 с.

81. Рекомендации по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на Чернобыльской АЭС на период 1991-1995 гг. – Москва, 1991. – 57 с.

82. Рекомендации по организации земледелия на техногенно загрязненных сельскохозяйственных угодьях (загрязнение радионуклидами и тяжелыми металлами). – Обнинск. ВНИИСХРАЭ, 2006. – 66 с.

83. Родин Л.Е., Базилевич Н.И. Динамика органического вещества и биологический круговорот зольных элементов и азота в основных типах растительности земного шара / М.: Наука, 1965. – 264 с.

84. Романцова Н.А., Парамонова Т.А., Семенихин А.И. Особенности загрязнения почв Плавского радиоактивного пятна Тульской области цезием-137 // Актуальные проблемы экологии и природопользования. – 2011. – Вып. 13. – Ч. 2. – С. 172–178.

85. Российский национальный доклад 30 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления в России 1986-2016 / под ред. В.А. Пучкова и Л.А. Большова. – ИБРАЭ РАН. – 2016. – 202 с.

86. Санжарова Н.И., Белова Н.В., Юриков П.И., Воробьева Л.А., Моисеенко Ф.В., Спиридонов С.И. Переход  $^{137}\text{Cs}$  в растения из дерново-подзолистой почвы в зависимости от доз калия и степени его подвижности // Агрохимия. – 2004. – № 7. – С. 58-66.

87. Санжарова Н.И., Гераськин С.А., Алексахин Р.М., Козьмин Г.В., Лой Н.Н., Исамов Н.Н. Перспективы применения радиационных технологий в агропромышленном производстве // Вестник Российской академии сельскохозяйственных наук. – 2013. – № 5. – С. 21-23.

88. Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Прудников П.В., Ратников А.Н., Панов А.В., Исамов Н.Н., Кузнецов В.К., Шубина О.А., Цыгвинцев П.Н., Грудина Н.В., Саруханов В.Я. Эффективность защитных и реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве Российской Федерации в различные периоды после аварии на Чернобыльской АЭС / Труды ФГБНУ ВНИИРАЭ. Радиэкологические последствия аварии на чернобыльской атомной электростанции: научные результаты и практические итоги реабилитации (к 35-ой годовщине аварии). – 2021. – Выпуск. 4. – С. 23 – 38.

89. Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Романович И.К., Марченко Т.А., Раздайводин А.Н., Панов А.В., Шубина О.А., Прудников П.В., Исамов Н.Н., Радин А.И., Брук Г.Я. Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности // Радиационная биология. Радиэкология. – 2016. – Т. 56. - № 3. – С. 322-335.

90. Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Шубина О.А., Исамов Н.Н., Санжаров А.И. Пересмотр параметров миграции радионуклидов в агроэкосистемах // Радиационная биология. Радиэкология. – 2009. – Т. 49. – № 3. – С. 268-276.

91. СанПиН 2.3.2.1078-01. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов, 2011.

92. Сапожников Ю.А, Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды / Ю.А. Сапожников, Р.А. Алиев, С.Н. Калмыков. – М:БИНОМ. Лаборатория знаний, 2006. – 286 с.

93. Сельскохозяйственная радиология / под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. – М.:Экология, 1992. – 400 с.

94. Смольский Е.В., Божин И.А., Сердюкова К.А. Миграция  $^{137}\text{Cs}$  по почвенному профилю аллювиальной почвы в зависимости от агротехнических приемов // Достижения науки и техники АПК. – 2016. – Т. 31. – № 1. – С. 16-18.

95. Соколова Т. А., Дронова Т. Я., Толпешта И. И. Глинистые минералы в почвах. Учебное пособие. – Тула: Гриф и К, 2005. – 336 с.

96. Соколова Т.А. Специфика свойств почв в ризосфере: анализ литературы // Почвоведение. – 2015. – № 9. – С. 1097-1111.
97. Справочник агрохимика / Васильев В.А., Гаврилов К.А., Кореньков Д.А., Шильников И.А. – М.: Россельхозиздат, 1976 г. – 354 с.
98. Схемы распада радионуклидов / перевод с англ. В.И. Попова / под ред. А.А. Моисеева. – 1987. – Ч. 1. – кн. 1. – 319 с.
99. Технологические приёмы, обеспечивающие повышение устойчивости агроценозов, восстановление нарушенных земель, оптимизацию ведения земледелия и получение соответствующей нормативам сельскохозяйственной продукции товаропроизводителями различной специализации / под ред. Н.И. Санжаровой. – Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2010. – 180 с.
100. Тимофеев-Ресовский И.В., Титлянова А.А., Тимофеев Н.А., Махонина Г.И., Молчанова И.В., Чеботина М.Я. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва-раствор / Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966. – С. 46–80.
101. Титаева Н.А. Ядерная геохимия. – М: Издательство Московского университета, 2000. – 335 с.
102. Тихомиров Ф.А, Щеглов А.И, Цветнова О.Б, Кляшторин А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 41-50.
103. Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Исамов Н.Н., Шубина О.А. Авария на чернобыльской АЭС: защитные и реабилитационные мероприятия в сельском хозяйстве // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2021. – Т. 61. – № 3. – С. 261-276.
104. Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Лисянский К.Б. Оценка эффективности контрмер в сельском хозяйстве после аварии на ЧАЭС // Радиация и риск (Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра). – 1997. – № 9. – С. 53-60.

105. ФЗ № 1244-1 от 15 мая 1991 г. «О социальной защите граждан подвергшихся воздействию радиации, вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС», 1991.

106. Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П. Сельскохозяйственная радиология / А.Д. Фокин, А.А. Лурье, С.П. Торшин. – М.: Дрофа, 2005. – 367 с.

107. Фрид А.С. Влияние свойств почвы на диффузионную миграцию в ней Sr-90: Автореферат диссертации кандидата биологических наук. Л., 1970. – 24 с.

108. Шамшурина Е. Н., Голосов В. Н., Иванов М. М. Пространственно-временная реконструкция поля выпадения чернобыльского  $^{137}\text{Cs}$  на почвенный покров в верховьях бассейна реки Локны // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2016. Т. 56. – № 4. – С. 414–425.

109. Шамшурина Е.Н. Влияние массопереноса на пространственное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в почвах малых водосборов лесостепной зоны (на примере Курской области). – Автореферат на соискание кандидата биологических наук, 2009. – 26 с.

110. Шопина О.В., Семенов И.Н., Парамонова Т.А., Комиссарова О.Л. Баланс элементов в системе “агрочернозем глинисто-иллювиальный – сельскохозяйственные растения” на Плавском плато (Тульская область России) // Бюллетень Почвенного института имени В.В. Докучаева, издательство Федеральное государственное бюджетное научное учреждение "Почвенный институт имени В.В. Докучаева". – 2020. – Т. 105. – С. 91-108.

111. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. – М.: Наука, 2000. – 272 с.

112. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Богатырев Л.Г. Роль лесных подстилок различного генезиса в миграции техногенных радионуклидов // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. – 2004. – № 4. – С. 1-9.

113. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Касацкий А.А. Некоторые показатели биологического круговорота  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{39}\text{K}$  в лесных экосистемах Брянского полесья в отдаленный период после чернобыльских выпадений // Вестник Московского университета. Почвоведение. – 2011. – Сер. 17. – № 3. – С. 43-46.

114. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт / Доклад экспертной группы «Экология» Чернобыльского форума. Международное сообщество по атомной энергетике. Вена, 2008. – 188 с.

115. Эмсли Дж. Элементы / пер. с англ. – М.: Мир. – 1993. – 256 с.

116. Юдинцева Е.В., Гулякин И.В. Агрехимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. – М.: Атомиздат, 1968. – 24 с.

117. Якименко В.Н. Изменение содержания форм калия по профилю почвы при различном калийном балансе в агроценозах // Агрехимия. – 2007. – № 3. – С. 5–11.

118. Якименко В.Н. Калий в агроценозах Западной Сибири. — Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2003. - 231 с.

119. Якименко В.Н. Формы калия в почве и методы их определения // Почвы и окружающая среда. – 2018. – Т. 1. – № 1. – С. 25 -31.

120. Якименко В.Н. Эффективность калийных удобрений на почвах с различной обеспеченностью калием // Агрехимия. – 1995. – № 12. – С. 71-75.

121. Якушкина, Н.И., Бахтенко Е.Ю. Физиология растений / Н.И. Якушкина, Е.Ю. Бахтенко – М.: Гуманитар. изд. центр ВЛАДОС, 2004. – 458 с.

122. Ярмоненко С.П., Вайнсон А.А. Радиобиология человека и животных: учебное пособие / С.П. Ярмоненко, А.А Вайнсон. – М: Высшая школа, 2004. – 549 с.

123. Abu-Khadra S.A., Abdel-Sabour M.F., Abdel-Fattah A.T., Eissa H.S. Transfer factor of radioactive Cs and Sr from Egyptian soils to roots and leaves of wheat plant / IX Radiation Physics & Protection Conference, 15–19 November 2008, Nasr City – Cairo, Egypt. – 2008. – № 9. – P. 185–186.

124. Al-Alawy I.T., Mhana W.J., Ebraheem R.M. Radiation hazards and transfer factors of radionuclides from soil to plant and cancer risk at Al-Taji city-Iraq / 2nd International Scientific Conference of Al-Ayen University. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. – 2020. – V. 928. – P. 1-11.

125. Alamgir Md., Ullah S.M., Mollar A.S. et al. Effect of K on transfer of from soil to vegetable crops in Bangladesh // Dhaka University Journal of Biological Sciences. – 2004. – V. 13. – № 2. – P. 203–210.
126. Alexakhin R.M., Fesenko S.V., Sanzharova N.I. Serious radiation accident and the radiological impact on agriculture // Radiation protection dosimetry. – 1996. – V. 64. – C. 37-42.
127. Arkhipov N.P., Fedorova T.A., Fevrалеva L.T. Relative amounts of compounds of heavy natural radionuclides // Soviet Soil Science. – 1986. – V. 18. – № 3. – P. 66–70.
128. Attar L., Oudat M., Safia B., Ghani B. Transfer factor of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  to lettuce and winter wheat at different growth stage applications // Journal of Environmental Radioactivity. – 2015. – V. 150. – P. 104-110.
129. Audi G., Bersillon O., Blachot J., Wapstra A. H. The Nubase evaluation of nuclear and decay properties // Nuclear Physics. – 2003. – T. 729. – P. 3-128.
130. Bange G.G.J., Overstreet R. Some observations on absorption of cesium by excised barley roots // Plant Physiology. – 1960. V. 35. – P. 605–608.
131. Bell J.N.B., Minski M.J., Grogan H.A. Plant uptake of radionuclides. // Soil use and management. – 1988. – V. 4. – P. 76–84.
132. Beresford N.A., Barnett C.L., Guillen, J. Can models based on phylogeny be used to predict radionuclide activity concentrations in crops? // Journal of Environmental Radioactivity. – 2020. – V. 218. – P. 106263.
133. Brechignac F., Madoz-Escande C., Gonze M.A., Schulte E.H. Controlled lysimetric simulation of accidents giving rise to radioactive pollution of the agricultural environment: Synthetic overview of research carried out at IPSN // Radioprotection. – 2001. – V. 36. – № 3. – P. 1-26.
134. Broadley M.R., Willey N.J. Differences in root uptake of radiocaesium by 30 plant taxa // Environmental Pollution. – 1997. – V. 97. – P. 11–15.
135. Burger A., Lichtscheidl I. Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and

plants' potential for bioremediation // *Science of The Total Environment*. – 2018. – V. 618. – P. 1459-1485.

136. Buysse J., Van den Brande K., Merckx R. The Distribution of Radiocesium and Potassium in Spinach Plants Grown at Different Shoot Temperatures // *Journal of Plant Physiology*. – 1995. – V. 146. – P. 263–267.

137. Bystrzewska-Piotrowska G., Urban P.L. Accumulation of cesium in leaves of *Lepidum sativum* and its influence on photosynthesis and transpiration // *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*. – 2003. – V. 45. – № 2. – P. 131–137.

138. Chibowski S.. Studies of Radioactive Contaminations and Heavy Metal Contents in Vegetables and Fruit from Lublin, Poland // Department of Radiochemistry and Colloid Chemistry Faculty of Chemistry Maria Curie-Sklodowska University from Lublin. Poland, 2000. – P. 249-253.

139. Coughtrey P., Thorne M., Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: a critical review of data. – Netherlands. – A.A. Balkema – V. 1. – 1983. – 372 p.

140. Dupre de Boulois D.H., Bruno D., Sterphane D. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the root uptake and translocation of radiocaesium // *Environmental pollution*. – 2005. – V. 134. – P. 515–524.

141. Ehlken, S., Kirchner, G., 2002 Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2002. – V. 58. – P. 97-112.

142. Franic Zd., Petrine B., Marovic G., Franic Z. Radiocaesium activity concentrations in potatoes in Croatia after the Chernobyl accident and dose assessment // *Journal of Environmental Science and Health, Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*. – 2007. – V. 42. – № 2. – P. 211-217.

143. Fuhrmann M., Lasat M.M., Ebbs S.D., Kochian L.V., Cornish J. Plant and environment interaction uptake of caesium-137 and strontium-90 from contaminated soil by three plant species. Application to Phytoremediation // *Plant and Environment Interaction*. – 2002. – V. 31. - № 3. – P. 904-909.



144. Geraskin S.A., Zimina L.M., Dikarev V.G., Dikareva N.S., Zimin V.L., Vasiliyev D.V., Oudalova A.A., Blinova L.D. Alexakhin R.M. Bioindication of the anthropogenic effects on micropopulations of *Pinus sylvestris* L. in the vicinity of a plant for the storage and processing of radioactive waste and in the Chernobyl NPP zone // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2003. – V.66. – P. 171–180.
145. Giannakopoulou F., Gasparatos D., Massas I., Haidouti C. Soil properties and K plant status affect Cs uptake by *Lolium perenne* plants / *Proceedings of the 3rd International CEMEPE & SECOTOX Conference Skiathos, 2011*.
146. Godyaeva M. M., Paramonova T. A., Kuzmenkova N. V. Transfer of Cs-137 into onion (*Allium cepa* L.) under conditions of hydroponic model experiment // *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. – 2019. – V. 487. – № 1. – P. 1–8.
147. Goncharova N. V. Availability of radiocaesium in plant from soil: facts, mechanisms and modeling // *Global NEST Journal*. – 2009. – V. 11. – № 3. – P. 260–266.
148. Grabovskyi V.A., Dzendzelyuk O.S., Kushnir O.S. Temporal and seasonal variations of radiocaesium content in some plants from the western part of Ukrainian Polesye // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – № 117. – P. 2–8.
149. Gregory P.J. Roots, rhizosphere and soil: the route to a better understanding of soil science // *European Journal of Soil Science*. – 2006. – V. – 57. – № 1. – P. 2–12.
150. Guldanova J., Hornik M., Mareshova J. Pipiska M., Augustin J. Bioaccumulation and distribution of <sup>137</sup>Cs in tobacco cultivated under hydroponic conditions // *Nova Biotechnologica*. – 2010. – V. 10. – № 2. – P. 95–106.
151. Gyuricza V., Declerck S., Dupre De Boulois H. Arbuscular mycorrhizal fungi decrease radiocaesium accumulation in *Medicago truncatula*. // *Journal Environment Radioactivity*. – 2010. – V. 101. – P. 591–596.
152. Hampton C.R., Bowen H. C., Broadley M. R., Hammond J. P., Mead A. Caesium toxicity in *Arabidopsis* // *Plant Physiology*. – 2004. – V. 136. – P. 3824–3837.
153. Hampton C.R., Broadley M.R., White P.J. Short review: the mechanisms of radiocaesium uptake by *Arabidopsis* roots // *Nukleonika*. – 2005. – V. 50. – P. 3–8.

154. Handbook of parameter values for the transfer and freshwater environments. International atomic energy agency. Viena, 2010. – 109 p.
155. International nuclear and radiological event scale. – Vienna, 2008.
156. Introduction to phytoremediation / Environmental protection agency, 2000. – 104 p.
157. Isaure M.P., Fraysse A., Deves G., Le Lay P., Fayard B., Susini J., Bourguignon J., Ortega R. Micro-chemical imaging of cesium distribution in *Arabidopsis thaliana* plant and its interaction with potassium and essential trace elements // *Biochimie*. – 2008. – V. 88. – P. 1583–1590.
158. Ivanov M., Golosov V., Shamsurina E. Evaluation of optimal number of soil samples for detail reconstruction of initial field of Cs-137 fallout in Chernobyl affected areas // *Eurasian Journal of Soil Science*. – 2015. – V. 4. – № 4. – P. 227-233.
159. Jenkins A., Whitehead P., Hunt J. Modelling caesium transport. – Institute of Hydrology. – 1988. – 51 p.
160. Juznic K., Korun M., Miklavzic U. Radioactivities of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the environment of the “KRSKO” power plant: transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments // *Elsevier Applied Science*. – 1988. – P. 598-602.
161. Kamel H.A., Eskander S.B., Aly M.A.S. Physiological response of *Epipremnum aureum* for cobalt-60 and cesium-137 translocation and rhizofiltration // *International Journal of Phytoremediation*. – 2007. – V. 9. – № 5. – P. 403-417.
162. Kanter U., Hauser A., Michalke B., Draxl S., Schaffner A.R. Caesium and strontium accumulation in shoots of *Arabidopsis thaliana*: genetic and physiological aspects // *Journal of Experimental Botany*. – 2010. – V. 61. – № 14. – P. 3995–4009.
163. Kawachi N., Yin Y.G., Suzui N., Ishii S., Yoshihara T., Watabe H., Yamamoto S., Fujimaki S. Imaging of radiocesium uptake dynamics in a plant body by using a newly developed high-resolution gamma camera // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2016. – V. 151. – P. 461-467.
164. Kondo M., Maeda H., Goto A., Nakano H. et al. Exchangeable Cs/K ratio in soil is an index to estimate accumulation of radioactive and stable Cs in rice plant // *Soil Science and Plant Nutrition*. – 2015. – V. 61. – P. 133–143.

165. Larsson M. The influence of soil properties on the transfer of  $^{137}\text{Cs}$  from soil to plant. – Uppsala, 2008. – 42 p.
166. Le Lay P., Isaure M.-P., Sarry J.-E., Kuhn L., Fayard B., Le Bail J.-L., Bastien O., Garin J., Roby C. Metabolomic, proteomic and biophysical analyses of *Arabidopsis thaliana* cells exposed to a caesium stress. Influence of potassium supply // *Journal of Bourguignon Biochimie*. – 2006. – V. 88. – P. 1533–1547.
167. Li Z., Liu Z., Zhang M., Li C., Li Y.C., Wan Y., Martin C.G. Long-term effects of controlled-release potassium chloride on soil available potassium, nutrient absorption and yield of maize plants // *Soil and Tillage Research*. – 2020. – V. 196. – P. 104438.
168. Mikalauskiene R., Butkus D. Investigation and assessment of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  accumulation in vegetable segment // *Polish Journal of Environmental Studies*. – 2015. – V. 24. – № 2. – P. 585-595.
169. Paramonova T., Machaeva E., Belyaev V. Modern parameters of caesium-137 root uptake in natural and agricultural grass ecosystems of contaminated post-Chernobyl landscape, Russia // *Eurasian Journal of Soil Science*. – 2015 – V. 4. – № 1 – P. 30–37.
170. Pareniuk O., Shavanova K. b, Laceby J.P., Illienko V., Tytova L., Levchuk S., Gudkov I., Nanba K. Modification of  $^{137}\text{Cs}$  transfer to rape (*Brassica napus* L.) phytomass under the influence of soil microorganisms // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2015. – V. 149. – P. 73-80.
171. Perez-Harguindeguy N. New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide // *Australian Journal of Botany*, 2013. – P. 167–234;
172. Phytoremediation resource guide environmental / Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office. – U.S., 2005.
173. Popplewell D.S., Ham G.J., Johnson T.E., Stahner J.W., Sumner S.A. The uptake of Plutonium-238, 239, 240, Americium-241, Strontium- 90 and Caesium-137 into potatoes // *The Science of the Total Environment*. – 1984. – V. 38. – P. 173-181.
174. Prorok, V. V., Dacenko, O. I., Bulavin, L. A., Zelensky, S. E., Poperenko, L. V. Investigation of mechanisms of potassium and cesium-137 uptake by plants with

optical and gamma spectrometries in the field under water-stressed conditions // Ukrainian Journal of Physics. – 2018. – V. 63. – № 3 – P. 238-244.

175. Qi1 Zh., Hampton C.R., Shin1 R., Barkla B. J., White Ph. J., Schachtman D.P. The high affinity K<sup>+</sup> transporter AtHAK5 plays a physiological role in plant at very low K<sup>+</sup> concentrations and provides a caesium uptake pathway in Arabidopsis // Journal of experimental botany. – 2008. – V. 59. – №. 3. – P. 595–607.

176. Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments. – Vienna, 2009. – 616 p.

177. Rafferty B., Dawson D.E., Colgan P.A. Seasonal variations in the transfer of <sup>137</sup>Cs and <sup>40</sup>K to pasture grass and its ingestion by grazing animals // The Science of the total environment. – 1994. – P. 125-134.

178. Ramadan A.B., Diab H.M., Monged M.H.E. Soil-to-plant uptake of <sup>137</sup>Cs and <sup>85</sup>Sr in some Egyptian plants grown in Inshas region, Egypt // Journal of Environmental Radioactivity. – 2021. – V. 234. – P. 106632.

179. Rogers, R. Vesicular-arbuscular mycorrhiza: influence on plant uptake of cesium and cobalt // Soil Biology and Biochemistry. – 1986. – V. 18. – P. 371–376.

180. Rosen K., Vinichuk M. Potassium fertilization and <sup>137</sup>Cs transfer from soil to grass and barley in Sweden after the Chernobyl fallout // Journal of Environmental Radioactivity. – 2014. – V.130. – P. 22-32.

181. Salt C.A., Kay J.W., Jarvis K.E. The influence of season and leaf age on concentrations of radiocaesium (<sup>137</sup>Cs), stable caesium (<sup>133</sup>Cs) and potassium in *Agrostis capillaris* // Environmental Pollution. – 2004. – V. 130. – P. 359–369.

182. Salt1 D. E., Smith R. D., Raskin I. Phytoremediation. – Technion - Israel Institute of Technology, 1998. – P.663-668.

183. Sanzharova, N., Spiridonov, S., Kuznetsov, V., Isamov, N. et al. The classification of Russian soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants. In Classification of soil systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants IAEA-TECDOC-1497. – Vienna, Austria: IAEA., 2006. – P. 113-137.

184. Sawhney B. L. Selective sorption and fixation of cations by clay minerals: a review // *Clays and Clay Minerals*. – 1972. – V. 20. – P. 93-100.
185. Shaw G., Bell J.N.B. The kinetics of caesium absorption by roots of winter wheat and the possible consequences for the derivation of soil-to-plant transfer factors for radiocaesium. // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1989. – V. 10. – P. 213–231.
186. Shaw G., Hewamanna R., Lillywhite J., Bell J. N. Radiocaesium uptake and translocation in wheat with reference to the transfer factor concept and ion competition effects // *Environmental Radioactivity*. – 1992. – V. 16. – P. 167-180.
187. Shaw G., Hewamanna R., Lillywhite J., Bell J.N. Radiocaesium Uptake and translocation in wheat with reference to the transfer factor concept and ion competition effects // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1992. – V. 16. – P. 167-180.
188. Soudek P., Petrova S., Benesova D., Dvorakova M., Vanek T. Uranium uptake by hydroponically cultivated crop plants // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2011. – V. 102. – P. 598-604.
189. Soudek P., Valenova S., Vavrikova Z., Vanek T. Cs-137 and Sr-90 uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2006. – V. 88. – P. 236-250.
190. Staunton S., Hinsinger P., Guivarch A. et al. Root uptake and translocation of radiocaesium from agricultural soils by various plant species // *Plant and Soil*. – 2003. – V. 254. – P. 443–455.
191. Staunton S., Hinsinger P., Guivarch A. et al. Root uptake and translocation of radiocaesium from agricultural soils by various plant species // *Plant and Soil*. – 2003. – V. 254. – P. 443–455.
192. Staunton S., Roubaud M. Adsorption of  $^{137}\text{Cs}$  on montmorillonite and illite: effect of charge compensating cation, ionic strength, concentration of Cs, K and fulvic acid // *Clays and Clay Minerals*. – 1997. V. 45. – P. 251-260.
193. Tamponnet, C. An overview of BORIS: Bioavailability of Radionuclides in Soil / C. Tamponnet, A. Martin-Garin, 2007. – P. 820-830.

194. Tsukada H., Hasegawa H., Hisamatsu S., Yamasaki S. Rice uptake and distributions of radioactive  $^{137}\text{Cs}$ , stable  $^{133}\text{Cs}$  and K from soil // *Environmental Pollution*. – 2002. – V. 117. – P. 403–409.
195. Valcke E. and Cremers A. Sorption-desorption dynamics of radiocaesium in organic matter soils // *The Science of the Total Environment*. – 1994. – V. 157. – P. 275-283.
196. Vinichuk M. Martensson A., Rosén K. Inoculation with arbuscular mycorrhizae does not improve  $^{137}\text{Cs}$  uptake in crops grown in the Chernobyl region // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – V. 126. – P.14-19.
197. Waegeneers N., Camps M., Smolders, E. Merckx R. Genotypic effects in phytoavailability of radiocaesium are pronounced at low K intensities in soil // *Plant and Soil*. – 2001. – V. 235. – P. 11–20.
198. Wakabayashi S., Takahashi S., Matsunami H., Hamamatsu S., Hachinohe M., Kihou N., Yamaguchi N. Evaluation of  $^{137}\text{Cs}$  ageing by dynamics of  $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$  ratio in Andosol paddy fields with/without potassium fertilizer application // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2020. – V. 218. – P. 106252.
199. Wang C., Wang J., Chiu C., Lai S., Lin Y. Transfer factors of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  from soil to the sweet potato collected in Taiwan // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2000. – V. 47. – P. 15-27.
200. White P. J., Broadley M.R. Mechanisms of caesium uptake by plants // *New Phytology*. – 2000. – V. 147. – № 113. – P. 241-256.
201. Willey N., Tang S., Watt N.R. Predicting inter-taxa differences in plant uptake of caesium-134/137 // *Journal of Environmental Quality*. – 2005. – V. 34. – № 5. – P. 1478-1489.
202. Yasutaka T., Miyoshi H., Ito K. Transfer of radiocaesium from hydroponic medium to potherb mustard and tomato plants // *Soil Science. Plant Nutrition*. – 2014. – V. 60. – P. 818–823.
203. Yoshihara T., Hashida S., Abe K., Ajito H. A time dependent behavior of radiocaesium from the Fukushima- fallout in litterfalls of Japanese flowering cherry trees // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2014. – V. 127. – P. 34-39.

204. Zhu Y.G., Shaw G., Nisbet A.F., Wilkins B.T. Effect of external potassium supply and plant age on the uptake of radiocaesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) by broad bean (*Vicia faba*): Interpretation of results from a large-scale hydroponic study // *Environmental and Experimental Botany*. – 2022. – V. 47. – P. 173–187.

205. Zhu Y-G., Smolder E. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application // *Journal of Experimental Botany*. – 2000. – V. 51. – № 351. – P.1635 – 1645.