

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ МАСШТАБЫ ЛАНДШАФТНОЙ ДИФФЕРЕНЦИАЦИИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

Линник В.Г.

Рассмотрены пространственно-временные масштабы дифференциации техногенных радионуклидов в природных и антропогенных ландшафтах. Анализ распределения техногенных радионуклидов может быть использован как для исследования внутри ландшафтной дифференциации, структур различного масштабного уровня, также для оценки динамики ландшафтных процессов.

Ключевые слова: ландшафт, радионуклиды, радиоэкология

ВВЕДЕНИЕ

Существующие на Земле радионуклиды относятся к трем группам различного генезиса: 1) естественные радионуклиды и продукты их распада, 2) космогенные радионуклиды, 3) радионуклиды антропогенного происхождения. Способность радионуклидов к распаду позволяет использовать их в качестве трассеров и геохронометров самых разнообразных процессов, начиная с эволюции системы кора - мантия и кончая современными процессами в биосфере, атмосфере, гидросфере и в литосфере [1].

Впервые идея о возможности определения геологического времени по радиоактивному распаду природных ядер была высказана Пьером Кюри в 1902 г. на заседании Французского физического общества. С именем В.И. Вернадского связана история изучения радиоактивных элементов для геологии в России. Новые задачи геохимии, связанные с исследованием радиоактивности в геологической истории Земли, были поставлены В.И. Вернадским еще в 1910 г.: «для объяснения теплоты земного шара, для определения его возраста, для исчисления годами геологических периодов, для образования горных цепей» [2].

В.И. Вернадским уделялось существенное внимание изучению поведения естественных радионуклидов в биосфере. В организованной им Биогеохимической лаборатории (БИОГЕЛ), которая в дальнейшем была преобразована в Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского, были поставлены работы по исследованию содержания естественных радионуклидов (прежде всего изотопов Ra) в растениях.

В 50-е гг. XX века в связи с созданием атомной промышленности, испытанием ядерного оружия и последовавшего загрязнения окружающей среды искусственными радионуклидами, приоритетное развитие получили радиоэкологические работы, направленные на изучение концентрации, миграции радиоактивных нуклидов в биосфере, а также влияние ионизирующих излучений на организмы, популяции и сообщества. Как один из разделов экологии, радиоэкология исследует миграцию радионуклидов в пищевых цепях организмов (в том числе в пищевых цепях сельскохозяйственных животных и человека),

акцентируя внимание на проблемах интенсивности биогенного круговорота изотопов в агроценозах, водоёмах, лесных экосистемах.

Ландшафтные принципы исследования радиоактивности в окружающей среде впервые стали применяться при обосновании выбора площадок для строительства АЭС [3, 4] и организации комплексного мониторинга действующих АЭС [5, 6].

26 апреля 1986 г. на четвертом блоке Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) произошла крупнейшая за всю историю ядерной энергетики радиационная авария. Аварии на ЧАЭС предшествовали серьезные радиационные инциденты в Уиндскейле (Великобритания, 1957 г.), Три Майл Айленде (США, 1979 г.), а также на промышленном комплексе «Маяк» (СССР, 1957 г.).

Уникальность аварии на ЧАЭС заключается в масштабах радиоактивного загрязнения, охватившего значительную часть территории Украины, Беларуси, России и ряда стран Западной Европы. Радиоактивное загрязнение сформировалось в результате атмосферных выпадений, которые под действием ландшафтных факторов трансформировались в поля радионуклидного загрязнения различной иерархической структуры.

Ландшафтные исследования были востребованы и нашли различное применение с первых дней осуществления работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, причем представления о морфологической структуре ландшафта [7] были ключевыми при решении задач пространственно-временного ландшафтно-радиоэкологического моделирования и прогнозирования.

Для решения задач радиоэкологического моделирования были предложены ландшафтные принципы организации ГИС [8, 9]. Ландшафтный блок включает карты условий биогенной и абиогенной миграции техногенных радионуклидов, подробная классификация ландшафтов по условиям миграции радионуклидов на примере 30-км зоны ЧАЭС представлена в работе [10].

Ландшафтно-радиоэкологические исследования являются основой для пространственного анализа распределения радионуклидов, оценки эффективности контрмер, оптимизации сельскохозяйственного и лесохозяйственного использования загрязненных радионуклидами территорий.

1. ЛАНДШАФТНЫЕ ПРИНЦИПЫ АНАЛИЗА ДИФФЕРЕНЦИАЦИИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

Поступление радионуклидов в результате радиационных инцидентов происходило двумя способами: воздушным (аварии на предприятиях ядерно-топливного цикла, испытания ядерного оружия на полигонах) и водным (сбросы предприятий радиохимического производства).

Крупномасштабные исследования распределения радионуклидов в ландшафтах имеют важное методическое значение для выявления факторов и механизмов внутри ландшафтной дифференциации. Соотношение факторов дифференциации и показателей интеграции определяется выбранной моделью геосистемы (фацция, ландшафт, речной бассейн). В пределах отдельных морфологических частей ландшафта происходит дифференциация потоков радионуклидов, для твердого стока обусловленная различной интенсивностью эрозионных процессов, интеграция

связана с аккумуляцией (по днищам балок и других элементов гидрографической сети). Следующий уровень интеграции – это бассейны более крупного порядка. Причем за счет затухания процессов миграции (имеется в виду твердый сток) на каждом последующем звене гидрографической сети происходит снижение интенсивности потока за пределы геосистемы. Аналогичные идеи развиваются в геохимии ландшафта, где предложена теория каскадно-геохимических систем [11].

Формирование в 70-ые годы XX века структурно-динамического направления в ландшафтоведении [12] базировалось на стационарных исследованиях, своего рода полевых лабораториях, где проводились крупномасштабные полевые исследования, нацеленные на изучение структуры, интенсивности потоков вещества, их трансформации в условиях антропогенного воздействия.

Геофизические методы исследования ландшафта были предложены для изучения природно-территориальных комплексов как функционально-целостных систем [13].

Традиционная задача физической географии – анализ факторов пространственной дифференциации и формирования геосистем (в том числе анализа физических полей) – имеет также геофизический аспект [14].

Методологические принципы организации стационарных ландшафтно-радиоэкологических исследований [15] базируются на ландшафтно-геофизическом направлении [13, 14], которое использует как традиционные ландшафтные методы полевых и стационарных исследований, так и физические методы измерения радиоактивности с использованием полевой радиометрии.

Выбор ландшафтно-геофизического направления в радиоэкологических исследованиях обусловлен тем, что в дальнейшем при геоинформационном моделировании широко используются ЦММ (основа цифровой модели ландшафта). Процессы латеральной миграции в ландшафтах контролируются гравитационными процессами, что находит отражение в поверхностном смыве вещества. Геофизические процессы (жидкий и твердый сток) базируются в значительной степени на гравитационных ускорениях - именно геофизические процессы задают направление и скорость процесса [13].

Временной аспект ландшафтно-радиационных исследований включает исследование скорости латеральной и вертикальной миграции, которая спустя несколько лет после аварии на ЧАЭС привела к затуханию интенсивности абиогенных потоков ^{137}Cs , связанных с трансформацией обменно-сорбированных форм в почвенном поглощающем комплексе.

Использование одного ландшафтного анализа в классическом понимании для моделирования распределения техногенных радионуклидов недостаточно и должно сопровождаться дополнительными (гидрологическими, гранулометрическими и прочими результатами), которые в своей совокупности могут дать целостное представление о формировании поля радионуклидного загрязнения.

В работах [12, 13] развиты теоретические представления о геосистемной организации, под которой понимается возникновение во времени и пространстве структур исследуемых явлений. Формирование структур распределения радионуклидов происходило под воздействием различных факторов, меняющихся в

зависимости от уровня иерархии природных систем. Разномасштабное картографирование радионуклидного загрязнения позволяет исследовать иерархию геосистемных структур, степень их выраженности, упорядоченность латеральных потоков радионуклидов на разных уровнях ландшафтной организации [16, 17].

2. ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ МАСШТАБЫ ДИФФЕРЕНЦИАЦИИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛАНДШАФТАХ

Анализ загрязнения ^{137}Cs на разных масштабных уровнях (рис.1) предоставляет уникальную возможность исследования уровней ландшафтной организации. Выявление иерархических структур радионуклидного загрязнения может быть полезным для исследования закономерностей пространственно-временной организации ландшафтов с характерными временами от суток до нескольких десятков лет, а также с пространственными размерами от сантиметров до тысяч километров.

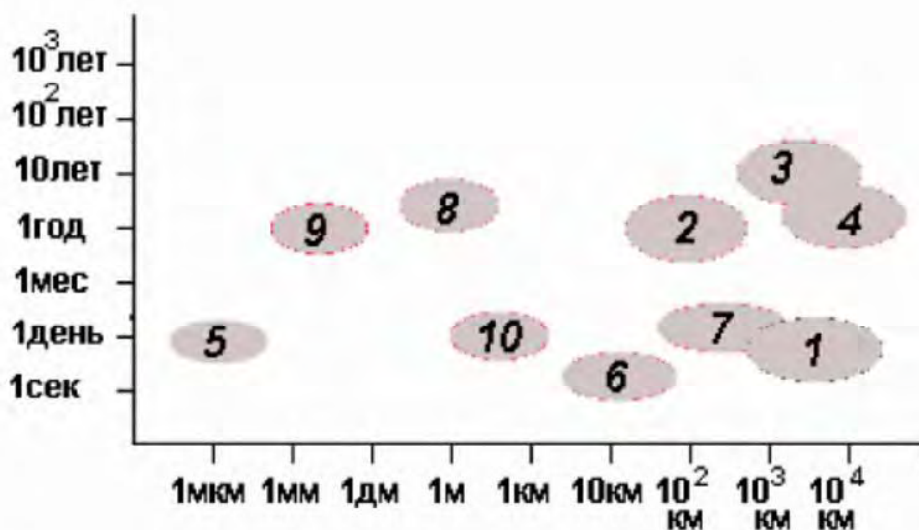


Рис.1 Пространственно-временные масштабы дифференциации техногенных радионуклидов в ландшафтах:

1– Радиоактивное загрязнение в результате аварии на ЧАЭС; 2– радионуклидное загрязнение р.Теча; 3 – радионуклидное загрязнение р.Енисей; 4– глобальное загрязнение окружающей среды в результате выпадений продуктов испытаний ядерного оружия; 5– сорбция радионуклидов в системе «вода-донные отложения»; 6– «мокрые» выпадения; 7– «сухие» выпадения; 8– латеральная миграция ^{137}Cs ; 9– радиальная миграция ^{137}Cs ; 10– биогенная миграция (загрязнение молока в пастбищный период).

Первый масштабный уровень загрязнения ^{137}Cs в результате выпадений продуктов испытаний ядерного оружия связан с общими закономерностями циркуляции атмосферы. Именно атмосферные процессы определили особенности глобальных выпадений продуктов ядерных испытаний. Глобальный перенос радионуклидов контролируется геофизическими факторами, тогда как на ландшафтном уровне - наряду с геофизическими факторами действуют геохимические и биогенные факторы. Роль геофизических факторов в зональном распределении глобальных выпадений достаточно подробно исследована [18].

При ядерных взрывах в атмосфере значительная часть осадков (при наземных взрывах до 50%) выпадает вблизи района испытаний. Большая часть радионуклидов выбрасывается в стратосферу (на высоту 10-15 км), где происходит их глобальное рассеивание и в значительной степени распад. Часть радиоактивных веществ задерживается в нижней части атмосферы и под действием ветра перемещается на большие расстояния, оставаясь примерно на одной и той же широте. Находясь в воздухе примерно месяц, радиоактивные вещества во время этого перемещения постепенно выпадают на Землю.

Направление и скорость ветра на разных высотных уровнях были главным фактором в переносе радиоактивных продуктов выбросов ЧАЭС. Конкретная синоптическая ситуация, в первую очередь интенсивность выпавших осадков, ответственна за формирование региональных полей радионуклидного загрязнения аварийного выброса на ЧАЭС.

Распределение техногенных радионуклидов в окружающей среде характеризуется различными пространственно-временными масштабами. В результате аварии на ЧАЭС, где активная фаза поступления радионуклидов из реактора датируется временным интервалом 26 апреля – 10 мая 1986, загрязнение распространилось на тысячи километров, по пространственным масштабам загрязнения авария на ЧАЭС приближается к глобальному типу загрязнению, сформированному в результате атмосферных испытаний ядерного оружия.

За пределами 30-км зоны радиоактивному загрязнению подверглись значительные площади сельскохозяйственных угодий и лесных массивов. Радиоактивное загрязнение территории характеризуется значительной неоднородностью, связанной с различной интенсивностью атмосферных осадков в начальный период выпадений (26-30 апреля 1986 г.). Максимальные уровни загрязнения отмечены в западной части Брянской области в полесских ландшафтах с высокой интенсивностью биогеохимической миграции ^{137}Cs .

Взаимодействие с подстилающей поверхностью определило второй масштабный уровень поля радионуклидного загрязнения. В результате картографирования радиоактивного загрязнения показана важная роль орографических факторов в осаждении радионуклидов, как это было установлено для Донецкого кряжа [19], а также для Среднерусской возвышенности в пределах Тульской области («Плавское радиоактивное пятно» [20, 21]).

Третий уровень дифференциации радиоактивного загрязнения связан с интенсивностью атмосферных осадков, которые вымывали аэрозоли из радиоактивного облака («мокрые» выпадения), сформированного в результате

аварии на ЧАЭС. Это привело к крайне неоднородной структуре поля радиоактивного загрязнения территории (рис.2), которая на самом деле является отражением суперпозиции двух стохастических процессов: объемной активности радионуклидов в атмосфере в момент прохождения облака и интенсивности выпадающих осадков.

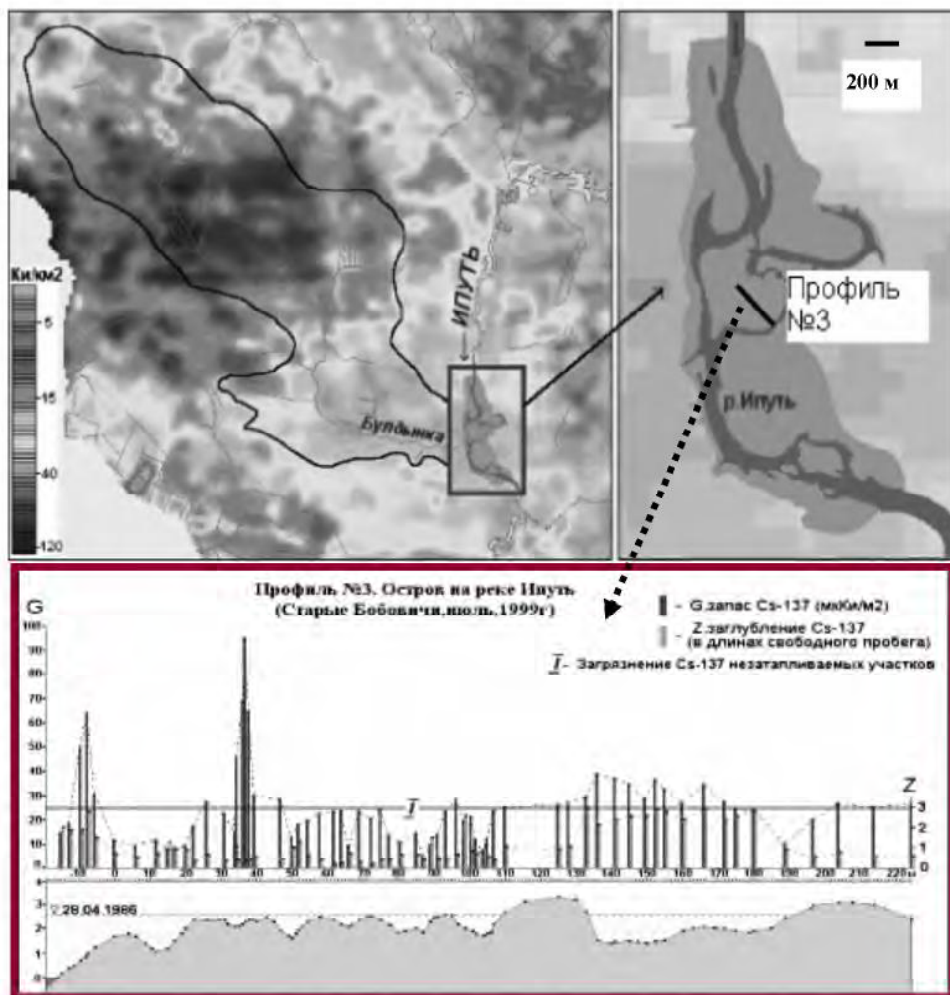


Рис.2. Распределение ^{137}Cs на разных масштабных уровнях в предполесских ландшафтах Брянской области

Поскольку выпадения атмосферных осадков в период 26-30 апреля 1986 г. носили крайне неравномерный характер, то и размеры и форма таких «пятен» загрязнения

составляют от нескольких километров до десятка километра, соответствующих размерам дождевого облака. Структура пятен радиоактивного загрязнения имеет явно выраженный фрактальный характер, что может быть выявлено при исследовании радиоактивного загрязнения на разных масштабных уровнях.

На рис.2. представлены данные радиационного загрязнения ^{137}Cs , полученные на двух масштабных уровнях: в результате дистанционных измерений (аэрогаммасъемка), выполненной в масштабе 1:25000 и наземных спектрометрических измерений (масштаб 1:500). Следует подчеркнуть, что начальное поле радиоактивного загрязнения в полесских ландшафтах Брянской области практически не изменило свои очертания в силу слабой выраженности латеральной миграции.

На данной территории преобладают полесские и предполесские ландшафты [22]. Центральная часть района исследования пересекается долиной р.Ипуть с развитыми надпойменными террасами. На фрагменте карты загрязнения ^{137}Cs бассейна р.Булдынка четко видна неоднородность радиоактивного загрязнения ^{137}Cs в интервале 5-120 Ки/км², которая может быть выявлена только в случае непрерывной воздушной съемки. При выбранном масштабе съемки (1:25000) первичная информационная единица измерения имеет размер 100x100 м. В ее пределах значение плотности загрязнения ^{137}Cs принимает одинаковое значение. Фактически, можно говорить о том, что съемка в данном масштабе позволяет исследовать дифференциацию радиоактивного загрязнения на уровне отдельных урочищ и групп урочищ.

Выполненный нами анализ показал, что на данном масштабном уровне приуроченность радиоактивного загрязнения к отдельным ландшафтным объектам, в первую очередь к высотному положению, не выявляется, поскольку решающее значение в формировании поля радиоактивного загрязнения имела интенсивность выпавших осадков.

Для исследования внутри фациальной дифференциации ^{137}Cs в гидроморфных условиях на пойменном луговом массиве р.Ипуть была проведена исследования в масштабе 1:500 (профиль №3). В результате было показано, что для однородных по загрязнению (по результатам аэрогаммасъемки) ландшафтных выделов наблюдается существенная дифференциация в плотности загрязнения ^{137}Cs , связанная с характером формирования первичного поля радиоактивного загрязнения в период прохождения радиоактивного облака. В ее формировании решающую роль сыграли ландшафтно-гидрологические условия [23, 24].

Для условий аэрального поступления радионуклидов на водную поверхность (авария на ЧАЭС) важное значение в формировании поля радионуклидного загрязнения имеют гидрологические условия на дату выпадений радионуклидов. В том случае, если атмосферные выпадения продуктов аварии на ЧАЭС происходили в фазе вхождения пойменных вод в русло реки (р.Плава, р.Беседь), то дифференциация радионуклидного загрязнения пойменных ландшафтов не сильно выражена, как для затопленной на момент выпадений поймы рек Ипуть, Унеча.

Для пойменных ландшафтов р. Ипуть важный фактор дифференциации радионуклидов – это уровень затопления на момент аэрозольных выпадений, который четко разграничил пойменный ландшафт на две зоны: на затопленных участках формирование поля радионуклидного загрязнения связано с русловыми

процессами, тогда как на вышедших из режима затопления поле загрязнения трансформировалось в результате смыва атмосферными осадками, затем выщелачивания из почвы радионуклидов в последующие года в результате затопления.

Осажденные на водную поверхность радионуклиды в дальнейшем были вынесены за пределы бассейна, будучи частично депонированными в донных отложениях и на затопленных участках поймы. После вхождения вод в русло наблюдалась фиксация радионуклидов в почвенном покрове. Последующие паводки, когда ^{137}Cs , прочно сорбировался почвенными частицами, приводили к медленному выщелачиванию радионуклидов из порового раствора в самой пойме, однако в целом это не оказало существенного влияния на структурное изменение поля загрязнения, в целом вклад поймы в вынос радионуклидов был минимальным (проценты и доли процентов).

При «сухих» выпадениях продуктов аварийного выброса на ЧАЭС в автоморфных условиях (рис. 1) сформировались более крупные по площади и более однородные по плотности радионуклидного загрязнения участки, которые характерны больше для территории Брянской области, расположенной восточнее г.Клинцы и г.Стародуб, где преобладают ландшафты ополей, представленные возвышенными междуречными распаханными равнинами, лессовидно-суглинистые на морене со светло-серыми лесными почвами.

Дифференциация выпадений на «сухие» и «мокрые» разнообразила картину радионуклидного загрязнения территорий, а сам характер природных и антропогенных ландшафтов (лесные участки, пойменные ландшафты, агроценозы) определил следующий масштабный уровень ландшафтной дифференциации, где важное значение имело сезонное состояние ПТК на момент выпадений (степень затопления пойменных ПТК, фенофаза лиственных пород в лесу или растительности на сенокосах и пастбищах).

В начальный момент аварии на ЧАЭС 60 - 90 % радиоактивных выпадений на лес было задержано надземной фитомассой древостоя. Главным фактором, определяющим скорость естественного самоочищения крон, являлась интенсивность ростовых процессов [25]. По истечении года после аварии основная часть радионуклидов (95 %) переместилась из надземной части древесного яруса на поверхность лесной подстилки.

В лесных ландшафтах дифференциация радионуклидного загрязнения при общем случайном характере выпадений происходила при осаждении на поверхности крон деревьев. В смешанных лесах Брянской области дифференциация загрязнения ^{137}Cs связана с тем, что в конце апреля – начале мая 1986 г. аэрозольные частицы по разному перехватывались кронами деревьев: на хвойных породах аэрозоли осаждались на поверхности крон, под лиственными породами, которые на момент выпадения были без листвы - осаждались на почву. Поступившие на поверхность почвы радионуклиды в дальнейшем концентрировались в дерновом слое или подстилке, выполняющих роль биогеохимического барьера [26].

Первичная картина поля загрязнения усложнялась при мокрых выпадениях – при интенсивных осадках образовались микроструктуры загрязнения, связанные как с пространственной неоднородностью выпадения дождевых осадков, так и с полнотой древостоя и плотностью крон [27].

Латеральная миграция радионуклидов в составе поверхностного стока как фактор дифференциации была несущественна: за 5 лет после аварии в 30-км зоне ЧАЭС не наблюдалось существенного перераспределения радионуклидов в системе геохимически сопряженных лесных ландшафтов [25].

В целом фактор гидроморфизма играл ведущую роль как в латеральной, так и радиальной дифференциации техногенных радионуклидов, тогда как в автоморфных ландшафтах дифференциация техногенных радионуклидов практически не выражена [28]. Высокой скоростью (часы, сутки) и небольшими масштабами (микронны) характеризуются сорбционные процессы в системе «вода - донные отложения», а также биогеохимическая миграция ^{137}Cs (загрязнение молока при выпасе коров на загрязненных лугах наступает за сутки, рис. 1).

Существенно иные характерные времена характеризуют процессы радиоактивного загрязнения пойменных ландшафтов в результате сбросов радионуклидов на предприятиях ЯТЦ (рис.1) - примерно 30 лет (ГХК, г.Железнодорожск, загрязнение р. Енисей на расстоянии 2000 км) и 4-6 лет (р.Теча, протяженность зоны загрязнения около 200 км, сбросы ПО МАЯК). Длительный характер поступления радионуклидов в пойменные и аквальные ландшафты р.Теча [29] и р.Енисей сформировал свои условия дифференциации техногенных радионуклидов, обусловленный в первую очередь ландшафтно-гидрологическими условиями осаждения аллювиальных отложений, загрязненных техногенными радионуклидами.

Водный перенос в загрязнении ландшафтов играет главную роль в районах сброса жидких радиоактивных отходов в речные системы (р.Теча, р.Енисей), где радионуклидное загрязнение происходило в результате многолетних поступлений радиоактивности. Поэтому реальная картина загрязнения пойменных ландшафтов может быть представлена в виде «многослойного пирога», где каждый слой характеризует определенный гидрологический режим осаждения техногенных радионуклидов, причем в условиях динамического протекания русловых процессов (р.Енисей) важное значение имеют процессы переотложения аллювиальных наносов, что резко усложняет поэтапную реконструкцию радиационной обстановки в поймах рек.

Список литературы

1. Титаева Н.А. Ядерная геохимия - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1992. - 271с.
2. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения / АН СССР. Ин-т геохимии и аналит. химии. - М.: Наука, 1965. - 374 с.
3. Малишева Л.Л., Клоев Н.Н., Баримова Н.А., Гораньков И.К., Люри Д.И., Мигалин С.Н., Филатов Б.С. Геоэкологические исследования в районах размещения АЭС. - М.: Б.И., 1992. - 83 с.
4. Гродзинський М.Д. Основи ландшафтної екології: Підручник. - К.: Либідь, 1993. - 224 с.
5. Малишева Л.Л., Романчук С.П., Щур Ю.В., Рибалко С.І., Проскура М.І., Люри Д.И. Ландшафтні основи комплексного моніторингу в 30-км зоні АЕС. - Черніобіль: препринт НПО "Прип'ять", 1992. - 21 с.
6. Малишева Л.Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану територій. - К.: Вид-во Київського ун-ту, 1998. - 264 с.
7. Солнцев Н.А. Учение о ландшафте (избранные труды). - М.: Изд-во МГУ, 2001. - 384 с.
8. Давыдчук В.С., Линник В.Г., Чепурной Н.Д. Организация геоинформационных систем для моделирования антропогенных нарушений природной среды крупных регионов//Глобальные проблемы современности: региональные аспекты. - М.: ВНИИСИ, 1988. - Вып.5. - С.163-167.
9. Давыдчук В.С., Линник В.Г. Ландшафтный блок геоинформационной системы//Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. - 1989. - №5. - С.25-32.

10. Давыдчук В.С., Зарудная Р.Ф., Михели С.В. и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. - Киев: Наукова думка, 1994. - 112 с.
11. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафтов. - М.: Атрея-2000. - 1999. - 764 с.
12. Дьяконов К.Н., Солнцев В.Н. Пространственно-временной анализ геосистемной организации: основные итоги и перспективы//Вестник Моск. ун-та. Сер. геогр. - 1998. - №4. - С.21-28.
13. Сысуев В.В. Физико-математические основы ландшафтоведения. - М.: Географический факультет МГУ, 2003. - 175 с.
14. Дьяконов К.Н. Геофизика ландшафта. Метод балансов: Учеб.-метод. пособие. - М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1988. - 95 с.
15. Линник В.Г. Ландшафтно-радиоэкологические исследования в связи с аварией на Чернобыльской АЭС//Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. - 1996. - №1. - С. 38-44.
16. Linnik V.G., Saveliev A.A., Govorun A.P., Ivanitsky O.M., Sokolov A.V. Spatial Variability and Topographic Factors of ¹³⁷Cs Soil Contamination at a Field Scale// International Journal of Ecology & Development. - 2007. - Vol. 8. - No.7. - P.8-25.
17. Linnik V.G., Saveliev A.A., Govorun A.P., Sokolov A.V. Spatial analysis and modeling of Cs-137 distribution at the microlandscape level (the Bryansk region). In.: Landscape Analysis for Sustainable Development. Theory and Applications of Landscape Science in Russia. Ed. K.N. Dyakonov, N.S. Kasimov., A.V. Khoroshchv, A.V. Kushlin. - Moscow, 2007. - P.190-199.
18. Израэль Ю. А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий.- СПб.: Прогресс-Погода, 1996.- 356 с.
19. Квасникова Е.В., Стукин Е.Д., Фридман Ш.Д., Шушарина Н.М. Первичное радиоэкологическое районирование территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС//Геохимия. - №7. - 1993. - С.1030-1043.
20. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины /Разработан в Институте глобального климата и экологии Росгидромета и РАН под научным руководством академика Ю.А. Израэля. - М.: Федеральная служба геодезии и картографии России, 1998. - 143 с.
21. Израэль Ю.А., Квасникова Е.В. Коллекция географических изображений полей радиоактивного загрязнения//Известия РАН. Серия географическая. - 2007. - №5. - С.7-17.
22. Волкова Н.И. Структурно-генетический ряд ландшафтов полей и ополей// В сб.: Современные проблемы физической географии. - М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1989. - С.122-134.
23. Линник В.Г. Ландшафтно-гидрологические условия распределения ¹³⁷Cs в пойме р. Ипуть (Брянская область)//Эрозия почв и русловые процессы. Вып.13. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 2001. - С.120-132.
24. Линник В.Г., Говорун А.П., Моисеенко Ф.В., Белоус Н.М. Исследование характера загрязнения Cs-137 пойменных лугов р.Ипуть (по результатам радиометрических исследований 2001 г.)//В кн.: Повышение плодородия, продуктивности дерново-подзолистых песчаных почв и реабилитация радиационно загрязненных сельскохозяйственных угодий. - М.: Агроконсалт, 2002. - С.125-145.
25. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Радиационно-защитные мероприятия в лесах зоны радиоактивного отчуждения ЧАЭС и оценка их эффективности // Лесное хозяйство. - 1993. - N 4. - С. 30-32.
26. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. - М.: Наука. 2000. - 268 с.
27. Линник В.Г., Говорун А.П., Савельев А.А. Влияние микрорельефа на пространственное распределение ¹³⁷Cs в гидроморфных почвах Брянской области//Современные проблемы загрязнения почв. II Международная научная конференция. Москва, 28 мая - 1 июня 2007 г. Сборник материалов. - М.: МГУ, 2007. - Том 1. - С. 140-145.
28. Геохимия техногенных радионуклидов/Под ред. Э.В. Собоновича и Г.Н. Бондаренко. Киев: Наукова думка, 2002. - 332 с.
29. Линник В.Г. Закономерности распределения ¹³⁷Cs в пойме р.Теча (на примере участка у п.Мусломово)//XV пленарное межвузовское координационное совещание по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов. Волгоград, 3-5 октября 2000 г. Доклады и краткие сообщения. МГУ, ВГПУ. - Волгоград-Москва: Перемена, 2000. - С.122-124.

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ МАСШТАБЫ ЛАНДШАФТНОЙ ...

Линик И.Г. Просторово-часові масштаби ландшафтної диференціації техногенних радіонуклідів. Розглянуто просторово-часові масштаби диференціації техногенних радіонуклідів у природних і антропогенних ландшафтах. Аналіз розподілу техногенних радіонуклідів може бути використаний як для дослідження усередині ландшафтної диференціації, структур різного масштабного рівня, також для оцінки динаміки ландшафтних процесів.

Ключові слова: ландшафт, радіонукліди, радіоекологія.

Linnik V.G. Existential scales of landscape differentiation of technogenic radionuclears. The existential scales of differentiation technogenic radionuclears in natural and anthropogenous landscapes are considered. The analysis of distribution technogenic radionuclears can be used as for research inside of landscape differentiation, structures of a various scale level, also for an estimation of dynamics processes in the landscape.

Key words: a landscape, радионуклиды, radioecology.

Статья поступила в редакцию 25.07.2008 г