

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4

ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{137}Cs В АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ПОЧВАХ
ПОЙМЫ р. ЛОКНА (ТУЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ) В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД
ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС И ЕГО МОДЕЛИРОВАНИЕ

© 2016 г. С. В. Мамихин^{1*}, В. Н. Голосов^{1,2**}, Т. А. Парамонова¹,
Е. Н. Шамшурина¹, М. М. Иванов¹

¹МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия, 119991, Москва, Ленинские горы

²Казанский федеральный университет, Россия, 420008, Казань, Кремлевская, 18

e-mail: *svmamikhin@mail.ru, **gollossov@rambler.ru

Поступила в редакцию 13.11.2015 г.

Исследованы особенности профилей вертикального распределения ^{137}Cs в аллювиальных луговых почвах на низком и среднем уровнях поймы р. Локна (центральная часть Плавского радиоактивного пятна Тульской обл.) через 28 лет после поступления из атмосферы чернобыльских выпадений. По сравнению с почвами междуречных пространств территории установлен существенный прирост запасов ^{137}Cs на участках низкой поймы за счет аккумуляции наносов, что препятствует сокращению суммарных запасов радионуклида в аллювиальных почвах за счет радиоактивного распада. Темпы накопления наносов в почве среднего уровня поймы в среднем в 3 раза ниже. Построена прогностическая имитационная модель, которая позволяет учитывать паводковую и климатическую ситуацию региона исследования. Численные эксперименты количественно подтвердили определяющую роль малоподвижных форм в перемещении максимума содержания ^{137}Cs по профилю почвы при отсутствии выраженных эрозионно-аккумулятивных процессов.

Ключевые слова: аллювиальные почвы (Fluvisols), Плавское радиоактивное пятно, радиоактивное загрязнение почв, пойменная аккумуляция, имитационная модель

DOI: 10.7868/S0032180X16120108

ВВЕДЕНИЕ

Аллювиальные почвы речных пойм (согласно Мировой базе почвенных ресурсов (WRB), им соответствуют флювисоли (Fluvisols) [33]) являются конечным звеном латеральной миграции поллютантов различной природы в пределах наземных экосистем и, соответственно, индикатором многих процессов, происходящих в пределах речного водосбора в целом. Кроме того, на поверхности аллювиальных почв при их периодическом затоплении происходит аккумуляция переносимых рекой наносов и транспортируемых совместно с ними загрязняющих веществ. Интенсивность накопления материала на поймах увеличивается по мере усиления земледельческой освоенности водосбора реки, так как возрастает доля материала бассейнового происхождения, который доставляется в днища речных долин со склонов междуречья временными водотоками [5]. В результате темпы и механизм формирования почв речных пойм, а также особенности распределения загрязняющих веществ по профилю аллювиальных почв во многом связаны со степенью антропогенного воздействия на речной бассейн.

В свою очередь при аэрогенном поступлении поллютантов в наземные экосистемы концентрация загрязняющих веществ в почвах зависит от уровня прямого атмосферного загрязнения данной территории. Таким образом, профиль вертикального распределения техногенных загрязнителей является результатом комплексного влияния процессов их атмосферного выпадения, поступления с поверхностным и внутрипочвенным стоком из почв водосборной территории, привноса (и возможного выноса) в составе речных наносов, а также биогенных процессов заглупления поллютантов по корневым системам растений и под воздействием активности землероев [8, 16, 21, 27, 28].

После аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. произошло радиоактивное загрязнение обширных территорий Европы [2]. Наряду с наиболее значительным загрязнением ближней части 30-километровой зоны, расположенной рядом с аварийным блоком АЭС и характеризующейся широким набором радионуклидов, на удаленных территориях выделяются пятна радиоактивного загрязнения, которые образовались при выпадении атмосферных осадков, содержащих вклю-

ченые в тропосферный перенос радиоактивные парогазовые аэрозоли [9]. В пределах радиоактивных пятен уровни содержания радионуклидов также высоки, при этом наибольшую долю в загрязнение вносит ^{137}Cs , который считается основным компонентом чернобыльских выпадений. В частности, на территории Тульской обл. в результате Чернобыльской аварии возникло Плавское радиоактивное пятно, в пределах которого первоначальная плотность поверхностного загрязнения составляла $185\text{--}555\text{ кБк/м}^2$ ($5\text{--}15\text{ Ки/км}^2$) [2].

Латеральная миграция ^{137}Cs в пределах загрязненных территорий, способствующая его распространению перераспределению, происходит в основном за счет эрозионно-аккумулятивных процессов [19, 25]. Согласно почвенно-географическому районированию территории России, Плавский р-н Тульской обл. входит в состав черноземной зоны, что определяет высокую степень вовлечения его земель в пашню, которая в годы максимального использования (1960–1970-е гг.) достигала 92% [4], а в настоящее время оценивается как 85% [17]. При этом доля пахотных угодий в составе земель сельскохозяйственного назначения составляет 78%. Таким образом, использование территории Плавского радиоактивного пятна под пашню способствует активизации процессов водной эрозии почв и выраженному перераспределению ^{137}Cs -содержащего материала почв между областями сноса и аккумуляции в составе перемещаемого почвенного мелкозема. Темпы накопления радиоцезия в почвах речных пойм за прошедший с момента аварии период хорошо коррелируют с интенсивностью смыва на речных водосборах загрязненной территории [16, 22]. При этом натурное обследование центральной части Плавского радиоактивного пятна в 2010–2014 гг. показало, что в отдельных случаях суммарные запасы ^{137}Cs в пойменных почвах могут превышать уровни их начального загрязнения даже с учетом произошедшего после чернобыльской аварии естественного радиоактивного распада данного радионуклида [8]. Отметим, что период полураспада ^{137}Cs составляет около 30 лет.

В этой связи изучение вертикального распределения ^{137}Cs в почвах речных пойм Плавского радиоактивного пятна позволяет выявлять общие особенности перемещения радиоактивного материала в пределах речных бассейнов, которые отражают процессы делювиального смыва, флювиального переноса и биогенной миграции. Актуальной в этом аспекте представляется и разработка имитационной модели вертикальной миграции ^{137}Cs по профилю аллювиальных почв, которая позволила бы проводить реконструкцию и прогнозирование временной динамики радиоактивного загрязнения речных пойм. Недавно произошедшая авария на АЭС Фукусима-1 в Японии, где основными

путями латеральной миграции ^{137}Cs послужили речные долины, а уровни начального загрязнения почвенного покрова были сопоставимы с уровнями радиоактивного загрязнения территорий, наиболее пострадавших после аварии на ЧАЭС [26, 32], является веским доводом в пользу необходимости понимания закономерностей процессов поступления и перераспределения радионуклида в профиле аллювиальных почв, а также разработки адекватных математических моделей для прогнозирования динамики радиоактивного загрязнения почвенного покрова.

ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ

Объектом натурального исследования послужили почвы низкой и средней пойм р. Локна, бассейн которой расположен в южной части Тульской обл. на севере Среднерусской возвышенности, что совпадает с центральной, наиболее загрязненной частью Плавского радиоактивного пятна Тульской обл. Р. Локна является правобережным притоком р. Плавы, впадая в нее в среднем течении в пределах г. Плавска.

Годовое выпадение атмосферных осадков в районе исследования составляет в среднем 650 мм, согласно данным метеостанции г. Плавск. Начиная с 1990-х гг., наметилась отчетливая тенденция повышения средних температур в зимнее время, что способствовало росту повторяемости зимних оттепелей, сокращению глубины промерзания почвы и одновременно снижению уровней весеннего половодья [6, 13]. В результате в постчернобыльский период высокие уровни поймы р. Локна затапливались достаточно редко.

Территория исследования сложена известняками каменноугольного возраста, перекрытыми мощной толщей четвертичных лессов, которые являются почвообразующей породой для типичных черноземов глинисто-иллювиальных (по Классификации почв 1977 г. выщелоченных черноземов; по WRB — черноземов лювиковых (Luvic Chernozems) [33]) — зональных почв, наиболее широко распространенных на склонах междуречий [4] южной части Тульской обл. Почвообразующими породами для аллювиальных почв территории служат аллювиальные карбонатные суглинки тяжелосуглинистого состава, близкие по своим свойствам к лёссовым отложениям территории.

Согласно данным дешифрирования космических фотоснимков, а также проведенному геоморфологическому обследованию, пойма р. Локна на разных участках характеризуется шириной от 40 до 120 м и на большем протяжении имеет три уровня: низкий, непосредственно примыкающий к руслу, высотой до 1 м над урезом воды, средний — высотой до 1.5 м над урезом, занимающий центральную

часть поймы, и высокий — более 1.7 м). Рельеф высокого уровня поймы, примыкающей местами непосредственно к бортам долины, осложнен шлейфами и конусами, сформировавшимися на участках выноса наносов со склонов, что затрудняет выбор площадок для отбора проб. На всех уровнях поймы сформированы аллювиальные темногумусовые типичные почвы (по Классификации почв 1977 г. — аллювиальные луговые насыщенные карбонатные почвы) под луговой растительностью. В составе травостоя влажного пойменного луга абсолютно доминирует кострец береговой с незначительным участием бодяка полевого, крапивы двудомной, подмаренника жестколистного, конского щавеля, полыньи обыкновенной, тимофеевки луговой, пижмы, мать-и-мачехи, одуванчика лекарственного. Площадь проективного покрытия травянистого яруса составляет 95%, средняя высота травостоя около 100 см. Ризосферное пространство растительности пойменного луга охватывает в основном верхние 13–16 см профиля аллювиальных почв исследуемой территории.

На момент выпадения ^{137}Cs в начале мая 1986 г. основная часть склонов междуречья в бассейне р. Локна была распахана, а сама пойма использовалась преимущественно как пастбище или косимый луг. Аналогичным образом использовались днища и борта балок (суходолов), которые не имеют постоянных водотоков, но являются транспортными артериями по доставке почвенных частиц, смываемых с пашни в русло р. Локна. Согласно данным, полученным при дешифрировании космических снимков высокого разрешения и при непосредственном проведении исследований в бассейне р. Плава, начиная с 1990 г. по настоящее время наблюдается существенное сокращение площади пашни на водосборе р. Локна. К концу XX в. их площадь сократилась практически вдвое, и только в первом десятилетии нынешнего столетия началось постепенное восстановление площадей пахотных земель, продолжающееся до настоящего времени. Одновременно резко снизилась нагрузка на пастбища, включая пойму р. Локна, что было связано с резким сокращением численности крупного рогатого скота в частном секторе и практически полной его ликвидацией в коллективных хозяйствах. Эти факторы, наряду с существенным снижением темпов склонового смыва с пашни в период снеготаяния и в связи с сокращением весеннего стока, привели к резкому уменьшению объемов материала, переносимого в составе речных взвесей. Таким образом, основное перераспределение ^{137}Cs в постчернобыльский период происходило в пределах сопряженных наземных экосистем, и большая часть ^{137}Cs -содержащих почвенных частиц, смытых с поверхности пашни, переоткладывалась на нижней границе ее ареала, приуроченной к бров-

ке террасы, или непосредственно в пойме р. Локна. Установлено, что в зависимости от морфометрических характеристик малых водосборов-притоков р. Локна, которые являются основными поставщиками наносов в днище долины реки, только от 7 до 20% от общего объема вещества, перемещенного в пределах междуречных пространств эрозионно-аккумулятивными процессами, транспортировалось в ее русло [20, 23, 24, 29]. При этом темпы отложения наносов на разных уровнях поймы зависят от периодичности и продолжительности затопления конкретного уровня поймы [12, 16, 22]. Установлено, что аккумуляция речных радиоактивных наносов на уровне низкой поймы достоверно больше, чем на уровне высокой поймы, однако в отдельных случаях береговой абразии, особенно при условии разреженного травянистого покрова, например, под кустарниками, растущими на пойме, или при его нарушении за счет перевыпаса домашних животных, местами происходит частичный размыв низкой поймы, что приводит к локальному очищению данных участков почвенного покрова от ^{137}Cs [22]. Данные обстоятельства учитывались как при выборе места для закладки разрезов и послышного отбора почв, так и при интерпретации результатов и моделировании вертикального распределения ^{137}Cs по профилю аллювиальных почв.

Для изучения особенностей вертикального распределения ^{137}Cs в профиле аллювиальных почв поймы р. Локна выбрано 3 участка, расположенных на различном удалении от устья реки (рис. 1). На каждом участке под типичной травянистой растительностью пойменного луга с площадью проективного покрытия поверхности почвы 90–100% заложено по 2 разреза (на низкой и средней поймах соответственно). Разрезы на уровне низкой поймы (разр. Lok-1, Lok-3 и Lok-5) располагались на высоте 0.7–0.8 м над урезом. Разрезы на уровне средней поймы находились на различной высоте относительно уреза воды в р. Локне: разр. Lok-2 — 1.6 м; разр. Lok-6 — 1.0 м и разр. Lok-4 — 1.3 м. Репрезентативные места отбора почвенных проб выбирали на участках с ненарушенным строением почвенных профилей с целью минимизации вероятности механических нарушений профиля почвы в предшествующие годы. В то же время нельзя полностью исключить вероятность частичного размыва поверхности почвы в период прохождения весенних половодий и паводков за почти 30-летний период с момента выпадения чернобыльского ^{137}Cs , но это должно находить свое отражение в вертикальном распределении радионуклида. Почвенные разрезы закладывали на достаточном удалении от кустарника и деревьев с целью минимизировать их влияние на начальное выпадение радионуклида, а также для снижения вероятности размыва по-

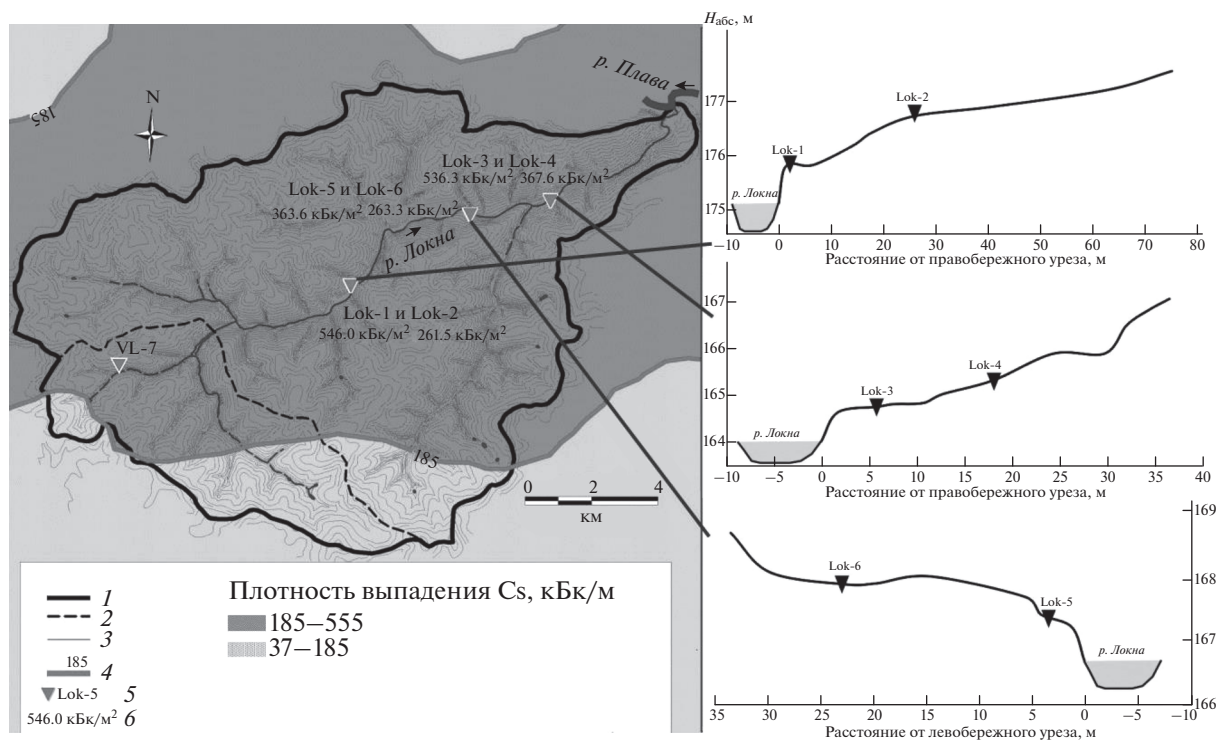


Рис. 1. Бассейн р. Локна, расположение и суммарные запасы ^{137}Cs в почве разрезов поймы р. Локна. Обозначения: 1 – границы водосбора р. Локна; 2 – границы участка детального обследования “Верхняя Локна”; 3 – горизонталы рельефа (интервал 5 м); 4 – границы зон с различной плотностью загрязнения, 5 – разрезы, 6 – плотность загрязнения на месте расположения разреза (2014 г.).

верхности почвы, менее защищенной травянистой растительностью при прохождении паводков и в период весеннего половодья.

Разрезы закладывали до глубины 0.7–1.2 м (до уровня грунтовых вод). После подробного морфологического описания разреза, проводили послойный отбор проб с площади 15×15 см с шагом в 3 см до глубины 60 см. В ряде разрезов дополнительно отбирали пробы нижележащей почвенной толщи до глубины 75–80 см с шагом в 5 см. Масса проб составляла 650–850 г, что удовлетворяло требованиям к навескам почв, необходимым для дальнейшего проведения аналитических исследований.

В лабораторных условиях образцы почв высушивали при температуре 105°C , затем размалывали и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм. В подготовленных для анализа пробах содержание ^{137}Cs измеряли на коаксиальном германиевом гамма-спектрометре с относительной погрешностью определения удельной активности 5–10%. Анализы основных почвенных свойств: плотности сложения, содержания С орг, рН водной вытяжки – проводили по стандартным методикам [1, 3]. Подготовку (просушку, гомогенизацию) и гамма-спектрометрический анализ проб почвы проводили в научно-исследовательской

лаборатории эрозии почв и русловых процессов им. Н.И. Маккавеева Географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова. Основные свойства почв исследовали на кафедре радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова.

Для формализации полученной информации использовали метод имитационного моделирования. На основе эмпирических данных о вертикальном распределении ^{137}Cs в аллювиальных почвах центральной части Плавского радиоактивного пятна с применением информации о начальном уровне радиоактивного загрязнения территории, периодичности затопления различных уровней поймы и физико-химических свойствах почв поймы р. Локна построена модель SOIL_bottomland, которая была реализована на алгоритмическом языке Бэйсик в кроссплатформенной среде программирования Qb64. Модель имеет рабочую и демонстрационную версии и применима для реконструкции сценария чернобыльского загрязнения почв территории, а также для прогнозирования накопления и вертикальной миграции ^{137}Cs в профиле аллювиальных почв в различных ситуациях. Выдача результатов моделирования организована как в текстово-цифровом, так и в графическом видах.

Таблица 1. Статистические параметры варьирования морфометрических характеристик аллювиальных почв поймы р. Локна (*n* = 8)

Параметр	Глубина нижней границы, см			Мощность, см	
	Ad	A	ACca	Ad	A
Среднее	14	30	>60	14	17
Доверительный интервал, ±	2	6	—	2	5
Минимум	10	23	—	10	12
Максимум	16	38	>65	16	23
Коэффициент вариации, %	17	24	—	17	35

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Отличительной особенностью строения аллювиальных почв поймы р. Локна является высокая однородность различных горизонтов без четко выраженной слоистости. Профиль почв составляет система генетических горизонтов AU–Q–(CQca~) (в соответствии с принятым в Классификации почв 1977 г. обозначением генетических горизонтов почв, Ad–A–ACca), мощности которых варьируют в сравнительно незначительных пределах (табл. 1). Нижеприведенная морфологическая характеристика типичного разреза аллювиальной луговой почвы средней поймы (Lok-6) отражает слабую дифференциацию почвенного мелкозема профиля, ведущими признаками которой являются снижение с глубиной количества корней растений и степени гумусированности.

AU1 (Ad), 0–10(15) см. Буровато-темно-серый, тяжелый суглинок с ореховато-зернистой прочной, хорошо выраженной структурой и бусами по корням, свежий, уплотнен за счет густых корней, характеризуется значительной межагрегатной пористостью, переход к нижележащей толще заметный по снижению количеству корней, граница волнистая.

AU2 (A), 10(15)–25 см. Буровато-темно-серый со слабоконтрастными бурыми пятнами по ходам землероев, свежий, средний к тяжелому суглинок с ореховато-зернистой прочной, чуть менее четко выраженной структурой, чем в гор. AU1 (Ad), среднеуплотнен, мелкопористый, мелкоотрешинчатый, содержит частые корни, единичные копролиты, переход постепенный по изменению структуры и окраски, граница диффузная.

Sca (ACca), 25–61... см. Бурый, в нижней части темно-бурый, от свежего до влажноватого до глубины 43 см, далее влажный до 58 см, на границе с грунтовыми водами сырой, тяжелый суглинок с комковатой среднепрочной структурой, слегка липкий и вязкий, мелкоотрешинчатый, содержит незначительное количество мелких корней, редкие копролиты, червороины, единичные кроновины с заносом мелкозема вышележащих горизонтов.

Почва: аллювиальная темногумусовая типичная насыщенная карбонатсодержащая (по Классификации почв 1977 г. – собственно аллювиальная луговая насыщенная почва, по классификации WRB – Umbric Fluvisol).

Уровень грунтовых вод в описанном разрезе вскрыт на глубине 61 см. Основная часть профиля аллювиальных пойменных почв территории не содержит новообразований карбонатов или включений скелетного материала известняков, слабое сплошное вскипание от 10%-ной HCl без выраженных морфологических признаков аккумуляции карбонатов, как правило, отмечается только в нижней части гор. (Sca), в частности, для описанного почвенного разреза на глубине от 54 см.

Таким образом, морфологически различимыми ведущими элементарными процессами почвообразования в пойме р. Локна являются дерновый, гумусообразование и гумусонакопление, оструктуривание (частным признаком этого процесса является наличие бус по корням), а также биотурбации (судя по видимым признакам перемещения почвенной мезофауны: червороинам и капролитам, они могут способствовать частичному заносу ¹³⁷Cs по профилю почв вплоть до уровня грунтовых вод), в то время как гидрогенно-аккумулятивные процессы отложения речного наилка, олуговения и окарбонирования в профиле исследованных почв визуально не выражены.

В целом аллювиальные почвы исследованной территории характеризуются типичными для региона физическими и химическими свойствами, близкими к свойствам черноземов, господствующих на водораздельных пространствах и их склонах (табл. 2). Они отличаются оптимальной плотностью сложения, которая свидетельствует о хорошей оструктуренности почв, нейтральной реакцией среды и высоким содержанием органического вещества.

Значительное сходство свойств пахотных черноземных почв междуречных склонов и аллювиальных почв поймы р. Локна не оставляет сомнений, что основным источником материала, перекладывающегося на пойме, является мелкозем агрочерноземов склонов междуречий, смытый с по-

Таблица 2. Сравнительная характеристика основных свойств черноземов и аллювиальных почв бассейна р. Локна (над чертой – чернозем пахотный; под чертой – аллювиальная почва)

Глубина, см	Плотность сложения, г/см ³	pH H ₂ O	Гумус, %
0–10	0.96 ± 0.04*/0.98 ± 0.03	6.60 ± 0.08/6.22 ± 0.08	6.8 ± 0.2/7.3 ± 0.1
10–20	1.43 ± 0.03/1.17 ± 0.02	6.52 ± 0.05/6.53 ± 0.04	6.5 ± 0.2/5.3 ± 0.5
20–30	1.36 ± 0.05/1.27 ± 0.03	6.48 ± 0.06/6.50 ± 0.06	5.6 ± 0.2/5.0 ± 0.2

* Доверительный интервал среднего рассчитывался как $\pm t_{0,95}m$ при $n = 3$.

верхности пашни. Гранулометрический состав почв является легкоглинистым, содержание частиц физической глины (<0.01 мм) составляет 54.1%. В составе элементарных почвенных частиц преобладают фракции крупной и мелкой пыли при практически полном отсутствии фракций песка и скелетной составляющей (рис. 2), что наследуется от почвообразующих пород территории и характерно для почв черноземной зоны в целом.

Трансформация ореолов радиоактивного загрязнения аллювиальных почв поймы р. Локна в период с 1986 г. по настоящее время может быть определена на основе анализа вертикального распределения ¹³⁷Cs в профиле (рис. 3). В почвенных разрезах, заложенных на низкой пойме, слой почвы с максимальным содержанием радионуклида значительно заглублен (до 24–30 см), тогда как в аллювиальных почвах средней поймы он расположен гораздо ближе к поверхности на глубине 6–9 см. Таким образом, разница в местоположении внутрипочвенного пика радиоактивного загрязнения между почвами низкой и средней поймы составляет около 20 см, что отражает существенную разницу в режимах доставки материала, содержащего радиоцезий, на различные уровни поймы р. Локна, а также, по-видимому, преобладание процессов флювиального привноса над делювиальным намывом. Исключением является разрез аллювиальных почв низкой поймы, расположенный в среднем течении реки (рис. 3,

Lok-5), где слой максимального загрязнения почв низкой поймы ¹³⁷Cs приурочен к глубине 9–12 см, а смещение пика по глубине по сравнению с почвами средней поймы составляет всего 3–4 см. Возможно, в данном случае, наряду с аккумуляцией материала, происходил и размыв поверхности почвы, который произошел в течение первых 2–3 лет после выпадения ¹³⁷Cs чернобыльского происхождения на поверхность поймы. Условиями для размыва могло стать сочетание локального нарушения дернового покрова и (или) скоростного режима потока на данном участке поймы. В результате наиболее загрязненный, находящийся в тот момент близко к поверхности, слой почвы был смыт. Следует отметить, что уменьшение удельной активности ¹³⁷Cs по глубине ниже слоя с пиковыми значениями в разр. Lok-5 и Lok-6 очень сходно, что служит дополнительным аргументом в пользу высказанного предположения (рис. 3, Lok-5, Lok-6). Такое предположение подтверждается существенным снижением по сравнению с другими разрезами, расположенными на низкой пойме, суммарных запасов ¹³⁷Cs в данном разрезе, при сопоставимых с другими разрезами (в пределах варибельности начального выпадения радионуклида) запасов в расположенном рядом разрезе средней поймы (рис. 3, Lok-6). Кроме того, судя по данным геодезической съемки разр. Lok-5 находится на 10 см выше относительно уреза воды по сравнению с разр. Lok-1 и Lok-3 на низкой пойме.

Отметим, что за исключением куртинных зарослей прибрежных деревьев и кустарников, травянистый растительный покров пойменного луга по всей поверхности поймы р. Локна развит сравнительно равномерно, образуя среднемощную плотную дернину. Биотурбационные процессы в исследованных аллювиальных почвах опорных площадок характеризуются постоянной интенсивностью во всей аэрируемой толще мелкозема. Изучение загрязнения радиоцезием корневой массы растений пойменного луга р. Локна показало, что коэффициент накопления ¹³⁷Cs в корнях растительности не превышает 0.22, а в целом годовичное потребление радионуклида растениями не превышает 0.03% его общего запаса в системе почва–растение влажного луга [30]. Таким образом, несмотря на несомненную значимость пере-

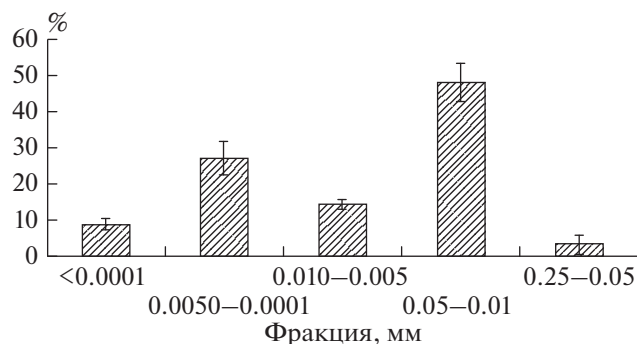


Рис. 2. Гранулометрический состав аллювиальной почвы поймы р. Локна (разр. Lok-2): погрешности определения показаны в виде доверительного интервала среднего при $n = 9$ и $P = 0.95$.

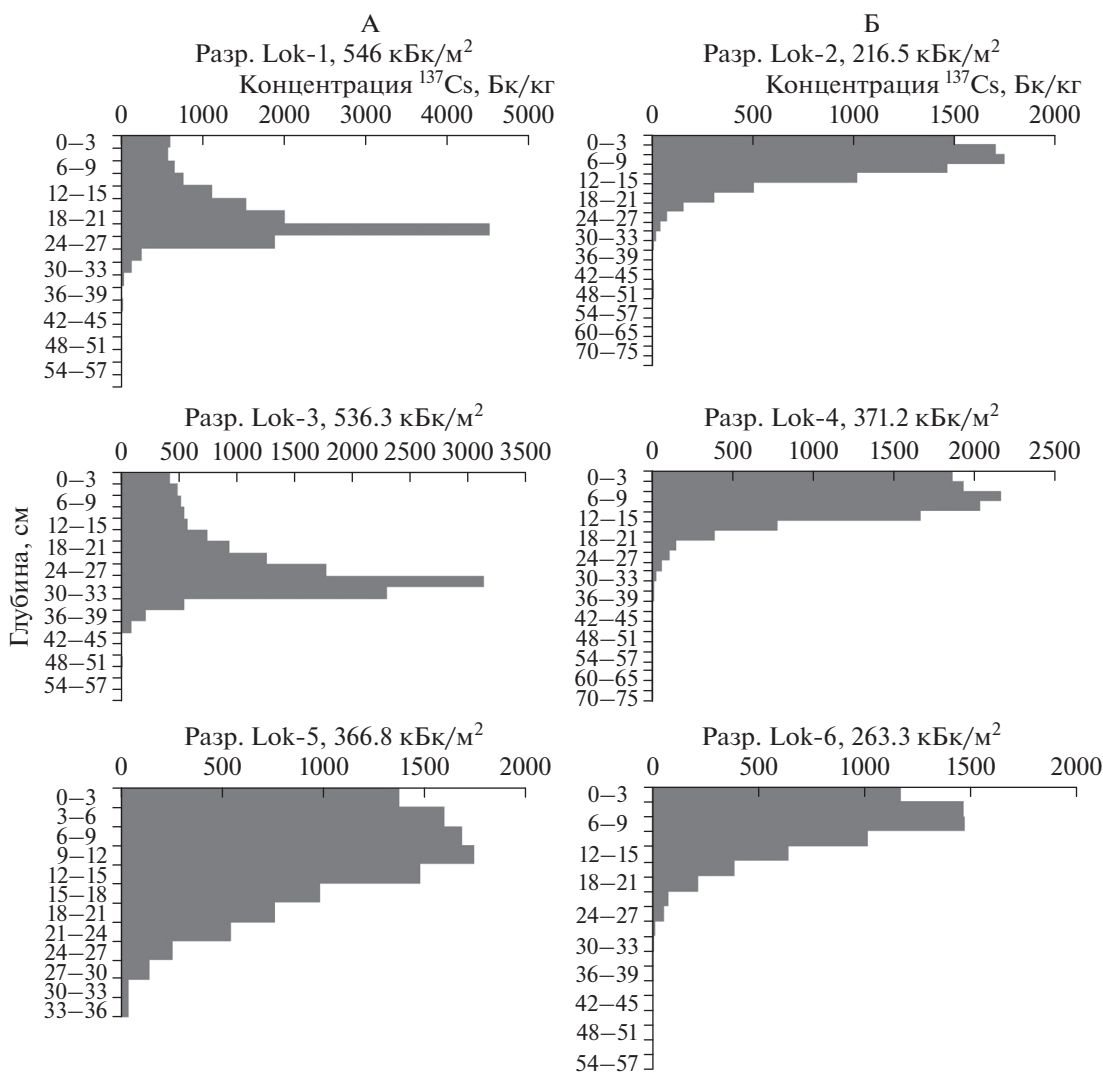


Рис. 3. Вертикальное распределение ^{137}Cs в аллювиальных почвах поймы р. Локна: А – низкая пойма, Б – средняя пойма; 536.3 кБк/м² – суммарный запас изотопа ^{137}Cs в разрезе.

носа ^{137}Cs вглубь почвы по корневым системам растений и при деятельности почвенных землероев, она не является ведущим фактором в определении главных особенностей профильного распределения радионуклида в почвах различных уровней поймы.

Характерно, что максимум удельной активности ^{137}Cs в целинных черноземах надпойменных террас с растительностью суходольных лугов по существу не заглублен и вплоть до настоящего времени находится в верхних 3 см почвы [8]. В этой связи глубина захоронения пика содержания ^{137}Cs в почвенных разрезах на низкой и средней пойме указывает на различия в темпах аккумуляции наносов, которые за период с 1986 по 2014 гг. составили в среднем на низкой пойме 0.7 ± 0.2 см/год, а на высокой пойме – 0.25 ± 0.05 см/год. Заметим, что при оценке темпов аккумуляции учитывалась

возможность некоторого заглубления пика содержания радионуклида за счет процессов конвекции и диффузии, а также биогенной миграции. При этом учитывались результаты вертикальной миграции ^{137}Cs на речных террасах в бассейне р. Плава, которые показывают, что пик содержания радиоцезия заглублен не более чем на 3 см, а также данные оценки вертикальной миграции радионуклида на дне озер, для которых характерно минимальное поступление материала с площади водосбора, которые свидетельствуют об аналогичном заглублении пика [18]. Полученные темпы аккумуляции радиоактивного материала сопоставимы по величине с характеристиками, ранее установленными для пойм различного уровня р. Плава, в которую впадает р. Локна [8]. Вероятно, они адекватно отражают различия в перио-

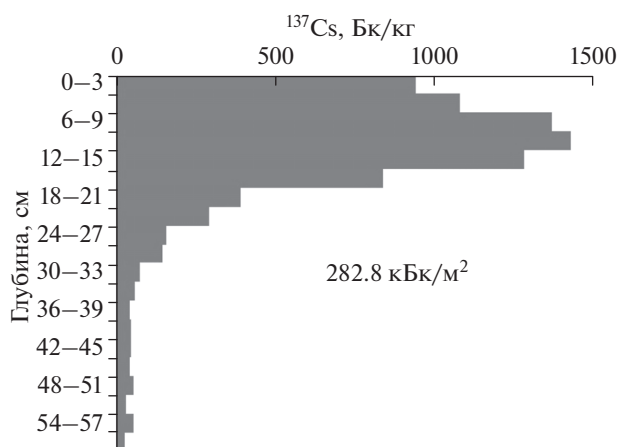


Рис. 4. Вертикальное распределение ^{137}Cs в лугово-черноземной почве днища балки в верховьях бассейна р. Локна (разр. VL-7).

дичности и продолжительности затопления разных уровней пойм малых рек территории.

Другим отличием вертикального распределения ^{137}Cs в почвах низкой и средней пойм р. Локна является значительная разница в абсолютных значениях концентрации радионуклида в слоях с максимальной концентрацией. Очевидно, это связано с более продолжительным периодом затопления низкой поймы р. Локна в мае 1986 г. сразу после выпадения из атмосферы ^{137}Cs чернобыльского происхождения, что увеличило продолжительность периода фиксации на почвенных частицах растворенного радиоцезия из речного потока. Исключения представляют разрезы среднего по течению реки участка поймы со сходными кривыми вертикального распределения, где, как предположено ранее, произошел размыв поверхности низкой поймы на участке заложения разреза, и сам разрез расположен относительно выше уреза воды в реке по сравнению с двумя другими разрезами на низкой пойме. Несмотря на то, что ^{137}Cs присутствует в образцах почвы, отчетливое снижение уровней его удельной активности до минимальных (<10 Бк/кг) наблюдается на протяжении 25–30 см ниже слоя с максимальной концентрацией радионуклида. Подобное вертикальное распределение отличается большей глубиной проникновения ^{137}Cs вглубь почвенного профиля по сравнению с плакорными участками с черноземами, не подвергающихся процессам эрозии и/или аккумуляции [7, 10, 11, 19]. Наконец, постепенное снижение величин удельной активности ^{137}Cs от слоя с пиковой концентрацией по направлению к поверхности отражает изменение со временем уровня загрязнения переносимых р. Локной наносов, и постепенное захо-

ронение “грязных” слоев под толщей более “чистых”, а также отражает постепенное увеличение в стоке наносов реки доли наносов, которые формируются за счет размыва берегов и дна р. Локна, и снижения доли наносов, поступающих со склонов водосбора. Особенно наглядно это видно на графиках вертикального распределения ^{137}Cs в разрезах нижней поймы с высокими темпами аккумуляции наносов (рис. 3, Lok-1, Lok-3). Данное снижение хорошо коррелирует с аналогичным трендом распределения радионуклида в верхних слоях намытой лугово-черноземной почвы днища балки (по Классификации почв 2004 г. — чернозема глинисто-иллювиального глеевого; по WRB — *Haplic Phaeozems* [33]), расположенной в верховьях р. Локна (рис. 4). Учитывая, что наносы в днище балки поступают непосредственно с пашни, подобное соответствие профильных распределений ^{137}Cs однозначно указывает на то, что основная часть взвешенных наносов, переносимых р. Локна, формируется за счет смыва почвы с поверхности пашни.

Таким образом, изучение особенностей накопления ^{137}Cs в аллювиальных почвах Плавского радиоактивного пятна выявило существенное изменение исходного геохимического поля радиоактивного загрязнения территории, ведущими факторами которого являются процессы почвенной эрозии и флювиального переноса по руслам водотоков.

Для реконструкции и прогнозирования дальнейшего развития ситуации в рамках данного исследования построена имитационная модель поведения ^{137}Cs в пойменных почвах луговых биогеоценозов. Алгоритм модели основан на более ранней разработке [14] и модернизирован с учетом специфики процессов, происходящих в пойме. На рис. 5 представлена потоковая диаграмма, отражающая топологическую структуру модели, где блоки соответствуют содержанию ^{137}Cs в данном компоненте, а стрелками обозначены пути его поступления в почву и дальнейшей миграции по профилю. Модель точечная, размерность временных состояний — кБк/м².

В модели используются следующие переменные состояния, которые с шагом в 1 сут отражают динамику содержания ^{137}Cs в рассматриваемых компонентах экосистемы: P — содержание ^{137}Cs в наземной фитомассе; X_i — мобильная компонента содержания ^{137}Cs в почве, Y_i — малоподвижная компонента ^{137}Cs , где $i = 1, \dots, n$ — номер сантиметрового слоя почвы.

Под малоподвижной компонентой подразумевалась такая форма содержания ^{137}Cs , когда радионуклид закреплен в подземной фитомассе в результате поглощения корневыми системами, а также в почвенном поглощающем комплексе пу-

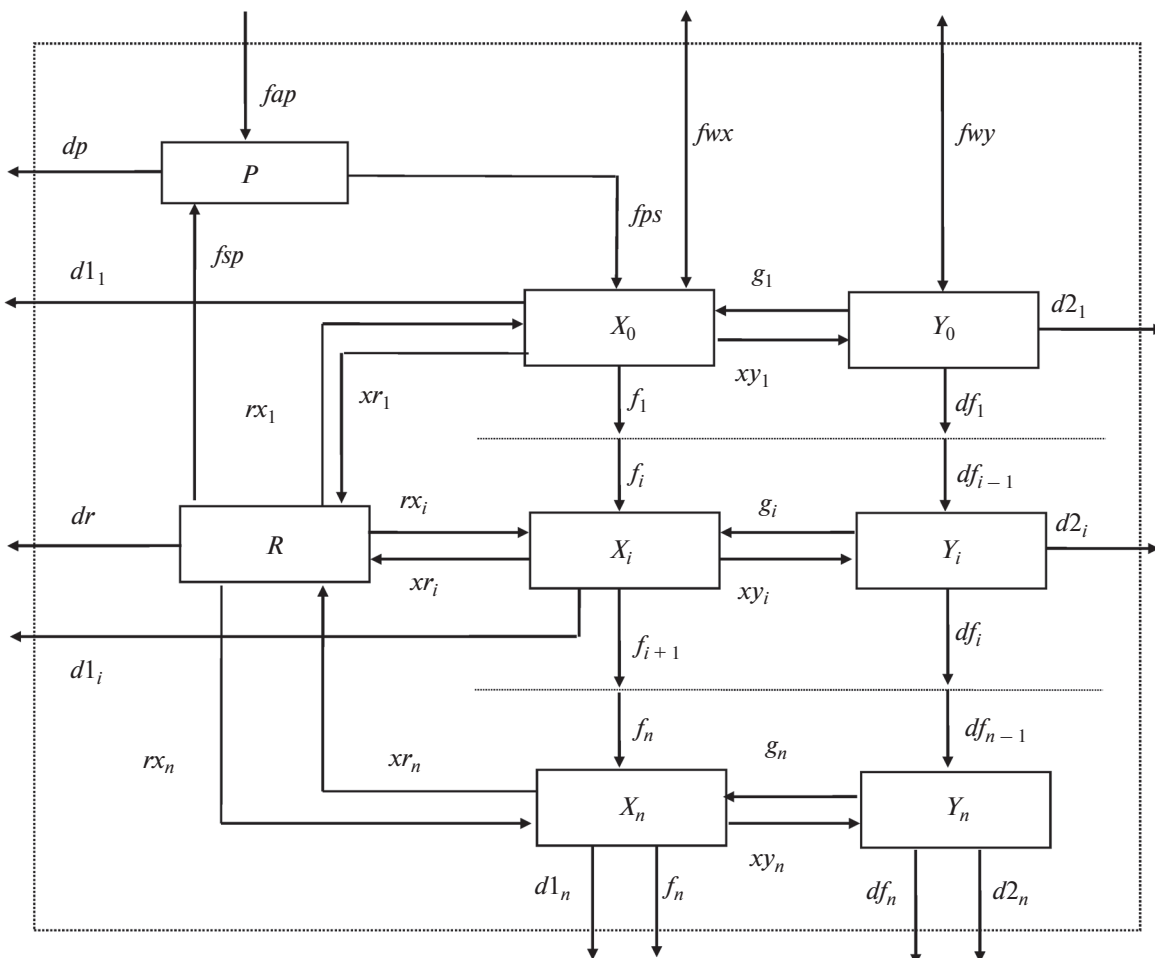


Рис. 5. Поточковая диаграмма имитационной модели вертикальной миграции ¹³⁷Cs в почве.

тем необменной сорбции глинистыми минералами и глинисто-гумусовыми комплексами, ионообменной сорбции гумусовыми веществами почвы, соосаждения в составе малорастворимых солей. Остальную часть запасов ¹³⁷Cs считали подвижной компонентой, в основном это водорастворимая и отчасти обменная формы соединений радионуклида.

Также в качестве переменной состояния введен фиктивный компонент – распределительный пул R, с помощью которого отображается перераспределение ¹³⁷Cs в почве корневой системой растений, гифами грибов и в результате деятельности организмов микро- и мезофауны. При этом было принято, что сумма потоков, поступающих в пул, равна сумме потоков, выходящих из него.

Аналитически модель описывается следующей системой дифференциальных уравнений:

$$\begin{aligned} dP/dt &= fap + fsp - fps - dp, \\ dX_0/dt &= fps + fwx + g_1 + rx_1 - xr_1 - f_1 - dx_1, \\ dX_i/dt &= f_i - f_{i+1} - xy_i + g_i + rx_i - xr_i - dx_i, \end{aligned}$$

$$dY_0/dt = xy_1 + fwy - df_1 - g_1 - dy_1,$$

$$dY_i/dt = xy_i - g_i + df_{i-1} - df_i - dy_i,$$

$$dR/dt = \sum_{i=1}^n xr_i - \sum_{i=1}^n rx_i - dr.$$

Функции переноса: *fap* – поступление ¹³⁷Cs из атмосферы на наземную фитомассу в составе радиоактивных выпадений; *fwx* и *fwy* – поступление или вымывание ¹³⁷Cs из верхнего слоя почвы во время паводка или обильных дождей; *fsp* – поступление ¹³⁷Cs в наземную фитомассу из почвы; *fps* – поступление ¹³⁷Cs в почву в составе радиоактивных выпадений и с опадом наземных частей растительности; *f₁* – выведение ¹³⁷Cs из верхнего слоя почвы в результате минерализации растительных остатков, при выщелачивании из радиоактивных частиц и конвективного переноса и лессиважа; *f_i* – нисходящая миграция ¹³⁷Cs в результате конвективного переноса и лессиважа; *df_i* – миграция ¹³⁷Cs в результате квазидиффузии

малоподвижной компоненты; xu_i — закрепление подвижной компоненты в i -м слое почвы в результате адсорбции, ионного обмена, осаждения в составе органических и органо-минеральных комплексов; g_i — переход малоподвижной компоненты в подвижное состояние в результате десорбции, ионного обмена и др.; xr_i — поглощение или адсорбция радионуклида корневой системой растений, гифами грибов, микро- и мезофауной почвы; rx_i — высвобождение ^{137}Cs корнями, мицелием, почвенной фауной при их отмирании или путем прижизненных выделений; dp, dx_i, dy_i, dr — радиоактивный распад ^{137}Cs в соответствующем компоненте.

При расчете функций переноса используются вспомогательные переменные, например, переход неподвижной компоненты в подвижное состояние в результате десорбции, ионного обмена и др. рассчитывается следующим образом: $g_i = a_6 \text{sig}(i) Y_i$, где sig — вспомогательная переменная, которая отражает сигмоидальный характер кривой зависимости емкости поглощения почвы в данном слое от глубины его залегания (i) и толщины гумусированного слоя почвы (hc), которая задана следующей формулой:

$$\text{sig}(i) = (i - 1)^2 / (((0.5(hc - 1) - 1)^2 - 1) + (i - 1)^2).$$

Для учета влияния переувлажнения на нисходящую миграцию ^{137}Cs во время затопления почвы в уравнения функций переноса введена вспомогательная переменная $BELL(a, b, c, d, e)$, которая задана кривой Пирсона I рода:

$$BELL = ((a - b)/(c - b))^e ((a - d)/(c - d))^{e((d - c)/(c - b))}$$

и описывает асимметричную колоколообразную зависимость процесса от величины аргумента a и равна 0 при $a \leq b$, $a \geq d$, принимая максимальное значение 1 при $a = c$. Аргумент e отвечает за ширину колокола, чем меньше его величина, тем шире колокол. В данной версии модели a — это количество дней с начала года, b — начало затопления, c — номер дня, в который был достигнут максимум переувлажнения почвы, d — день возврата почвы к обычному режиму увлажнения.

В разработанной программе в зависимости от моделируемого сценария можно задействовать переменные, задающие режимы поступления радионуклидов из атмосферы, затопления и переотложения радиоактивного материала, при расчете которых используются вероятностные зависимости или генератор случайных чисел. Помимо этого, можно воспроизводить некатастрофические (не связанные с полным разрушением профиля почвы) антропогенные вмешательства.

Таким образом, вспомогательные переменные позволяют учитывать радиологическую, паводковую и климатическую ситуации. С их помощью условия расчетов задаются жестко по имеющим-

ся данным или подключаются стохастические элементы с использованием рандомизации.

Привнос ^{137}Cs извне во время паводка, связанный с переотложением радиоактивного материала, входящего в состав речных наносов, реализован в модели путем преобразования массива профильных данных. Добавляется новый элемент массива, соответствующий вновь сформированному верхнему (первому) слою. Затем переиндексируются (переобозначаются) элементы, соответствующие нижележащим слоям, и удаляется последний элемент, который хранит данные о содержании радионуклида в самом нижнем слое. Поскольку размер массива (48 элементов) для одномерного достаточно велик, и последний элемент массива при штатной работе программы пуст, то это не противоречит реальной ситуации на рассматриваемом временном интервале до 50 лет. При более долгосрочном прогнозе, когда ожидается более существенное заглубление радионуклида, следует увеличить размер массива. Аналогичным образом только путем удаления верхнего элемента массива в модели реализуется сценарий смыва верхнего слоя почвы.

Идентификация параметров и проверка модели проводились по данным, полученным в зоне отчуждения аварии на Чернобыльской АЭС [21], а также с привлечением результатов, полученных авторами за время длительных натурных наблюдений на территории Плавского радиоактивного пятна, в том числе в рамках настоящего исследования.

Модель воспроизводит различные ситуации, связанные с затоплением пойменных ландшафтов, в частности, латеральный привнос радионуклида в результате вымывания или смыва верхних слоев почвы, привнос и отложение радионуклидов из верховьев речного бассейна, захоронение верхнего слоя почвы привнесенным материалом с различными величинами удельной активности ^{137}Cs (рис. 6). Алгоритм модели позволяет учитывать периодический характер затоплений пойменных пространств лесостепной и степной природных зон и разную длительность периодов стояния высоких вод. Помимо этого, могут имитироваться ситуации повторных аварийных выбросов ^{137}Cs в атмосферу, а также сценарии применения различных контрмер по дезактивации территории (например, удаление верхних слоев почвы).

Модель была использована для проведения численных экспериментов по изучению процессов миграции ^{137}Cs в пойменных почвах. В ходе экспериментов количественно показана определяющая роль процессов латеральной миграции радионуклида в составе твердого эрозионного стока со склонов водосбора, его переноса в составе речного стока и переотложения на поверхности аллювиальных почв низкой поймы в формировании их профиля. Предварительные результа-

ВЫВОДЫ

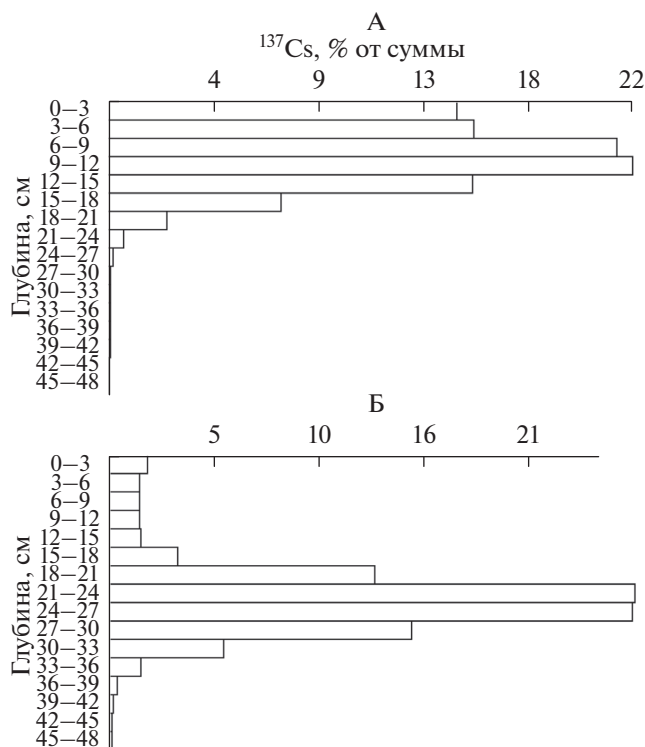


Рис. 6. Результаты работы модели по двум сценариям, распределение ^{137}Cs в почве поймы через 28 лет после аварии на Чернобыльской АЭС: А – привноса извне нет; Б – 1 раз в 2 года происходил привнос радиоактивного материала, начальная величина переотложения – 1 кБк/м^2 , далее величина привноса снижалась в результате радиоактивного распада.

ты моделирования показали, что при отсутствии значимых переотложений главным фактором перемещения пика загрязнения вглубь почвенного профиля является квазидиффузия малоподвижной компоненты. Можно предполагать, что в этих условиях глубина проникновения определяемых количеств радионуклида в значительной степени обуславливается процессами биотурбации (перераспределения корневой системой растений, гифами грибов и в результате деятельности организмов почвенной микро- и мезофауны).

Получение с помощью модели качественной картины распределения радионуклида по профилю почвы в результате различных ситуаций позволяет реконструировать развитие событий после выпадений. В зонах конденсационных выпадений при наличии данных о первоначальной плотности загрязнения адекватность реконструкции повышается. В дальнейшем предполагается интегрировать модель как субмодуль в 3D-модель пространственного распределения радионуклидов в почве [15] для более адекватного отображения миграционных процессов.

1. Детальное исследование распределения ^{137}Cs по профилю аллювиальных почв поймы р. Локна (Плавское радиоактивное пятно Тульской обл.) показало, что постепенное заглужение слоев с максимальными величинами удельной активности радионуклида и нарастание общей толщи радиоактивно загрязненной почвы в постчернобыльский период происходят в основном вследствие отложения новых порций наносов, содержащих радиоцезий, на поверхности почв при паводках и половодьях. Внутрипрофильное перераспределение ^{137}Cs по корневым системам растений и в результате деятельности почвенных землероев имеет место, но в этих условиях играет существенно меньшую роль.

2. За период с момента аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. до настоящего времени, несмотря на приближение к окончанию периода полураспада ^{137}Cs , суммарные запасы радионуклида (при расчете на дату отбора проб – май 2014 г.) в аллювиальных почвах низкой поймы р. Локна при отсутствии размыва практически не изменились по сравнению с его запасами на момент радиоактивных выпадений. Это произошло благодаря аккумуляции мощного слоя речных наносов (20–25 см) с удельной активностью радиоцезия, которая формируется за счет наносов различного происхождения (смыва с пашни, размыва берегов и дна реки, размыва грунтовых дорог) и с различной удельной активностью ^{137}Cs . Темпы отложения наносов на уровне средней поймы исследованной территории в 3 раза меньше и не компенсируют снижение суммарных запасов ^{137}Cs за счет радиоактивного распада элемента.

3. Сравнительно низкие темпы аккумуляции наносов в аллювиальных почвах средней поймы подтверждают известный факт снижения уровня весеннего половодья в последние 30 лет, что обусловлено уменьшением глубины промерзания почв в зимнее время и, как следствие, резким снижением коэффициента поверхностного стока со склонов в период снеготаяния [31].

4. Имитационная модель поведения ^{137}Cs в аллювиальных почвах, подвергающихся периодическому затоплению, позволяет учитывать паводковую и климатическую ситуацию, сопровождающуюся затяжными и обильными атмосферными осадками. Условия могут задаваться однозначно по имеющимся данным или с подключением стохастических элементов. В ходе численных экспериментов показана высокая значимость процессов латеральной миграции радионуклида в составе твердого эрозионного стока со склонов водосбора, его переноса в составе речного стока и переотложения на поверхности аллювиальных почв низкой поймы в формировании их профиля. Показано, что при отсутствии выраженных эрозионно-аккумулятивных процессов определяющую роль в

перемещении максимума содержания радиоцезия в слое по профилю почвы играет нисходящая миграция малоподвижных форм.

Благодарность. Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (гранты № 14-05-92105ЯФ и 14-05-00903а). Авторы приносят искреннюю и глубокую признательность за помощь в проведении полевых исследований сотрудникам Географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова к.г.н. Л.А. Турыкину, к.г.н. В.Р. Беляеву, к.г.н. Н.Н. Ивановой и Н.Н. Луговому, а также студентам и выпускникам факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова О. Комиссаровой, Е. Мачаевой, М. Годяевой, А. Семенихину и Я. Матвееву.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ариунушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 488 с.
2. Атлас радиоактивного загрязнения европейской части России, Белоруссии и Украины. М., 1998. 143 с.
3. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
4. *Голосов В.Н.* Эрозионно-аккумулятивные процессы в речных бассейнах освоенных равнин. М.: ГЕОС, 2006. 296 с.
5. *Голосов В., Маркелов М., Беляев В.* Современные тенденции перераспределения наносов в центре Русской равнины // Эрозия почв и русловые процессы. Вып. 17. 2010. С. 46–60.
6. *Голосов В.Н., Маркелов М.В., Беляев В.Р., Жукова О.М.* Проблемы определения пространственной неоднородности выпадений ^{137}Cs для оценки темпов эрозионно-аккумулятивных процессов // Метеорология и гидрология. 2008. № 4. С. 30–45. doi 10.3103/S1068373908040043
7. География почв и почвенное районирование Центрального экономического района СССР / Под ред. Г.В. Добровольского и И.С. Урусевской. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1972. 468 с.
8. *Иванова Н.Н., Шамишурина Е.Н., Голосов В.Н., Беляев В.Р., Маркелов М.В., Парамонова Т.А., Эврар О.* Оценка перераспределения ^{137}Cs экзогенными процессами в днище долины р. Плава (Тульская область) после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2014. Т. 1. № 1. С. 24–34.
9. *Израэль Ю.А., Назаров И.М., Фридман Ш.Д., Квасникова Е.В.* Радиоактивное загрязнение Европейской части СНГ в 1992 году после аварии на Чернобыльской АЭС // Методика и некоторые результаты аэро-гамма-спектральной съемки европейской части России. СПб.: Гидрометеиздат, 1994. С. 16–51.
10. *Караваева Е.Н., Молчанова И.В., Позолотина В.Н.* Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах р. Течи и Исети // Атомная энергия. 1997. Т. 83. Вып. 6. С. 462–565.
11. *Котова А.Ю., Санжарова Н.И.* Поведение некоторых радионуклидов в различных почвах // Почвоведение. 2002. № 1. С. 108–120.
12. *Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н.* Оценка современной динамики осаднакопления в пойме реки Енисей на основе ландшафтно-гидрологического, литологического и радиометрического анализов (на примере острова Черемухов) // Геоморфология. 2005. № 3. С. 42–51.
13. *Литвин Л.Ф., Голосов В.Н., Добровольская Н.Г., Иванова Н.Н., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф.* Стационарные исследования эрозии почв при снеготаянии в Центральном нечерноземье // Эрозия почв и русловые процессы. Вып. 11. 1998. С. 57–76.
14. *Мамихин С.В.* Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. 172 с.
15. *Мамихин С.В., Бадави В.М.* Имитационная модель трехмерной миграции ^{137}Cs в почвах // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2011. № 4. С. 32–36.
16. *Маркелов М., Голосов В., Беляев В.* Изменение темпа аккумуляции наносов на поймах малых рек в центре Русской равнины // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2012. № 5. С. 70–76.
17. Региональный доклад Региональный доклад о состоянии и использовании земель Тульской области в 2014 году. Тула, 2015. 97 с.
18. *Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Маликова И.Н., Восель Ю.С.* Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер Сибири // Геология и геофизика. Т. 51. № 11. 2010. С. 1501–1514.
19. *Уоллинг Д., Голосов В.Н., Квасникова Е., Вандеркастель К.* Экологические проблемы радионуклидного загрязнения малых водосборных бассейнов // Почвоведение. 2000. № 7. С. 888–897.
20. *Фридман Ш.Д., Квасникова Е.В., Глушко О.В., Голосов В.Н., Иванова Н.Н.* Миграция цезия-137 в сопряженных комплексах Среднерусской возвышенности // Метеорология и гидрология. 1997. № 5. С. 45–55.
21. *Щеглов А.И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с.
22. *Belyaev V.R., Golosov V.N., Markelov M.V., Evrard O., Ivanova N.N., Paramonova T.A., Shamshurina E.N.* Using Chernobyl-derived ^{137}Cs to document recent sediment deposition rates on the River Plava floodplain (Central European Russia) // Hydrological Processes. 2013. V. 27. № 6. P. 781–794. doi 10.1002/hyp.9461
23. *Belyaev V.R., Markelov M.V., Golosov V.N., Ivanova N.N., Bonte Ph.* The use of cesium-137 to assess modern agro-genic transformation of soil cover in the areas subjected to Chernobyl fallout // Eurasian Soil Science. 2003. V. 36. № 7. P. 788–802
24. *Golosov V.N., Ivanova N.N.* Sediment associated Chernobyl ^{137}Cs redistribution in the small basins of Central

- Russia. Applied Geomorphology: Theory and Practice / Ed. R.J. Allison. Wiley & Sons, 2002. P. 165–181.
25. *Golosov V., Panin A., Markelov M.* Chernobyl ¹³⁷Cs redistribution in the small basin of the Lokna river, Central Russia // *Phys. Chem. Earth.* 1999. V. 24(10). P. 881–885.
 26. *Konoplev A., Golosov V., Laptev G., Nanba K., Onda Y., Takase T., Wakiyama Y., Yoshimura K.* Behavior of accidentally released radiocesium in soil–water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective // *J. Environ. Radioactiv.* 2016. V. 151. Part 3. P. 568–578. [org/ doi 10.1016/j.jenvrad.2015.06.019](https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.06.019)
 27. *Korobova E.M., Linnik V.G., Chizhikova N.P.* Distribution of ¹³⁷Cs in the particle-size fractions and in the profiles of alluvial soils on floodplains of the Iput and its tributary Buldynka Rivers (Bryansk oblast) // *Eurasian Soil Science.* T. 40(4). 2007. C. 367–379. [doi 10.1134/S1064229307040023](https://doi.org/10.1134/S1064229307040023)
 28. *Paller M.H., Jannik G.T., Fledderman P.D.* Changes in ¹³⁷Cs concentrations in soil and vegetation on the floodplain of the Savannah River over a 30 year period // *J. Environ. Radioact.* 2008. V. 99. P. 1302–1310. [doi 10.1016/j.jenvrad.2008.04.001](https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.04.001)
 29. *Panin A.V., Walling D.E., Golosov V.N.* Fluvial Transport Of Chernobyl ¹³⁷Cs: Case Study Of The Lapky Catchment, Central Russia // *Geomorphology.* V. 40. 2001. P. 185–204.
 30. *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 J. Soil Science.* 2015. V. 4. № 1. P. 30–37.
 31. *Petelko A., Golosov V., Belyaev V.* Experience of design of system of counter-erosion measures // *Proceedings of the 10-th international symposium on river sedimentation.* V. 1. 2007. P. 311–316.
 32. *Ueda S., Hasegawa H., Kakiuchi H., Akata N., Ohtsuka Y.* Fluvial discharges of radiocesium from watersheds contaminated by Fukushima Dai-ichi nuclearplant accident // *Jpn. J. Environ. Radioact.* 2013. V. 118. P. 96–104. [doi 10.1016/j.jenvrad.2012.11.009](https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.11.009)
 33. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome, 2006. 128 p.