

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 546.32/.36/.47/.73/.79:631.41

ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА
ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА
НЕКОСИМОЙ ЧАСТИ УЧАСТКА “СТРЕЛЕЦКАЯ СТЕПЬ”
ЦЕНТРАЛЬНО-ЧЕРНОЗЕМНОГО ЗАПОВЕДНИКА ИМ. В.В. АЛЕХИНА

© 2024 г. В. С. Анисимов^{a,*} (<http://orcid.org/0000-0001-8493-3104>),
С. В. Фесенко^a, Г. П. Глазунов^b, Л. Н. Анисимова^a, А. И. Санжаров^a,
С. В. Корвин^a, Д. В. Крыленкин^a, Ю. Н. Корнеев^a, Н. В. Новикова^a,
М. В. Мезина^a, Д. А. Желтов^c

^aВсероссийский НИИ радиологии и агроэкологии НИЦ “Курчатовский институт”,
Киевское ш., 1, корп. 1, Обнинск, 249035 Россия

^bЦентрально-Черноземный государственный природный биосферный заповедник имени профессора В.В. Алехина,
пос. Заповедный, Курский район, 305528 Россия

^cИнститут ядерной физики, ул. Ибрагимова 1, Алматы, 050032 Казахстан

*e-mail: vsanisimov@list.ru

Поступила в редакцию 10.11.2023 г.

После доработки 08.01.2024 г.

Принята к публикации 10.01.2024 г.

Определено содержание ряда тяжелых металлов (ТМ) и радионуклидов в типичном черноземе. Рассчитаны значения кларков концентрации, индексов геоаккумуляции ТМ (As, Cd, Co, Cs, Cu, Pb, Sr, Zn), естественных радионуклидов (^{232}Th , ^{238}U) и калия, а также индексов загрязнения почвы отдельными ТМ. Показано, что повышенные значения педогеохимического фона по сравнению с кларковыми значениями в литосфере наблюдаются только в отношении Cd и As. В то же время для исследованных элементов (As, Cd, Cu, Pb, Zn) можно утверждать об отсутствии загрязнения ими почвы. Определено содержание радионуклидов (^{40}K , ^{137}Cs , ^{232}Th , ^{238}U), ТМ и калия в различных видах естественной степной растительности. На основании коэффициентов накопления радионуклидов и ТМ растениями оценена степень их биофильности. Рассчитаны значения коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{40}K из почвы в растения, проведен сравнительный анализ биологической доступности цезия и калия при корневом поглощении. Изучено вертикальное распределение радионуклидов ^{137}Cs и ^{40}K в корнеобитаемом слое почвы 0–20 см. Установлено, что ^{40}K равномерно распределен в корнеобитаемом слое почвы, в то время как особенностью вертикального распределения ^{137}Cs по профилю является смещение максимума содержания радионуклида с глубины 0–5 до 5–10 см. На основании полученных данных рассчитано значение миграционного коэффициента ^{137}Cs , учитывающего конвективную и диффузионную составляющие процесса транслокации радионуклида в типичном черноземе.

Ключевые слова: радионуклиды, тяжелые металлы, удельная активность, плотность, вертикальное распределение, миграция, степные травы, валовое содержание элементов

DOI: 10.31857/S0032180X24060093, **EDN:** YBLLUN

ВВЕДЕНИЕ

Биосферные заповедники, созданные в различных биоклиматических зонах Российской Федерации, предоставляют уникальную возможность для оценки фоновых уровней содержания радионуклидов и тяжелых металлов в почве и растениях, а

также параметров их естественной мобильности и биологической доступности в системе почва–растения.

^{137}Cs . При оценке радиологической и химико-токсикологической обстановки на территориях биосферных заповедников необходимо учитывать,

что наряду с тяжелыми естественными радионуклидами (такими, как ^{238}U и ^{232}Th) и тяжелыми металлами, поступающими в результате процессов техногенеза, в почвах содержится ^{137}Cs глобальных и чернобыльских выпадений. Несмотря на то, что наиболее существенное загрязнение радиоцезием отмечалось в регионе распространения легких дерново-подзолистых почв (Брянская область), загрязнению также подверглись сельскохозяйственные угодья, расположенные на тяжелых почвах в Тульской, Орловской, Курской и других областях [1, 5]. В Курской области вклад чернобыльского компонента значительно превалирует над глобальным фоновым загрязнением, обусловленным, главным образом, испытаниями ядерного оружия в середине XX в. Ввиду значительного промежутка времени (более 35 лет), прошедшего после Чернобыльской аварии, радиоэкологическая обстановка на территории России существенно изменилась, а сельскохозяйственные угодья и залежи подверглись значительному антропогенному воздействию, приведшему к нарушению сложения верхнего корнеобитаемого слоя. Вследствие этого важное значение имеет информация о естественной мобильности ^{137}Cs в почвах и его биологической доступности в антропогенно-нечтвенных ландшафтах, таких как биосферные заповедники и иные особо охраняемые природные территории (ООПТ).

Для искусственных радионуклидов, таких как ^{137}Cs , поступивших на поверхность почвы в результате радиоактивных выпадений одним из наиболее значимых факторов, оказывающих влияние на накопление в растениях, является вертикальное перераспределение в почвенном профиле с течением времени. Кроме того, его учитывают при расчете мощности дозы гамма-излучения и эффективной дозы внешнего облучения человека [4, 19, 27, 33].

^{133}Cs . На поведение радиоцезия в природных и антропогенных экосистемах, безусловно, критическое конкурирующее воздействие оказывает присутствующий в почве нативный стабильный нуклид ^{133}Cs — изотопный носитель радиоцезия. По литературным данным [40], содержание его в почвах различных типов находится в диапазоне 1–30 мг/кг (в среднем 7.5 мг/кг). Конкурируя с техногенными радиоактивными изотопами $^{134,137}\text{Cs}$ в физико-химических процессах трансформации в почвах, транслокации в почвенный раствор и биологического поглощения (включая корневое поглощение растениями), стабильный цезий снижает селективность процесса сорбции радиоцезия почвой, а также корневое поглощение последнего.

^{40}K . Элементом-аналогом цезия в биогеохимических процессах традиционно считается калий. Природный калий представлен двумя стабильными изотопами: ^{39}K (93.2581%) и ^{41}K (6.7302%), а также радиоактивным изотопом ^{40}K (0.0117%). Радиологические характери-

стики ^{40}K : $T_{1/2} = 1.248 \times 10^9$ лет, удельная активность = 2.651×10^2 Бк/мг, $E_\gamma = 1460.82$ кэВ [36]. Поскольку ^{40}K является неотъемлемым компонентом природного калия, то последний является источником гамма-излучения с удельной активностью радионуклида (A_{sp}) = 3.102×10^4 Бк/кг $^{39+40+41}\text{K}$. Соответственно, ^{40}K может служить надежным базовым маркером биогеохимических процессов транслокации элементов в окружающей среде. Поскольку K является биогенным металлом, характеризующимся высокой подвижностью в системе почва–растение, то относительно его радиоактивного изотопа ^{40}K можно классифицировать подвижность в исследуемых биогеоценозах таких радиологически значимых техногенных радионуклидов, как ^{134}Cs и ^{137}Cs . В данном исследовании приведено сравнение биологической доступности ^{137}Cs (представленного, главным образом, чернобыльскими выпадениями), стабильного изотопа ^{133}Cs и природного ^{40}K для различных видов естественной степной растительности.

$^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$. Среди тяжелых естественных радионуклидов особое место занимают уран и торий, присутствующие повсеместно в почвах и грунтах в рассеянном состоянии и являющиеся родоначальниками цепочек распада, включающих радий, радон, которые, в почвах присутствуют главным образом в виде изоморфных примесей в кислых массивно-кристаллических породах — гранитоидах. Уран присутствует в виде смеси трех изотопов: ^{234}U (0.0054%, $T_{1/2} = 2.455 \times 10^5$ лет, $A_{sp} = 2.301 \times 10^5$ Бк/мг), ^{235}U (0.7204%, $T_{1/2} = 7.04 \times 10^8$ лет, $A_{sp} = 79.92$ Бк/мг) и ^{238}U (99.2742%, $T_{1/2} = 4.468 \times 10^9$ лет, $A_{sp} = 12.433$ Бк/мг), а торий — в виде единственного изотопа ^{232}Th (99.98%, $T_{1/2} = 1.40 \times 10^{10}$ лет, $A_{sp} = 4.071$ Бк/мг) [36].

Среднее значение массовой доли суммы изотопов урана в почвах РФ по данным [40] составляет 3.8 ppm [40], в черноземах — 2.4–3.7 [47]; тория — 13.4 мг/кг [40]. Среднее содержание ^{238}U в почвах мира составляет 35 Бк/кг, или 2.8 мг/кг [47], тория — 38 Бк/кг, или 9.2 мг/кг [40]. Изотопы урана и тория, при повышенном содержании их в биогеоценозах представляют собой комплексную угрозу биоте и человеку, поскольку являются не только химическими, но и радиоактивными токсикантами [47]. Согласно требованиям ВОЗ [48], предел суточного поступления урана в организм взрослого человека не должен превышать 6 мкг на 1 кг массы тела. Усредненное значение массы тела человека принимается равным 60 кг. Таким образом, исходя из нормы потребления воды 2 л/сут, ВОЗ установила временный допустимый уровень содержания урана в питьевой воде 15 мкг/дм³. Для тория предел суточного поступления в организм человека в рекомендациях ВОЗ не установлен. Однако характеризующий радиотоксичность уровень вмешательства (УВ), (guidance levels), для ^{238}U , установленный

ВОЗ в питьевой воде, исходя из значения рекомендуемой дозовой нагрузки (a recommended reference dose level – RDL) в виде эффективной поглощенной дозы, равной 0.1 мЗв [34, 38], формирующейся в результате годового потребления питьевой воды, содержащей ^{238}U , существенно мягче параметра, установленного ВОЗ для ^{238}U , содержащегося в питьевой воде и характеризующего хемотоксичность последнего: $\text{УВ} = 10 \text{ Бк/дм}^3$ (800 мкг/дм^3), [38]. Для ^{232}Th соответствующее значения УВ (по радиотоксичности) в питьевой воде равно 1 Бк/дм³ (250 мкг/дм^3).

Тяжелые металлы. К ТМ традиционно относятся элементы – металлы и металлоиды с атомной массой >40 а.е.м., проявляющие токсичные свойства для живых организмов [3, 16]. Некоторые из них, например, As, Cd, Pb, относятся к “абсолютным” токсикантам, негативно влияющим на жизнедеятельность растений даже в малых количествах. Они представляют особую опасность для биоты и человека поскольку отличаются высокой технофильностью. Другие ТМ, такие как Fe, Mn, Cu, Co, Zn, относятся к элементам, являющимся необходимыми для жизнедеятельности растений в малых количествах, но токсичными – в больших. Эти ТМ относят к микроэлементам [3, 16, 42]. Они входят в состав ферментов, участвующих в процессах синтеза аминокислот, связывания солнечной энергии, метаболизма белков и углеводов, стабилизации мембран и т.д. Более половины ТМ-микроэлементов (Co, Cu, Mo, Zn) относятся к обширной группе рассеянных элементов [40], содержание которых в земной коре составляет менее 0.1% (1000 мг/кг). Содержание наиболее опасных технофильных ТМ и металлоидов в почвах, сопредельных средах и в продуктах питания нормируются в соответствии с токсикологическими критериями. При нормировании ТМ, содержащихся в почвах, в рамках санитарно-гигиенического подхода широко применяются критерии нормирования на основе миграционных показателей. Этот подход более совершенен, а разработанные с учетом свойств почв нормативы (ОДК) точнее отражают опасность ТМ для человека по сравнению с чрезмерно жесткими санитарно-гигиеническими нормативами (ПДК). Кроме того, в нормативах ОДК учитывается средний (на территории России) региональный фон для трех основных литогеохимических групп почв: песчаных и супесчаных (кислых (суглинистых и глинистых), $\text{pH}_{\text{KCl}} < 5.5$; близких к нейтральным и нейтральным (суглинистых и глинистых), $\text{pH}_{\text{KCl}} > 5.5$ (ГН 2.1.7.2511-09)).

Важным компонентом регионального эколого-токсикологического мониторинга является определение фоновое содержания радионуклидов и тяжелых металлов в почвах ООПТ регионов, где производятся мониторинговые изыскания [25, 26, 31]. Полученные данные помогают определить

своеобразную базовую линию в формирующемся представлении об особенностях и направленности техногенного загрязнения почв различных участков обследуемых территорий.

Цель работы – изучение педогеохимического фона и получение основных биогеохимических показателей миграции радионуклидов и тяжелых металлов в системе почва–естественная степная растительность на ключевом участке ЦЧЗ им. В.В. Алехина.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследований и отбор проб. Ключевой участок, где проводили исследования ($51^{\circ}34'14.75'' \text{ N}$, $36^{\circ}05'40.50'' \text{ E}$), расположен на водораздельном плато полого-холмистой равнины, в 500 м от п. Заповедный Курской области, на территории ЦЧЗ им. В.В. Алехина в пределах участка “Стрелецкой степи”, находящегося в режиме некосимая степь. На поверхности почвенного покрова, представленного целинным типичным среднегумусным тучным черноземом, сформировавшемся на лёссовидном карбонатном суглинке, образовалась разнотравно-ковыльно-безостовая растительная ассоциация. Мощность гумусового слоя варьирует от 80 до 110 см [6, 12, 13, 17, 30, 32]. Водный режим в некосимой степи в период исследований формировался по непромывному типу. Принадлежность почв к типичным черноземам определяли путем бурения скважин. Наличие карбонатов – с помощью 10%-ного раствора HCl. Для этого капельницей наносили на извлеченный почвенный образец раствор соляной кислоты и определяли глубину, с которой начинается вскипание, а также интенсивность вскипания.

Послойный отбор образцов в пределах ключевого участка выполняли в пятикратной повторности, что является репрезентативным относительно степной части заповедника. Данный участок относится к категории абсолютно заповедных, так как на нем не ведется никакой хозяйственной деятельности, и он не может сравниваться с участками, подверженными антропогенному воздействию, поэтому относительно них не может быть репрезентативным и является эталонным.

Выбор учетной площадки для отбора сопряженных проб почвы и растений (по видам) осуществляли в соответствии с методическими рекомендациями МАГАТЭ [35]. Почва на исследуемом участке была классифицирована как чернозем типичный тяжелосуглинистый (Haplic Chernozem) [6, 12, 13, 17, 39]. Отбор образцов почвы по слоям 0–5, 5–10, 10–15, 15–20 см проводили специально разработанным для послойного отбора проб почвы буром-пробоотборником, разработанным в Курском ФАНЦ (патент № 2657555). Диаметр рабочей части бура с контейнером для отбираемой пробы

составляет 100 мм. Особенностью данного бура, помимо количественного отбора почвенного материала из определенного слоя почвы, является возможность оценки плотности сложения почвы в соответствующем слое. Послойный отбор проб почвы вели методом квадрата в пяти точках (по углам и в центре пробной площадки $10 \times 10 \text{ м}^2$), одновременно с отбором сопряженных проб растений.

Методы исследований. Определение удельной активности радионуклидов в почве и растительности проводили методом γ -спектрометрии с помощью спектрометра Гамма-1П с полупроводниковым детектором из особо чистого германия с относительной эффективностью регистрации 35%. Из высушенных растений (по видам) предварительно удаляли частицы пыли при помощи обработки сжатым воздухом в камере-циклон. В качестве фильтра, удерживающего частицы пыли в циклоне, использовали мешки, изготовленные из фильтрующего полотна Петрянова марки ФПП-15-1.5.

Физические и химические показатели почвы (табл. 1) определяли общепринятыми методами [7, 23]: pH_{KCl} ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) – потенциометрическим, в суспензии почвы в 1 М растворе KCl (дистиллированной воде) при соотношении твердой и жидкой фаз (т : ж) 1 : 2.5, содержание органического углерода – по методу Тюрина, гидролитическую кислотность – по Каппену, сумму поглощенных оснований – по Каппену–Гильковицу, содержание подвижных форм P_2O_5 и K_2O – по методу Чирикова (экстракция 0.5 М CH_3COOH) в модификации ЦИНАО (т : ж = 1 : 25).

Гранулометрический состав почв определяли седиментационным методом на приборе марки SediGraph III 5120 (Particle Size Analysis System). Предварительно образец подвергался диспергированию ультразвуковым диспергатором мощностью 120 Вт в 50 мл диспергирующей жидкости (1%-ном растворе пирофосфата натрия $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) в течение 10 мин.

Минералогический состав илистой фракции (<1 мкм) изучаемой почвы исследовали методом рентгендифрактометрии образцов, насыщенных Mg, на приборе ДРОН-3¹. Количественное определение содержания иллита, каолинита в сумме с хлоритом и лабильных минералов (в процентах от суммы этих трех компонентов) проводили по модифицированной методике Э.А. Корнблюма [29]. Режимы съемки: режим трубки БСВ-29 (Cu) 20 мА 35 кВт, фильтр – Ni; щели: вертикальная 1.00 горизонтальная 8.00 Соллер; детектор – сцинтилляционный. НП-200.0, ВП-2500.0, КУ-4.0, Уп-720. Щели: вертикальная 2.00, горизонтальная

16.00 Соллер. Метод съемки: порошок – w/2t; комбинированный $t = 3.000\text{с}$, $V = 8.0 \text{ гр/мин}$.

Валовый анализ элементного состава образцов почв выполняли масс-спектрометрическим методом с использованием квадрупольного масс-спектрометра с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) ELAN-9000 (PerkinElmer SCIEX) после мокрого разложения образцов смесью концентрированных кислот ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$ и HF) с последующим переводом образовавшихся солей в нитратную форму путем многократной обработки образовавшихся фторидов концентрированной HNO_3 в соответствии с методикой [24].

Для коррекции инструментального дрейфа во все измеряемые пробы и градуировочные растворы вводили внутренние стандарты ^{103}Rh 5 мкг/л (для ИСП-МС). Для приготовления градуировочных растворов использовали стандартные образцы состава металлов производства Perkin Elmer, США: N9300233 (10.0 мкг/мл As, Cd, Co, Cu, Pb, Fe, Mg, Mn, Cr, Ni, V, Zn), Certipur (Merck, Германия): Cesium ICP Standard (1000 мкг/мл) и ICP multi-element standard solution IV (1000 мкг/мл Cd, K, Pb, Sr).

Массовую долю кислоторастворимых форм ТМ и калия в почве, а также элементный состав растений определяли масс-спектрометрическим методом с использованием ИСП-МС спектрометра Supes 7000 (Китай) после микроволнового разложения образцов в СВЧ-минерализаторе RayCal XT-9930 (Китай) и MARS-5 (США) с помощью концентрированной HNO_3 без добавления HF согласно процедуре, изложенной в руководстве EPA-3052 [37]. Методики микроволнового кислотного разложения образцов почвы и растений с помощью СВЧ-минерализатора были идентичны за исключением массы использовавшихся навесок почвы и растений – последние были в 2 раза меньше (0.25 г). Для приготовления градуировочных растворов использовали стандартные образцы состава металлов производства Certipur (Германия): Cesium ICP Standard (1000 мкг/мл), ICP multi-element standard solution IV (1000 мкг/мл Cd, K, Pb, Sr), IX (As, 100 мкг/мл). ООО НПП “Скат” (Cu, Zn – 3 мкг/мл, Co – 1 мкг/мл, U – 0.5 мкг/мл), стандартный раствор ^{232}Th (2000 мкг/мл, 8.14 Бк/мл) готовили из чистой безводной соли $^{232}\text{Th}(\text{NO}_3)_4$ (ВО “ИЗОТОП”).

Методика анализа данных. Для оценки степени возможного загрязнения почвы ТМ (относительно природных фоновых значений) использовали ряд показателей: кларк концентрации (K_K) ТМ, представляющий собой отношение содержания элемента в изучаемой системе к его кларку в литосфере [14, 22], а также индекс геоаккумуляции и литогеохимический (Index of geoaccumulation litogeochemical – $I_{\text{geo-L}}$) и индекс загрязнения (Pollution index – PI).

¹ Минералогический анализ выполнялся на кафедре химии почв МГУ им. М.В. Ломоносова Т.А. Соколовой и Е.И. Толпештой в 2010 г.

Таблица 1. Физико-химические характеристики образцов типичного чернозема, отобранных послойно из корнеобитаемого слоя на пробной площадке, среднее $\pm$ стандартное отклонение, $n = 3$

Показатель	Величина показателя			
Слой почвы, см	0–5	5–10	10–15	15–20
$C_{орг}$, %	5.35 ± 0.11	5.18 ± 0.05	4.73 ± 0.13	4.26 ± 0.08
pH_{H_2O}	6.28 ± 0.06	6.21 ± 0.02	6.28 ± 0.01	6.39 ± 0.07
pH_{KCl}	5.35 ± 0.04	5.36 ± 0.01	5.39 ± 0.00	5.50 ± 0.09
Сумма поглощенных оснований, смоль(+)/кг	41.4 ± 0.8	41.7 ± 0.4	41.6 ± 0.3	41.0 ± 0.8
Hг, смоль(+)/кг	5.67 ± 0.08	5.61 ± 0.01	5.04 ± 0.30	4.72 ± 0.28
P_2O_5 подвижный, мг/кг	91.9 ± 4.4	86.3 ± 1.8	70.0 ± 3.5	66.3 ± 0.0
K_2O подвижный, мг/кг	222 ± 18	110 ± 1	89 ± 0	71 ± 10
Плотность сложения почвы, г/см ³	0.79 ± 0.01	0.86 ± 0.01	0.91 ± 0.01	1.02 ± 0.03
Содержание фракций (мкм), %:				
<1	37.5 ± 1.5	36.4 ± 2.5	38.0 ± 2.1	39.0 ± 0.5
1–5	12.7 ± 1.6	11.3 ± 2.8	11.4 ± 2.1	10.7 ± 0.9
5–10	9.9 ± 0.5	9.8 ± 0.2	9.7 ± 0.2	9.5 ± 0.3
10–50	36.8 ± 4.1	40.1 ± 0.5	38.0 ± 0.5	39.0 ± 0.5
50–250	3.2 ± 2.9	2.5 ± 0.8	2.8 ± 0.3	1.8 ± 0.5
>250	—	—	—	—

I_{geo-L} рассчитывали путем сравнения текущей концентрации элемента в почве и его геохимической фоновой концентрации в земной коре с использованием уравнения:

$$I_{geo-L} = \log_2(C_i / 1.5B_i), \quad (1)$$

где C_i — измеренное содержание элемента i в почве, B_i — геохимическое фоновое значение элемента i в земной коре, а 1.5 — постоянная величина, учитывающая естественную вариабельность концентрации элемента в окружающей среде [41, 46].

Значения PI для каждого из исследуемых элементов определяли как отношение измеренной концентрации элемента i к максимально допустимой его концентрации в почве:

$$PI = C_i / S_i, \quad (2)$$

где C_i — измеренное содержание элемента i в почве, S_i — максимальное допустимое содержание элемента i в почве [41, 46].

Также были проведены изыскания с целью выявления возможных парагенетических ассоциаций ТМ, содержание которых в исследуемой почве превышает глобальный литогеохимический фон. Количественной мерой ассоциации является суммарный показатель загрязнения Z_C , представляющий

собой аддитивную сумму превышений коэффициентов концентрации (рассеяния) над единичным (фоновым) уровнем [10]:

$$Z_C = \sum_1^i \frac{C_i - C_\phi}{C_\phi} + 1 = \sum_1^i K_C - (n - 1), \quad (3)$$

где K_C — коэффициент концентрации (отношение содержания ТМ в оцениваемом объекте к его фоновому содержанию)², n — число химических элементов, входящих в изучаемую ассоциацию, C_i — аномальное содержание; C_ϕ — фоновое содержание.

На основании данных по удельной активности радионуклидов в слоях почвы и в растениях были рассчитаны коэффициенты перехода (**КП**) ^{137}Cs и ^{40}K в вегетативную массу исследованных растений разных видов, представляющие собой отношение удельной активности радионуклида в сухой вегетативной массе (Бк/кг) к поверхностной плотности загрязнения участка радионуклидом (Бк/м²).

Для тяжелых естественных радионуклидов ^{232}Th и ^{238}U , стабильного изотопа ^{133}Cs , тяжелых металлов Cd, Co, Zn, а также стабильного K, концентрация которых в слоях почвы не изменяется, были рассчитаны значения коэффициентов накопления

² Поскольку в качестве фоновое содержание ТМ были взяты величины их кларков в литосфере по А.П. Виноградову, то K_C представляют собой кларки концентрации ТМ — КК.

(КН) соответствующих элементов в растениях в пересчете на потенциально доступную растениям кислоторастворимую форму нахождения (вытяжка концентрированной HNO_3):

$$\text{КН}_{\text{Me}} = C(\text{Me})_{\text{растение}} / C(\text{Me})_{\text{почва}},$$

где C — концентрация элемента (Me), мг/кг.

Для анализа данных по вертикальной миграции ^{137}Cs использовали квази-диффузионную модель миграции радионуклидов в почве с учетом конвективного переноса:

$$\frac{\partial q(x, t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 q(x, t)}{\partial x^2} - v \frac{\partial q(x, t)}{\partial x} - \lambda \cdot q(x, t), \quad (4)$$

где $q(x, t)$ — объемная концентрация ^{137}Cs в почве (Бк/см³) на глубине x (см) в момент времени t (лет), D — эффективный коэффициент миграции (см²/год) и v — скорость конвективного переноса радионуклида в почве (см/год). Учитывая, что плотность выпадений ^{137}Cs на участке биосферного заповедника, на котором проводили исследования, существенно превышала плотность глобальных выпадений начальные и граничные условия для уравнения (4) рассматривали в виде:

$$q(x, t) = 0 \text{ при } x > 0, t = 0, \quad (5)$$

$$q(x, t) \rightarrow 0$$

$$\frac{\partial q(x, t)}{\partial x} \rightarrow 0 \text{ при } x \rightarrow \infty, t > 0. \quad (6)$$

Условие на границе почва атмосфера рассматривали в потоковой форме:

$$D \frac{\partial q(x, t)}{\partial x} - v = f(t) \text{ при } x=0, t \geq 0. \quad (7)$$

Полагая, что выпадения после аварии на Чернобыльской АЭС носили кратковременный характер можно принять, что:

$$f(t) = Q \cdot \delta(t) \quad (8)$$

где Q плотность выпадений кБк/м², δ — дельта функция Дирака:

$$\delta(t) = \begin{cases} \infty, & \text{если } t = 0 \\ 0, & \text{если } t > 0 \end{cases}.$$

Решение уравнения (4) для начальных и граничных условий (5)–(8) имеет следующий вид:

$$q(x, t) = Q \left\{ \frac{1}{\sqrt{\pi D t}} \exp \left[-\frac{(x - vt)^2}{4 D T} \right] - \frac{v}{2 D} \exp \left(\frac{vx}{D} \right) \operatorname{erfc} \left[\frac{x}{2 \sqrt{D t}} + \frac{v}{2} \sqrt{\frac{t}{D}} \right] \right\}. \quad (9)$$

Статистический анализ экспериментальных данных проводили стандартными методами с использованием MS-Excel, на основании теоретических аспектов, изложенных в работах [15, 43].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Физико-химические свойства и минералогический состав типичного чернозема. Результаты анализов химического и гранулометрического составов, а также физико-химических свойств исследуемой почвы по слоям 0–5, 5–10, 10–15 и 15–20 см представлены в табл. 1. На основании полученных данных была составлена общая характеристика физико-химических свойств типичного чернозема.

По содержанию гумуса исследуемую почву можно отнести к чернозему типичному среднегумусному [6, 12, 13, 17], со средним содержанием подвижного фосфора и высоким содержанием обменного калия; по степени кислотности — к слабокислым почвам, с низкой степенью насыщенности основаниями [20]. По гранулометрическому составу типичный чернозем на ключевом участке по классификации Качинского [7] может быть отнесен к разновидности: суглинок тяжелый крупнопылеватый-иловатый. Обращает на себя внимание слабокислая реакция водной и солевой вытяжек из почв и снижение ацидификации почвы с ростом глубины. На процесс ацидификации поверхностных слоев почвы исследуемого участка, по-видимому, существенное влияние оказывает биологическая активность как почвенного микробиоценоза, так и фитоценоза.

Преобладающими минералогическими компонентами илистой фракции чернозема типичного являются диоктаэдрические иллиты (32–43%), каолинит (34–38%) и лабильные минералы (19–31%), представленные смектитом и вермикулитом (рис. 1). В незначительных количествах присутствуют смешанослойные минералы с хлоритовыми пакетами, кварц и полевые шпаты.

Оценка вертикальной миграции ^{137}Cs в почве. На основании имеющихся данных по плотности сложения почв в слоях 0–5, 5–10, 10–15 и 15–20 см была рассчитана объемная концентрация исследуемых радиоактивных изотопов ^{137}Cs и ^{40}K и в каждом слое, а также плотности загрязнения (кБк/м²) ими расчетного слоя почвы 0–20 см (табл. 2). Максимальное содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs наблюдалось в слое 5–10 см, в то время как природный радионуклид ^{40}K был равномерно распределен по пятисантиметровым слоям почвы до глубины 20 см.

Для оценки миграционной способности ^{137}Cs в почве использовали модель вертикальной миграции радионуклидов в почвенном слое, приведенную выше (уравнение (6)). Определение

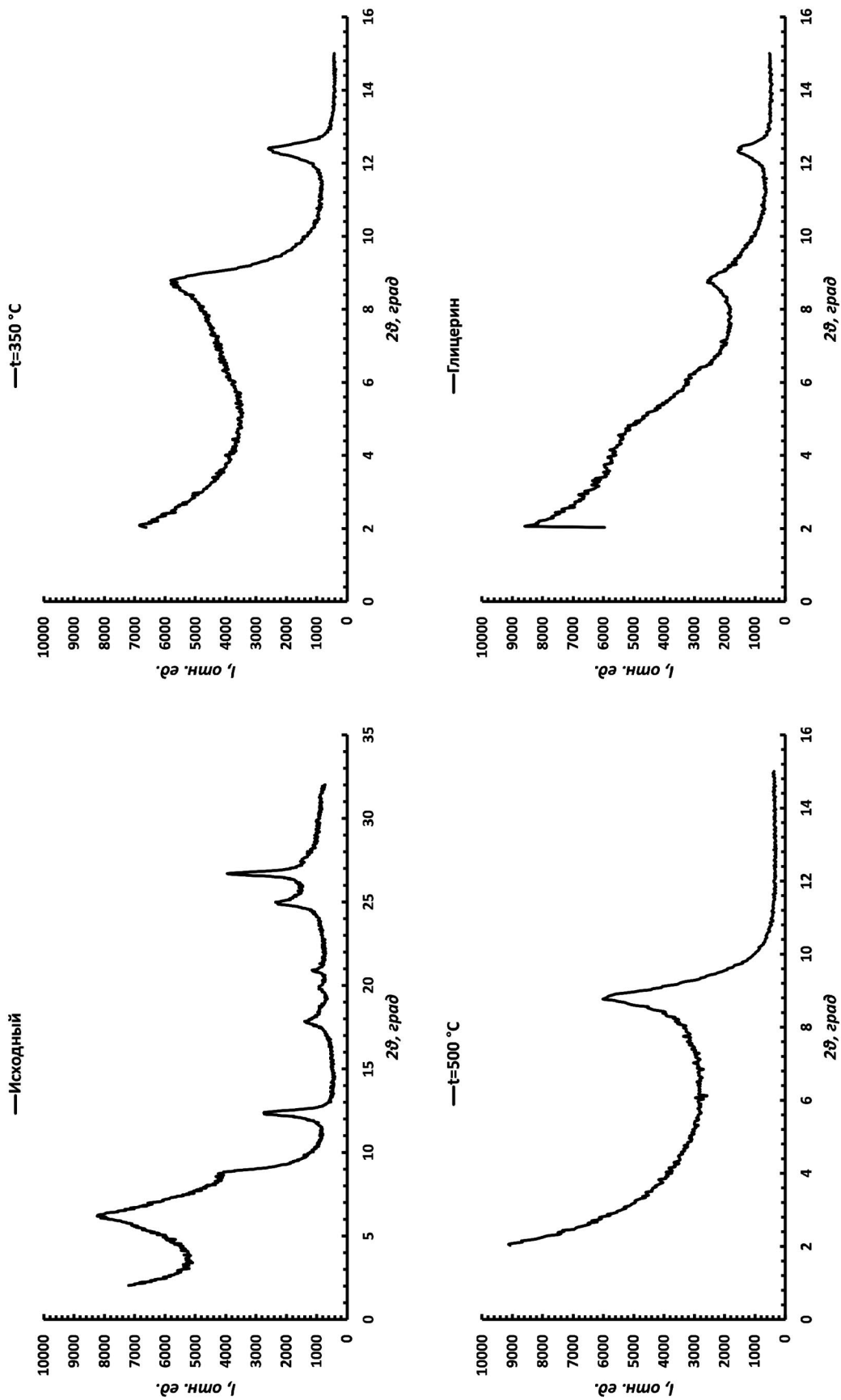


Рис. 1. Рентген-дифрактограммы образцов илистой фракции, извлеченной из типичного чернозема, подготовленных для минералогического анализа по методу Корнблума (образцы: исходный – Mg-насыщенный, обработанный глицерином, прокаленные при 350 и 500°C).

Таблица 2. Послойное распределение радионуклидов ^{137}Cs , ^{40}K в корнеобитаемом слое типичного чернозема в пределах пробной площадки среднее $\pm$ стандартное отклонение, $n = 3$

Почва	Слой (глубина), см	Удельная активность, Бк/кг		Объемная активность, Бк/дм ³		Плотность загрязнения, кБк/м ²	
		^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K
Чернозем типичный	0–5	36.6 ± 7.8	608 ± 14	$28,8 \pm 6.4$	478 ± 8	1.44 ± 0.32	23.9 ± 0.4
	5–10	54.7 ± 2.7	572 ± 12	47.1 ± 2.8	492 ± 8	2.37 ± 0.14	24.6 ± 0.4
	10–15	24.8 ± 1.1	583 ± 30	22.5 ± 1.1	528 ± 27	1.13 ± 0.05	26.4 ± 1.4
	15–20	9.7 ± 1.5	582 ± 40	9.9 ± 1.6	594 ± 36	0.50 ± 0.08	29.7 ± 1.8

параметров модели (коэффициентов квазидиффузии ($D = 0.41 \text{ см}^2/\text{год}$) и скорости конвективного переноса ($v = 0.17 \text{ см/год}$) проводили с использованием метода покоординатного спуска [8].

Пример валидации модели представлен на рис. 2. Видно, что модель (8) с параметрами, представленными выше, адекватно описывает вертикальное распределение ^{137}Cs в почве и может быть использована для долгосрочного прогноза содержания этого радионуклида в верхнем слое почвы.

Отметим, что параметры вертикальной миграции радионуклидов ($D = 0.41 \text{ см}^2/\text{год}$ и $v = 0.17 \text{ см/год}$), достаточно близки к аналогичным параметрам, полученным при изучении вертикальной миграции ^{137}Cs в почве глобальных (до чернобыльских) выпадений. По данным [28] значения эффективного коэффициента диффузии и скорости направленного переноса для почв средней полосы России находятся в диапазоне от $0.3\text{--}2.2 \text{ см}^2/\text{год}$ и $0.1\text{--}1.0 \text{ см/год}$ при тенденции к более высоким значениям для легких почв. Для тяжелосуглинистых почв заповедника Аскания-Нова значение эффективного коэффициента диффузии было оценено как $0.41 \text{ см}^2/\text{год}$, что практически совпадает с оценкой этого параметра, сделанной в работе [18]. При этом следует отметить определенную устойчивость во времени оценок параметров миграции ^{137}Cs в почве, что позволяет использовать полученные данные для долгосрочного прогноза. Результаты исследований показывают, что по прошествии времени мобильность чернобыльского ^{137}Cs в почвах достаточно близка к мобильности глобального радиоцезия.

Из данных рис. 3 видно, что содержание ^{137}Cs в корневой зоне растений быстро убывает, что связано как радиоактивным распадом, так и с перераспределением радионуклида в вертикальном профиле почвы.

Содержание радионуклидов и тяжелых металлов в почве, оценка их биологической доступности. Биофильность ТМ (включая радионуклиды) определяется параметрами их накопления в биомассе растений. К этим параметрам можно отнести

массовую долю ТМ в фитомассе, коэффициенты биологического поглощения Полюнова–Перельмана [22], коэффициенты накопления (КН), коэффициенты перехода (КП) и наблюдаемые отношения, или коэффициенты дискриминации элементов [2].

Сравнительную оценку миграционной способности радионуклидов ^{137}Cs и ^{40}K (калий является неизотопным носителем цезия) в системе почва–растение проводили с использованием доминирующих на исследуемом ключевом участке фитоценоза типичных видов степной растительности: ковыля перистого (*Stipa pennata* L.), вейника наземного (*Calamagrostis epigejos* L.), подмаренника мягкого (*Galium mollugo* L.) и полыни обыкновенной (*Artemisia vulgaris* L.). В выборку также были включены два вида рудеральных растений, найденных в пределах пробной площадки и широко распространенных на территории РФ: бодяк полевой (*Cirsium arvense* L. Scop.) и крапива двудомная (*Urtica dioica* L.). Для этого была определена удельная активность ^{40}K , ^{137}Cs в вегетативной массе растений, а также массовая (удельная) и объемная активности соответствующих радиоизотопов по пятисантиметровым слоям почвы до глубины 20 см (т.е. на глубину расчетного корнеобитаемого слоя, принятую в радиологических исследованиях [35, 43, ГОСТ 17.4.4.02-2017]). Кроме того, подавляющая часть поступившего на поверхность почвы ^{137}Cs находится в этом слое.

Также были рассчитаны КП ^{137}Cs и ^{40}K в вегетативную массу исследованных растений разных видов (табл. 3). Установлено, что КП ^{137}Cs варьировали в диапазоне $(0.87\text{--}6.65) \times 10^{-4} \text{ м}^2/\text{кг}$; КП ^{40}K : $(20.9\text{--}62.5) \times 10^{-4} \text{ м}^2/\text{кг}$. Таким образом, миграционная способность в системе почва–растение радиоизотопа ^{40}K на порядок превышает миграционную способность ^{137}Cs . Учитывая, что значительная часть ^{40}K , содержащегося в исследуемом типичном черноземе, в отличие от техногенного радиоизотопа ^{137}Cs , входит в состав матрицы первичных почвенных минералов, она является недоступной растениям. Поскольку эта

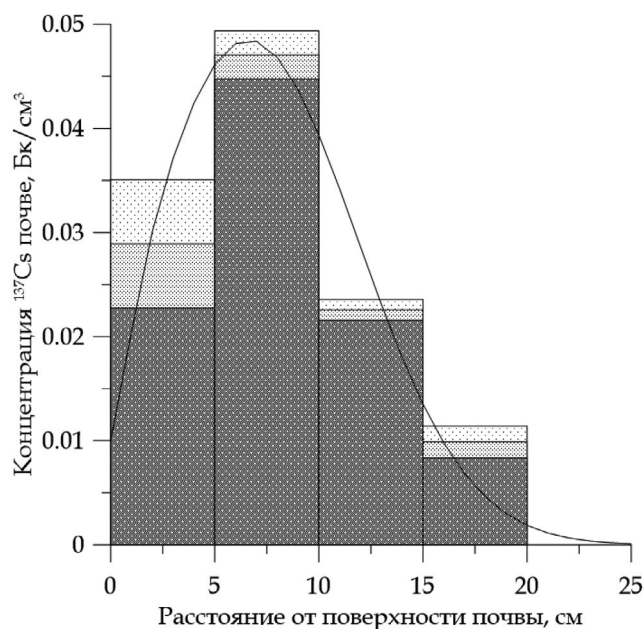


Рис. 2. Проверка модели вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах участка “Стрелецкая степь” Центрально-Черноземного заповедника им. В.В. Алехина.

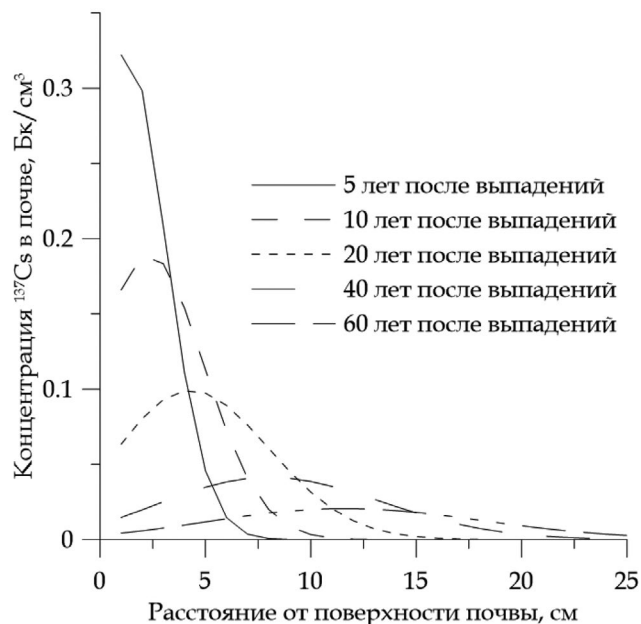


Рис. 3. Прогноз вертикального распределения ^{137}Cs в почвах полигона “Стрелецкая степь” Центрально-Черноземного заповедника им. В.В. Алехина.

Таблица 3. Удельная активность и коэффициенты перехода радионуклидов ^{137}Cs , ^{40}K в различные виды естественно-луговой растительности, отобранные в пределах пробной площадки, среднее $\pm$ стандартное отклонение, $n = 3$

Растение (вид)	Удельная активность, Бк/кг сухой массы		КП ($n \times 10^{-4}$), м ² /кг	
	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K
Ковыль перистый (<i>Stipa pennata</i> L.)	1.33 ± 0.52	572 ± 11	2.46 ± 0.98	54.7 ± 1.1
Вейник наземный (<i>Calamagrostis epigejos</i> L.)	0.47 ± 0.21	219 ± 37	0.87 ± 0.39	20.9 ± 3.5
Подмаренник мягкий (<i>Galium mollugo</i> L.)	1.38 ± 1.10	474 ± 25	2.55 ± 2.04	45.3 ± 2.4
Бодяк полевой (<i>Cirsium arvense</i> L. Scop.)	3.60 ± 1.56	430 ± 21	6.65 ± 2.93	41.1 ± 2.0
Полынь обыкновенная (<i>Artemisia vulgaris</i> L.)	2.20 ± 1.62	654 ± 84	4.06 ± 3.01	62.5 ± 8.0
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i> L.)	1.52 ± 1.50	520 ± 42	2.81 ± 2.78	49.7 ± 4.0

иммобилизованная часть ^{40}K почвы включается в формулу расчета параметра КП ^{40}K , то реальное значение величины миграционного показателя КП ^{40}K существенно занижено по сравнению с величиной КП ^{137}Cs .

В ходе исследований была установлена ассоциация химических элементов, содержание которых в верхнем 0–20 см слое почвы превышало кларки их содержания в литосфере. Накопление ТМ в верхнем 0–20 см слое исследуемой почвы – типичного чернозема, относительно их кларков в литосфере зафиксировано для As, Cd и Pb ($Z_C = 5.53$, $n = 3$).

В то же время для Cu и Sr наблюдалось рассеивание, а для остальных ТМ (Co, Cs, Th, U, Zn) значительных отклонений от литогеохимического фона не выявлено (табл. 4, 5).

Уровни загрязнения почв отдельными ТМ на основании значений $I_{\text{geo-L}}$ подразделяются на семь классов: < 0 (незагрязненные), 0–1 (от незагрязненных до умеренно загрязненных), 1–2 (умеренно загрязненные), 2–3 (от умеренно до сильнозагрязненных), 3–4 (сильнозагрязненных), 4–5 (от сильно до чрезвычайно загрязненных), ≥ 5 (чрезвычайно загрязненных) [41, 46].

Таблица 4. Содержание стабильных элементов Cs, Sr, K, а также ТЕРН ²³²Th и ²³⁵U в корнеобитаемом слое типичного чернозема (0–20 см), в растениях, геохимические показатели и коэффициенты накопления в растениях в пределах пробной площадки, среднее ± стандартное отклонение, *n* = 3

Параметр	¹³³ Cs	Sr	K	²³² Th	²³⁸ U
Кларки элементов в почве, мг/кг: по А.П. Виноградову (1962) ^а по А. Kabata-Pendias (2011) ^б	3.7 3.0	340 375	2.5 × 10 ⁴ —	14 7.2	2.5 2.0
Массовая доля элементов в почве, мг/кг: валовое содержание кислоторастворимые формы, извлекаемые HNO ₃ конц	3.7 ± 0.8 1.54 ± 0.06	146 ± 8 145 ± 10	18900 ± 700 ^в 10100 ± 300	10.2 ± 0.7 ^г 5.42 ± 1.25	2.0 ± 0.1 0.69 ± 0.04
Кларки концентрации (<i>K_K</i>): по А.П. Виноградову (1962) по А. Kabata-Pendias (2011) <i>I</i> _{geo-L} <i>PI</i>	1.00 1.23 –0.58 —	0.43 0.39 –1.80 —	0.76 — –0.99 —	0.73 1.42 –1.04 —	0.80 1.00 –0.91 —
Массовая доля элементов в растениях, мг/кг: Ковыль перистый (<i>Stipa pennata</i> L.) Вейник наземный (<i>Calamagrostis epigejos</i> L.) Подмаренник мягкий (<i>Galium mollugo</i> L.) Бодяк полевой (<i>Cirsium arvense</i> L. Scop.) Полынь обыкновенная (<i>Artemisia vulgaris</i> L.) Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i> L.)	0.005 ± 0.001 0.073 ± 0.002 0.031 ± 0.002 0.097 ± 0.001 0.018 ± 0.001 0.013 ± 0.001	68.1 ± 11.7 109.1 ± 2.4 38.9 ± 3.8 51.2 ± 4.7 36.2 ± 3.1 96.3 ± 7.6	18450 ± 350 ^в 7100 ± 1200 ^в 15300 ± 800 ^в 13850 ± 700 ^в 21100 ± 2700 ^в 16750 ± 1350 ^в	5.5 ± 1.3 5.1 ± 1.6 7.6 ± 0.4 30.2 ± 1.8 7.5 ± 0.5 5.2 ± 0.4	6.7 ± 1.3 8.9 ± 5.2 7.1 ± 5.0 7.4 ± 5.9 5.2 ± 3.2 6.5 ± 2.7
Коэффициенты накопления элементов в растениях ^д : Ковыль перистый (<i>Stipa pennata</i> L.) Вейник наземный (<i>Calamagrostis epigejos</i> L.) Подмаренник мягкий (<i>Galium mollugo</i> L.) Бодяк полевой (<i>Cirsium arvense</i> L. Scop.) Полынь обыкновенная (<i>Artemisia vulgaris</i> L.) Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i> L.)	(3,5 ± 0.4) × 10 ^{–3} (47,6 ± 2.4) × 10 ^{–3} (20,1 ± 1.3) × 10 ^{–3} (63,0 ± 2.5) × 10 ^{–3} (11,8 ± 0.5) × 10 ^{–3} (8,4 ± 0.8) × 10 ^{–3}	0.47 ± 0.09 0.75 ± 0.05 0.27 ± 0.03 0.35 ± 0.04 0.25 ± 0.03 0.66 ± 0.07	1.83 ± 0.06 0.70 ± 0.12 1.52 ± 0.09 1.37 ± 0.08 2.09 ± 0.27 1.66 ± 0.14	(1,0 ± 0.3) × 10 ^{–3} (0,9 ± 0.4) × 10 ^{–3} (1,4 ± 0.3) × 10 ^{–3} (5,6 ± 1.3) × 10 ^{–3} (1,4 ± 0.3) × 10 ^{–3} (1,0 ± 0.2) × 10 ^{–3}	(9,7 ± 2,0) × 10 ^{–3} (12,9 ± 7,6) × 10 ^{–3} (10,3 ± 7,3) × 10 ^{–3} (10,7 ± 8,6) × 10 ^{–3} (7,5 ± 4,7) × 10 ^{–3} (9,4 ± 3,9) × 10 ^{–3}

^а По [14].
^б Обобщенные данные, приведенные в работе [40].
^в Расчетная (на основании данных об удельной активности в почве ⁴⁰K).
^г Расчетная (на основании данных об удельной активности в почве ²³²Th).
^д В пересчете на кислоторастворимую форму нахождения элемента в почве (извлекаемую концентрированной HNO₃).

Таблица 5. Содержание ТМ в корнеобитаемом слое типичного чернозема (0–20 см), в растениях, геохимические показатели и коэффициенты накопления в растениях в пределах пробной площадки среднее ± стандартное отклонение, $n = 3$

Параметр	As	Cd	Co	Cu	Pb	Zn
Кларки элементов в почве, мг/кг:						
по А.П. Виноградову (1962) ^а	1.7	0.13	18	47	16	51
по А. Kabata-Pendias (2011) ^б	1,8	0.1	10	55	15	70
Массовая доля элементов в почве, мг/кг:						
валовое содержание	6.65 ± 0.63	0.30 ± 0.02	10.2 ± 0.7	22.5 ± 0.3	24.5 ± 1.6	61.1 ± 1.8
кислоторастворимые формы, HNO ₃ (конц.)	6.65 ± 0.63	0.28 ± 0.01	8.2 ± 0.2	19.1 ± 1.5	18.8 ± 3.4	48.1 ± 2.2
Кларки концентрации (K_K):						
по А.П. Виноградову (1962)	3.91	2.31	0.57	0.48	1.53	1.20
по А. Kabata-Pendias (2011)	3.69	3.0	1.02	0.41	1.63	0.87
I_{geo-L}	1.38	0.62	-1.40	-1.65	0.03	-0.32
ПДК (ОДК) элементов в почве ^в , мг/кг:	10	2.0	—	132	130	220
PI	0.67	0.15	—	0.15	0.19	0.28
Массовая доля элементов в растениях, мг/кг:						
Ковыль перистый (<i>Stipa pennata</i> L.)	0.018 ± 0.006	0.059 ± 0.015	0.084 ± 0.007	5.00 ± 0.08	0.64 ± 0.13	25.2 ± 0.6
Вейник наземный (<i>Calamagrostis epigejos</i> L.)	0.023 ± 0.007	0.104 ± 0.015	0.063 ± 0.007	4.66 ± 0.09	1.35 ± 0.12	54.8 ± 3.2
Подмаренник мягкий (<i>Galium mollugo</i> L.)	0.020 ± 0.008	0.097 ± 0.007	0.083 ± 0.010	5.67 ± 0.11	0.81 ± 0.08	28.3 ± 1.7
Бодяк полевой (<i>Cirsium arvense</i> L. Scop.)	0.035 ± 0.008	0.139 ± 0.013	0.212 ± 0.014	9.91 ± 0.36	1.52 ± 0.14	53.7 ± 1.4
Польнь обыкновенная (<i>Artemisia vulgaris</i> L.)	0.020 ± 0.007	0.399 ± 0.044	0.067 ± 0.003	10.61 ± 0.17	5.95 ± 0.26	40.7 ± 2.5
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i> L.)	0.026 ± 0.012	0.044 ± 0.009	0.072 ± 0.008	3.37 ± 0.10	0.55 ± 0.06	22.3 ± 1.0
Коэффициенты накопления в растениях ^г :						
Ковыль перистый (<i>Stipa pennata</i> L.)	(2.6 ± 0.9) × 10 ⁻³	0.21 ± 0.05	(10,2 ± 0.9) × 10 ⁻³	0.26 ± 0.02	0.034 ± 0.009	0.52 ± 0.03
Вейник наземный (<i>Calamagrostis epigejos</i> L.)	(3.5 ± 1.1) × 10 ⁻³	0.37 ± 0.06	(7.7 ± 0.8) × 10 ⁻³	0.24 ± 0.02	0.072 ± 0.014	1.14 ± 0.09
Подмаренник мягкий (<i>Galium mollugo</i> L.)	(3.0 ± 1.2) × 10 ⁻³	0.35 ± 0.03	(10.1 ± 1.3) × 10 ⁻³	0.30 ± 0.02	0.043 ± 0.009	0.59 ± 0.05
Бодяк полевой (<i>Cirsium arvense</i> L. Scop.)	(5.3 ± 1.3) × 10 ⁻³	0.50 ± 0.05	(25.9 ± 1.9) × 10 ⁻³	0.52 ± 0.05	0.081 ± 0.016	1.12 ± 0.06
Польнь обыкновенная (<i>Artemisia vulgaris</i> L.)	(3.0 ± 1.1) × 10 ⁻³	1.43 ± 0.16	(8.1 ± 0.4) × 10 ⁻³	0.56 ± 0.04	0.317 ± 0.059	0.85 ± 0.06
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i> L.)	(3.8 ± 1.9) × 10 ⁻³	0.16 ± 0.03	(8.8 ± 1.0) × 10 ⁻³	0.18 ± 0.02	0.029 ± 0.006	0.46 ± 0.03

^а По [14].
^б Обобщенные данные, приведенные в работе [40].
^в СанПиН 1.2.3685-21.
^г В пересчете на кислоторастворимую форму нахождения элементов в почве (извлекаемую концентрированной HNO₃ при нагревании).

Полученные значения показателя $I_{\text{geo-L}}$ свидетельствуют об отсутствии загрязнения чернозема исследуемого участка такими элементами как Co, Cu, Cs, Sr, Pb, Th, U, Zn ($I_{\text{geo-L}} < 0$). Лишь в отношении Cd можно говорить о незначительном загрязнении ($0 < I_{\text{geo-L}} < 1$), а в отношении As — об умеренном загрязнении ($1 < (I_{\text{geo-L}} = 1.38) < 2$). Показатель $I_{\text{geo-L}}$ может применяться не только для выявления особенностей техногенного загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами и металлоидами, но и для выявления природных геохимических аномалий, связанных с повышенным содержанием отдельных химических элементов в почвах и почвообразующих породах. Для этого необходимо проведение соответствующих исследований на естественных незагрязненных участках почвенного покрова, желательного, расположенных на территориях ООПТ. Поскольку настоящие исследования проводились на участке некосимой степи ЦЧЗ им. В.В. Алехина, очевидно, имеем дело с повышенным педогеохимическим фоном в отношении Cd и As.

Загрязненные отдельными ТМ почвы по показателю PI подразделяются на 4 группы < 1 (незагрязненные), 1–2 (от незагрязненных до умеренно загрязненных), 2–3 (от умеренно до сильнозагрязненных), ≥ 3 (сильнозагрязненные). Для исследованных ТМ, для которых разработаны отечественные критерии нормирования в почвах (As, Cd, Cu, Pb, Zn) можно утверждать об отсутствии загрязнения ими почвы исследуемого участка ($PI < 1$).

Значения региональных фоновых концентраций ТМ можно использовать при разработке региональных ОДК, учитывающих конкретные значения лито- или педогеохимического фона. Полученные нормативы могут быть величинами, кратными по отношению к региональному геохимическому фону, как предложено в работах [11, 16]. Согласно полученным данным, валовое содержание ТМ в исследуемой почве соответствует фоновому для данного типа почв [9, 25, 26].

Для типичных видов луговой растительности: ковыля перистого (*Stipa pennata* L.), вейника наземного (*Calamagrostis epigejos* L.), подмаренника мягкого (*Galium mollugo* L.), бодяка полевого (*Cirsium arvense* L. Scop.), полыни обыкновенной (*Artemisia vulgaris* L.) и крапивы двудомной (*Urtica dioica* L.) — было изучено поведение тяжелых металлов (Cd, Cu, Co, Cs, Pb, Sr, Zn) и металлоида As, природных радионуклидов ^{232}Th и ^{238}U и элемента питания — калия в системе почва–растение и рассчитаны значения соответствующих коэффициентов накопления.

Радиотоксичность изотопов урана и тория усугубляется дополнительным присутствием в окружающей среде продуктов их радиоактивного распада, находящихся в состоянии векового (secular)

равновесия с родительскими радионуклидами ^{235}U и ^{238}U , ^{232}Th : ^{231}Pa , ^{230}Th , ^{227}Th , ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{223}Ra , ^{222}Rn , ^{220}Rn , ^{219}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po и др. Эти дочерние радионуклиды урановых и ториевого семейств вносят существенный вклад в дозовые нагрузки биоты и человека от ионизирующих излучений. По данным [47], средняя годовая эффективная доза облучения человека радионуклидами урановых и ториевого семейств в результате ингаляционного поступления их в организм составляет 1.26 мЗв, в результате перорального поступления — 0.12 мЗв. При этом в соответствии с нормативными документами средняя годовая эффективная доза облучения человека от всех антропогенных источников ионизирующего излучения (включая техногенные радионуклиды, такие как ^{90}Sr и ^{137}Cs) не должна превышать 1.0 мЗв [21].

Корневое поступление изотопов урана в растения зависит от физико-химических свойств почв (гранулометрический, минералогический состав, содержание органического вещества), а также физиологических особенностей растений. Так, коэффициент накопления растениями урана на легких по гранулометрическому составу почвах выше, чем на тяжелых. В то же время содержание урана в тяжелых (глинистых и суглинистых) почвах больше, чем в легких (песчаных и супесчаных). Органическое вещество способствует иммобилизации соединений урана в почвах [47]. По данным белорусских исследователей [45], содержание ^{238}U в надземной фитомассе естественных трав на фоновых территориях составляет 0.24–3.9 Бк/кг (0.02–0.32 мг/кг) сухой массы. Накопление ^{238}U степными травянистыми растениями на исследуемом участке ЦЧЗ им. В.В. Алехина оказалось в 5–30 раз ниже, чем его накопление луговыми травами, произрастающими на дерново-подзолистых почвах различной степени оглеения (Eutric Podzoluvisols — Gleyic Podzoluvisols) и аллювиальных почвах (Fluvisols) Белоруссии. Таким образом, благодаря высокой буферной способности чернозема в отношении ТМ, существенно снижается подвижность урана в системе почва–растение.

Для наземных и водных растений был установлен диапазон фоновых значений доз их облучения радионуклидами урановых и ториевого семейств 0.02–0.7 мГр/ч [47].

Максимальные значения коэффициентов накопления в вегетативной массе исследованных растений наблюдались для K и Zn, которые считаются, соответственно, необходимым элементом питания и микроэлементом, минимальные — для ^{232}Th , ^{235}U , As и Co, являющегося фитотоксичным для растений даже в незначительных концентрациях и образующим в почве труднорастворимые соединения (оксиды, фосфаты). Значения КН ^{232}Th варьировали для исследуемых видов луговых травянистых растений в

диапазоне $(1-5.6) \times 10^{-3}$; КН ^{238}U — в пределах $(7.5-12.9) \times 10^{-3}$, As (КН = $(2.6-5.3) \times 10^{-3}$), Co (КН = $(7.7-25.9) \times 10^{-3}$), ^{137}Cs $(3.5-63.0) \times 10^{-3}$, Pb (КН = $(29-317) \times 10^{-3}$). Для остальных ТМ значения КН оказались существенно выше: Cu $(1.8-5.6) \times 10^{-1}$, Sr $(2.5-7.5) \times 10^{-1}$, Cd $(1.6-14.3) \times 10^{-1}$, Zn $(4.6-11.4) \times 10^{-1}$ и K $(7.0-20.9) \times 10^{-1}$. Неожиданно высокие значения коэффициентов накопления Cd для всех исследованных видов растений (КН = 0.16–1.43) свидетельствуют о чрезвычайно высокой миграционной способности этого токсиканта в системе почва–растение и, соответственно, высокой вероятности накопления его в продукции растениеводства и животноводства в опасных концентрациях при загрязнении им исследуемой почвы. Связано это с тем, что благодаря близости химических свойств механизмы корневого поглощения кадмия аналогичны механизмам поглощения цинка — важного для жизнедеятельности растений микроэлемента [3, 40].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведено комплексное эколого-токсикологическое обследование ключевого участка, расположенного на территории Центрально-Черноземного заповедника им. В.В. Алехина на участке “Стрелецкая степь”, целью которого было изучение педогеохимического фона и получение основных биогеохимических показателей миграции радионуклидов и тяжелых металлов в системе почва–естественная степная растительность.

1. В ходе обработки данных по вертикальному распределению ^{137}Cs в исследуемом типичном черноземе были получены параметры конвективно-диффузионной модели вертикальной миграции радионуклида ^{137}Cs ($D = 0.41 \text{ см}^2/\text{год}$ и $v = 0.17 \text{ см}/\text{год}$). Сопоставление их с аналогичными параметрами, полученным при изучении вертикальной миграции ^{137}Cs глобальных выпадений в почвах ($D = 0.3-2.2 \text{ см}^2/\text{год}$ и $v = 0.1-1.0 \text{ см}/\text{год}$), показало, что по прошествии более 35 лет подвижность чернобыльского ^{137}Cs в почвах достаточно близка к мобильности радиоцезия глобальных (до чернобыльских) выпадений.

2. Миграционная способность в системе почва–степные растения радионуклида ^{40}K (КП = $(20.9-62.5) \times 10^{-4} \text{ м}^2/\text{кг}$) на порядок превышает миграционную способность ^{137}Cs (КП = $(0.87-6.65) \times 10^{-4} \text{ м}^2/\text{кг}$).

3. Индекс геоаккумуляции литогеохимический исследуемой почвы ($I_{\text{geo-L}}$) позволяет оценить уровень локального педогеохимического фона по сравнению с глобальным литогеохимическим фоном. Установлено, что для Co, Cu, Cs, Sr, Pb, Th, U, Zn ($I_{\text{geo-L}} < 0$). Это свидетельствует об отсутствии загрязнения чернозема исследуемого участка этими элементами. В отношении Cd можно говорить о

незначительном загрязнении ($0 < I_{\text{geo-L}} < 1$), а в отношении As — об умеренном загрязнении ($1 < I_{\text{geo-L}} < 2$). Поскольку исследовали территорию, где не велась хозяйственная деятельность с 1930 г., очевидно, мы имеем дело с повышенным педогеохимическим фоном в отношении Cd и As.

4. Индивидуальные значения индекса загрязнения (PI) исследуемой почвы тяжелыми металлами Cd, Cu, Pb, Zn и металлоидом As, представляющими особую опасность для человека и биоты, оказались < 1 . Это является свидетельством отсутствия загрязнения почвы этими поллютантами.

5. Биологическая доступность элемента в системе почва–растение зависит от его подвижности в почве и определяется величиной коэффициента накопления в вегетативной массе растений. По степени увеличения биологической доступности в системе почва–степные растения исследованные ТМ (включая радионуклиды) располагаются в следующий ряд: $^{232}\text{Th} < \text{As} < ^{235}\text{U} < \text{Cs} \approx \text{Co} < \text{Pb} < \text{Cu} < \text{Sr} < \text{Cd} \approx \text{Zn} < \text{K}$.

6. Высокие значения коэффициентов накопления Cd для всех исследованных видов растений (КН = 0.2–1.4) свидетельствуют о чрезвычайно высокой миграционной способности этого токсиканта в системе почва–растение. Следовательно, ввиду высокой биологической доступности Cd, вероятность накопления его в продукции растениеводства и животноводства в опасных концентрациях велика даже при незначительном загрязнении Cd исследуемой почвы.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Тема госзадания № 5ф.6.4, проект МАГАТЭ CRP K41022.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексахин Р.М. Итоги преодоления последствий Чернобыльской катастрофы в агрофере // Агрохимический вестник. 2006. № 2. С. 2–5.
2. Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др. Сельскохозяйственная радиоэкология. М.: Экология, 1992. 400 с.
3. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в агроландшафте. СПб.: Изд-во ПИЯФ РАН, 2008. 216 с.
4. Анисимов В.С., Кузнецов В.К., Санжаров А.И. Вертикальная миграция ^{137}Cs Чернобыльских выпадений в различных ландшафтах // Радиационная биология. Радиоэкология. 2021. Т. 61. № 3. С. 286–300. <https://doi.org/10.31857/S0869803121030036>

5. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия–Беларусь) / Под ред. Израэля Ю.А., Богдевича И.М. М.–Минск: Фонд “Инфосфера” НИА-Природа? 2009. 140 с.
6. *Афанасьева Е.А.* Черноземы Средне-Русской возвышенности. М.: Наука, 1966. 224 с.
7. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
8. *Васильев Ф.П.* Численные методы решения экстремальных задач. М.: Наука, 1980. 520 с.
9. *Васильева И.Е., Шабанова Е.В., Ступакова Г.А., Канева Е.В., Шакирова А.А., Игнатъева Е.Э.* Стандартные образцы почв для исследований в агрохимии и геохимии: назначение, сходство и отличие // Плодородие. 2023. № 2. С. 47–55. <https://doi.org/10.25680/S19948603.2023.131.11>
10. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
11. *Головатый С.Е.* Тяжелые металлы в агроэкосистемах. Минск: Ин-т почвоведения и агрохимии, 2002. 239 с.
12. *Дайнеко Е.К., Оликова Е.С.* Почвы // Центрально-Черноземный государственный заповедник. Курск, 1995. Вып. 14. С. 11–20.
13. *Дайнеко Е.К.* Структура почвенного покрова Центрально-Черноземного заповедника имени В. В. Алехина и его окрестностей // Химия, генезис и картография почв. М., 1968. С. 165–174.
14. *Добровольский В.В.* Геохимическое земледование. М.: Владос, 2008. 206 с.
15. *Доспехов Б.А.* Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). М.: Агропромиздат, 1985. 351 с.
16. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва – растение. Новосибирск: Изд-во СО РАН. 2012. 220 с.
17. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с.
18. *Константинов И.Е., Федоров Г.А., Скотникова О.Г.* Накопление цезия-137 в почвах Советского Союза в 1960–1966 гг. // Радиобиология. 1971. № 13. С. 13–16.
19. *Кузнецов В.К., Калашиников К.Г., Грунская В.П., Санжарова Н.И.* Горизонтальная и вертикальная миграция ¹³⁷Cs в склоновых ландшафтах // Радиобиология. Радиоэкология. 2009. № 3. С. 282–290.
20. Методические указания по проведению комплексного мониторинга плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения. М.: Росинформагротех, 2003. 240 с.
21. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 100 с.
22. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. М.: Астрей-2000, 1999. 762 с.
23. Практикум по агрохимии / Под ред. Минеева В.Г. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 689 с.
24. *Обухов А.И., Плеханова И.О.* Атомно-абсорбционный анализ в почвенно-биологических исследованиях. М.: Изд-во МГУ, 1991. 184 с.
25. *Протасова Н.А., Горбунова Н.С., Беляев А.Б.* Биогеохимия микроэлементов в обыкновенных черноземах Воронежской области // Вестник ВГУ. Сер. Химия. Биология. Фармация. 2015. № 4. С. 100–106.
26. *Протасова Н.А., Щербаков А.П.* Особенности формирования микроэлементного состава зональных почв центрального Черноземья // Почвоведение. 2004. № 1. С. 50–59.
27. *Санжарова Н.И., Котик В.А., Архипов А.Н., Соколик Г.А., Иванов Ю.А., Фесенко С.В., Левчук С.Е.* Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов в почвах на лугах различных типов // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. № 4. С. 488–497.
28. *Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г.* Обнаружение промышленных загрязнений почвы и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. Л.: Гидрометеиздат. 1983. 136 с.
29. *Соколова Т.А., Дронова Т.Я., Толпешта И.И.* Глинистые минералы в почвах. Тула: Гриф и К. 2005. 336 с.
30. Стрелецкий участок Центрально-Черноземного заповедника: Полевой путеводитель / Под ред. Власова А.А. и др. Курск, 2014. 105 с.
31. *Ступакова Г.А., Панкратова К.Г., Игнатъева Е.Э., Щелоков В.И., Щиплецова Т.И., Митрофанов Д.К.* Проблемы разработки стандартных образцов почвы, загрязненных тяжелыми металлами // Плодородие. 2017. № 6. С. 41–43.
32. Центрально-Черноземный государственный природный биосферный заповедник имени профессора В.В. Алехина / Под ред. Власова А.А. др. Курск: Мечта, 2016. 320 с.
33. *Bunzl K., Schimmack W., Krouglov S.V., Alexakhin R.M.* Changes with time in the migration of radiocesium in the soil, as observed near Chernobyl and in Germany, 1986–1994 // Sci. Tot. Environ. 1995. V. 175. P. 49–56.
34. Council of the European Union. Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the Quality of Water Intended for Human Consumption. Official Journal of the European Communities L 330. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg, 1998.

35. Dercon G., Lee Zhi Yi. A., Fesenko S., Heng L. Sampling of agricultural soils and plants for radioactivity analysis // Joint FAO/IAEA Centre of Nuclear Techniques in Food and Agriculture. Vienna., 2022. <https://doi.org/10.4060/cb9304en>
36. ENDF Radioactive Decay Data /MF8.MT457/ IAEA-NDS. 2020-2022.ver.2022-08-29. <https://www-nds.iaea.org/exfor/servlet/E4sShowDecayData?db=e4&op=showDecayData&req=6284&Sector=8933000.9146084.14656612&plus=3> (accessed on 18 June 2023).
37. Environmental Protection Agency. Method 3052. SW-846. 1996
38. Guidelines for Drinking-water Quality. Third Edition Incorporating the First and Second Addenda. V. 1 Recommendations. World Health Organization. Geneva, 2008. 515 p.
39. IUSS Working Group WRB. 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.
40. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. London: CRC Press, 2011. 505 p.
41. Liu H., Zhang Y., Zhou X. et al. Source identification and spatial distribution of heavy metals in tobacco-growing soils in Shandong province of China with multivariate and geostatistical analysis // Environ. Sci. Pollut. Res. 2017. 24. P. 5964–5975. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8229-1>
42. Pandey R. Mineral Nutrition of Plants // Plant Biology and Biotechnology. V. I. Plant Diversity. Organization. Function and Improvement. Springer, 2015. P. 499–538.
43. Prichard E., Barwick V. Quality assurance in analytical chemistry. England: John Wiley Sons Ltd., 2007. 293 p. <https://doi.org/10.1002/9780470517772>
44. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Anisimov V.S., Kuznetsov V.K., Chernyayeva L.G. Changes in the forms of ^{137}Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident // Sci. Total Environ. 1994. V. 154. P. 9–22. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90609-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90609-2)
45. Sokolik G.A., Ovsianikova S.V., Voinikava K.V., Ivanova T.G., Papenia M.V. Biological availability of ^{238}U , ^{234}U and ^{226}Ra for wild berries and meadow grasses in natural ecosystems of Belarus // J. Environ. Radioact. 2014. V. 127. P. 155–162.
46. Štrbac S., Stojić N., Lončar B. et al. Heavy metal concentrations in the soil near illegal landfills in the vicinity of agricultural areas—artificial neural network approach // J. Soils Sediments. 2023. <https://doi.org/10.1007/s11368-023-03637-1>
47. Technical reports series #488 / Eds. Carvalho F.P. et al. The environmental behavior of uranium. IAEA. Vienna, 2023.
48. World Health Organization. Uranium in Drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO. Geneva, 2012.

Ecological and Toxicological Assessment of the Soil and Vegetation Cover at the Site “Streletskaia Steppe” of the Central Chernozem Reserve Named after V.V. Alekhine

V. S. Anisimov^{1,*}, S. V. Fesenko¹, G. P. Glazunov², L. N. Anisimova¹,
A. I. Sanzharov¹, S. V. Korovin¹, D. V. Krylenkin¹, Yu. N. Korneev¹,
N. V. Novikova¹, M. V. Mezina¹, and D. A. Zheltov³

¹Russian Institute of Radiology and Agroecology of National Research Center “Kurchatov Institute”,
249035 Obninsk, Russia

²Central Chernozem State Natural Biosphere Reserve named after Professor V.V. Alyokhin,
Kursk district, settlement Zapovedny, 305528 Russia

³Institute of Nuclear Physics of Kazakhstan Atomic Energy Committee, Almaty, 050032 Kazakhstan

*e-mail: vsanisimov@list.ru

The ecological and toxicological assessment of the of the soil and vegetation cover at the Streletskaia Steppe site of the V.V. Alekhine Central Chernozem Reserve is presented. The contents of a number of heavy metals (HM) and radionuclides in the typical chernozem are determined. The values of concentration clarks of HM (C_c), geoaccumulation indices (I_{geo}) for As, Cd, Co, Cs, Cu, K, Pb, Sr, Zn, ^{232}Th , ^{238}U and pollution indices (PI) for individual HM in chernozem were calculated. It is shown that increased values of the pedogeochemical background in comparison with clark values in the lithosphere

are observed only with respect to Cd and As. At the same time, for the studied HM (As, Cd, Cu, Pb, Zn), it can be argued that they do not pollute the soil. The content of radionuclides (^{40}K , ^{137}Cs , ^{232}Th , ^{238}U), HM and potassium in various types of natural steppe vegetation was determined. Based on the plant accumulation coefficients of HM and radionuclides, the degree of biophilicity of radionuclides and HM was estimated. The values of the aggregated transfer factors (C_{ag}) ^{137}Cs and ^{40}K from soil to plants were also determined and a comparative analysis of the bioavailability of cesium and potassium during root uptake was carried out. The vertical distribution of ^{137}Cs and ^{40}K radionuclides in the root-inhabited soil layer of 0–20 cm was studied. It was established that ^{40}K is evenly distributed in the root layer of the soil. The features of the vertical distribution of ^{137}Cs in the soil profile are noted, consisting in the displacement of the maximum from a depth of 0–5 to 5–10 cm. Based on the data obtained, the value of the migration coefficient ^{137}Cs is calculated, taking into account the convective and diffusion components of the radionuclide translocation process in a typical chernozem.

Keywords: radionuclides, heavy metals, mass activity density, vertical distribution, migration, steppe grasses, gross quantity