

## ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКИЙ ПОДХОД К ИЗУЧЕНИЮ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ МАЛЫХ ВОДОСБОРОВ В ПРЕДЕЛАХ ОСВАИВАЕМЫХ РАВНИН

*Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,  
географический факультет, Москва, Россия  
e-mail: ivanovm@bk.ru*

Для адекватной экологической оценки пространственно-временного развития загрязнения необходимо создание специальной методической базы по сбору и анализу фактического материала, которая должна учитывать различные аспекты изменений, происходящих с наносами в процессе транспортировки водными потоками. Антропогенный изотоп  $^{137}\text{Cs}$  — один из наиболее известных радиоактивных трассеров, используемых в эрозионных исследованиях. Обильные выпадения  $^{137}\text{Cs}$  на территории Восточно-Европейской равнины после аварии на ЧАЭС привели к возникновению высокоинтенсивного загрязнения. Устойчивая сорбция радионуклидов почвой и последующая эрозия стали причиной перераспределения  $^{137}\text{Cs}$  вместе с частицами почвы, большее количество которых после смыва откладывалось в верхних звеньях флювиальной сети.

**Ключевые слова:** экологическая геоморфология, методика геоморфологических исследований, Cs-137, эрозия, флювиальная геоморфология.

### Введение

Радиоактивное загрязнение — одно из наиболее серьезных последствий человеческой деятельности, оказывающих отрицательное влияние на окружающую среду и человека. Формируемое в результате промышленных выбросов или техногенных катастроф поле загрязнения нередко представляет собой крайне сложный объект для исследования. Ряд загрязнителей сорбируется на почвенных частицах. Экзогенные процессы, транспортирующие рыхлый материал, приводят к трансформации поля загрязнения. Степень трансформации зависит от интенсивности экзогенных процессов.

Водная эрозия — наиболее интенсивный агент рельефообразования, перемещающий наносы в пределах равнин умеренного пояса. В силу этого изучение пространственных особенностей ее развития служит необходимой составляющей для понимания особенностей трансформации поля радиоактивного загрязнения в заданных масштабах исследований. Сбор полевых данных по этой проблеме требует применения специально разработанной методики.

Одной из сложностей при создании такой методики является необходимость максимально детально охарактеризовать особенности перераспределения наносов и переносимых совместно с ними загрязняющих радионуклидов при минимально возможных затратах на аналитические исследования. Решение может быть найдено при применении накопленного геоморфологического знания об эрозионно-аккумулятивных процессах, что может существенно рационализировать процесс отбора проб почв и отложений для последующих лабораторных исследований.

В данной работе рассматривается применение геоморфологических знаний для изучения развития загрязнения малых водосборов в зоне интенсивных радиоактивных выпадений.

### Общие принципы изучения трансформации поля радиоактивного загрязнения

Речной бассейн как многоуровневая литодинамическая каскадная система [1], подразделяется на серию подсистем — водосборов более низкого порядка [2]. Соответственно латеральная миграция радионуклидов, прежде всего изотопа цезия-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ), переносимых совместно с почвенными частицами, происходит в различных частях

бассейна. При исследовании трансформации поля радиоактивного загрязнения необходимо иметь представление об изменении (или отсутствия изменений, если не учитывать естественный полураспад радиоизотопа) концентраций изотопа в почве или отложениях для каждого элемента рельефа. Детальность подобных исследований напрямую зависит от масштаба исследуемого объекта.

Наиболее крупный масштаб приурочен к точечным исследованиям, связанным с оценкой запасов на конкретно выбранной геоморфологической позиции. На этом уровне порядок отбора проб субстрата требует конкретных знаний о вертикальной миграции изотопа и его возможного распределения в толще отложений, а также об особенностях развития микрорельефа.

Следующий этап – исследования более мелкого масштаба, где основными объектами изучения служат внутренняя структура и геоморфологические особенности склоновых и балочных водосборов. Пространственная структура водосборов выражается в виде совокупности индивидуальных, однородных, неделимых поверхностей, отличающихся особенностями проявления эрозионно-аккумулятивных процессов – литодинамических зон [3].

Существуют две основные проблемы, требующие решения в рамках исследований данного масштаба. В первую очередь необходимо четкое выделение границ различных литодинамических зон для их дальнейшего изучения. При этом должен соблюдаться принцип полной делимости территории водосбора на конкретные типы. Во-вторых, возникает проблема размещения сети точек отбора, которая должна максимально полно фиксировать пространственную неоднородность развития эрозионно-аккумулятивных процессов, при этом оставаясь технически реализуемой в рамках проводимого исследования.

### **Основные проблемы и пути их решения при изучении миграции наносов и содержащихся в них загрязнителей**

**Общие особенности исследований.** Во-первых, необходимо учитывать как естественные, так и антропогенно-обусловленные факторы развития рельефа водосборов. Для центральной полосы России интенсивный рост поступления загрязняющих веществ в природные и антропогенно-преобразованные ландшафты был связан преимущественно с ростом промышленного производства и многими другими событиями XX века. Несмотря на то, что столетие – весьма короткий период для естественного развития рельефа, именно в это время возросшая антропогенная нагрузка послужила мощным толчком к интенсификации многих процессов, включая эрозионные [3]. Любые серьезные изменения в системе землепользования накладывают отпечаток на баланс вещества на всем водосборе.

Во-вторых, необходим анализ случайных событий, выбивающихся из общего порядка функционирования водосбора как системы по перераспределению вещества и энергии. К таким событиям могут быть отнесены крупные ливни, приводящие к формированию мощных склоновых потоков. В таком случае простое осреднение данных за многолетние периоды становится некорректным и требует подробного рассмотрения. В некоторых случаях получение среднегодовых показателей становится методически сложной проблемой в силу несистематического выпадения высокоинтенсивных осадков [30].

В-третьих, изучаемый субстрат должен быть исследован на однородность. В случае с  $^{137}\text{Cs}$  особого внимания заслуживает гранулометрический состав наносов, на поверхности частиц которых происходит сорбция радионуклидов. Поскольку площадь поверхности сорбции находится в обратной связи с размером частицы, то при прочих равных условиях сорбционная способность глины значительно превышает способность песка. Таким образом, основной объем радионуклидов в почве ассоциирован с алевритистой (пылеватой) фракцией и илистой фракцией (глинистые частицы).

Если в процессе миграции наносов происходит сортировка материала по крупности, то это может привести к увеличению запасов  $^{137}\text{Cs}$  непропорционально общим объемам аккумуляции наносов.

**Определение содержания загрязнителя.** Существуют два подхода при отборе проб: интегральный и послойный.

Основная задача при интегральном отборе — определение суммарных запасов загрязнителя в толще заданной мощности. Главное назначение отбора таких проб — выделение латеральных особенностей распределения содержания искомого компонента. В силу того, что отбор проводится фактически “вслепую”, без описания изучаемой толщи возникает важный вопрос: является ли заданная глубина пробоотбора достаточной для определения суммарного запаса радионуклида в данной точке? В связи с этим корректное применение методики невозможно без оценки вертикального распределения изотопа  $^{137}\text{Cs}$  на конкретно исследуемом элементе рельефа, в пределах которого могут доминировать как процессы эрозии, так и аккумуляции. При этом наиболее существенно следующее:

1. *Эрозионно-аккумулятивные процессы*, могут, как сокращать, так и увеличивать мощность слоя загрязнения. Так в аккумулятивных обстановках, где происходит переотложение наносов, глубина отбора должна быть увеличена для отбора всей загрязненной толщи.

2. *Почвенная фауна*, способна перемешивать большие объемы почвенного материала, привнося материал из более высоких загрязненных горизонтов в более глубокие [4, 5].

3. *Антропогенное воздействие*, выражается, главным образом, во вспахивании и перемешивании почвы, что способствует проникновению большей части радионуклидов вглубь почвенной толщи. Обычно, без вмешательства человека и при отсутствии аккумуляции наносов, свыше 90% от общего запаса радионуклидов сохраняется в приповерхностном 10–15 см слое [6, 7]. Но при вспашке глубина отбора проб должна превосходить мощность пахотного горизонта [8–10].

Главная цель — получение эпюры вертикального распределения содержания  $^{137}\text{Cs}$ . Анализ вертикального распределения радиоизотопов в толще позволяет выделить слой максимального загрязнения, соответствующего моменту выпадения, что впоследствии дает возможность определить мощность аккумулятивной выше толщи (при ее наличии) и оценить средние темпы аккумуляции наносов. При этом почвенная толща в стенке почвенного разреза или изымаемого монолита с фиксированной площадью разделяется на горизонты мощностью 2–5 см, из которых отбираются пробы [9–11].

**Исследование склоновых и балочных водосборов.** В силу того, что латеральная миграция  $^{137}\text{Cs}$  определяется процессами перераспределения наносов, изначально сформировавшееся после выпадения  $^{137}\text{Cs}$  из атмосферы поле загрязнения постепенно будет трансформироваться согласованно с развитием рельефа водосбора.

Отсюда следует, что предметное рассмотрение трансформации поля загрязнения должно производиться при использовании произвольной системы сбора полевой информации, учитывая структуру водосбора — взаимное расположение различных литодинамических зон, где геоморфологические процессы протекают с различной интенсивностью и направленностью [3] (табл. 1). Эти зоны разделяются литодинамическими границами: линиями перегиба рельефа (тыловые швы, бровки и т.д.), а также антропогенно-обусловленными рубежами, например, границами пашни, насыпями дорог и т.п. Переход от одной литодинамической зоны к другой подразумевает относительную резкую смену морфологических и морфометрических свойств поверхности [12, 13].

При выделении типов литодинамических зон принцип однородности должен сохраняться также и во временном отношении. Если в течение интересующего отрезка

## Типы литодинамических зон

| Тип                      | Особенности рельефа и подстилающей поверхности                                                                                                                         | Особенности проявления эрозионно-аккумулятивных процессов                                                                                                                                                   |
|--------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Стабильный               | плоские субгоризонтальные задернованные или залесенные приводораздельные участки междуречий                                                                            | практически полное отсутствие денудации за счет низких скоростей водного потока и высокой эрозионной устойчивости почвенно-растительного покрова                                                            |
| Денудационно-транзитный  | обрабатываемые склоны междуречий и борта эрозионных долин, используемые в качестве пастбищ                                                                             | денудация материала водными потоками (плоскостной смыв, ручейковая и линейная эрозия); интенсивность смыва определяется преимущественно интенсивностью выпадения осадков и состоянием растительного покрова |
| Транзитно-аккумулятивный | днища долин, поймы рек, естественные водоемы; залесенные участки склонов; зоны талых и дождевых вод гидротехнических сооружений и объектов транспортной инфраструктуры | преобладание процессов аккумуляции наносов                                                                                                                                                                  |

времени на заданном участке водосбора изменились темпы или направленность эрозионно-аккумулятивных, то меняется и тип данной зоны.

В стабильных литодинамических зонах эрозионный смыв незначителен (табл. 1), изменения содержания загрязнителей минимально. Здесь запас  $^{137}\text{Cs}$  можно считать относительно “ненарушенным” [14, 15].

Определение опорных запасов — отправная точка в исследовании относительных изменений содержания загрязнителей в пределах ландшафта. Эти значения служат достоверным фактическим материалом для оценки объемов и реконструкции первичной пространственной картины загрязнения [16]. Основная трудность при определении исходных запасов — учет пространственной вариабельности процесса выпадения загрязнителей. Первый тип вариабельности можно назвать локальным [17, 18]. Это изменения значений в пределах площадей, измеряемых первыми десятками квадратных метров. Для учета данной вариабельности и корректного осреднения необходимо заложение опорных площадок, на которых в произвольном порядке производится отбор проб. Как правило, при допустимой ошибке 10% и уровне значимости 90% требуется не менее 12 интегральных проб [17, 19]. При снижении требований к точности данное число может быть уменьшено до 3–5 проб [15].

Второй тип вариабельности связан с неоднородностью выпадения радионуклидов, характерной для  $^{137}\text{Cs}$  Чернобыльского происхождения, в пределах территорий площадью до первых десятков квадратных километров и выражен в виде трендов начального выпадения [21, 22]. Выявление последних необходимо для расчета начального выпадения на участках, расположенных вне стабильных литодинамических зон. При решении данной задачи на приводораздельных участках разбивается сеть площадок отбора проб. По полученным с них данным реконструируется поле первичного выпадения. В качестве вспомогательного материала привлекаются уже имеющиеся данные по плотности загрязнения — радиоэкологические карты и атласы радиоактивного загрязнения [23] (рис. 1). При необходимости для уточнения выявляемого тренда целесообразно сгущение сети точками с одинарным или трехкратным отбором проб (рис. 2).

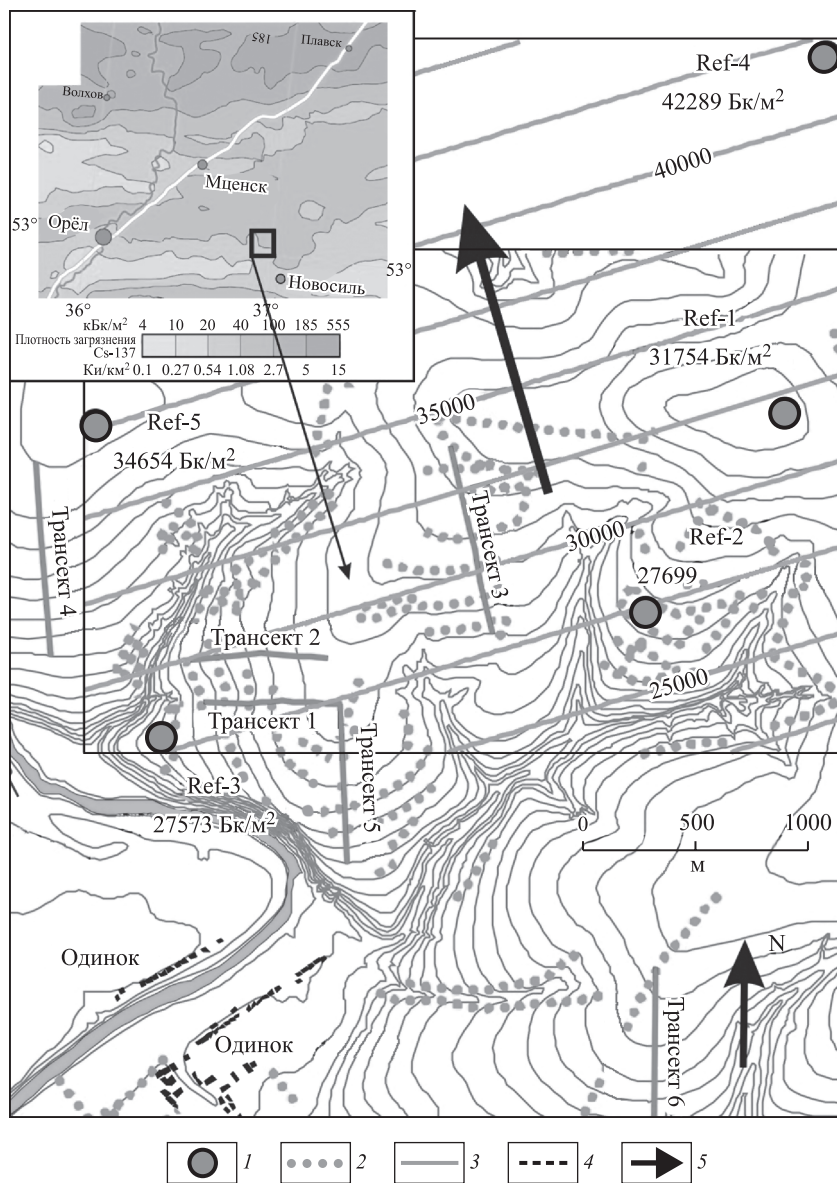


Рис. 1. Выделение пространственного тренда выпадения  $^{137}\text{Cs}$  по фактическим данным в сравнении с данными мелкомасштабного радиоэкологического атласа в рамках работы на Новосильской экспериментальной станции, Орловская обл. [22]

1 – опорные площадки отбора проб почвы, 2 – лесополосы, 3 – изолинии плотности выпадения  $^{137}\text{Cs}$ , Бк/м², 4 – селитебные территории, 5 – тренд пространственного выпадения  $^{137}\text{Cs}$  (увеличение)

*Исследования в денудационно-транзитных литодинамических зонах.* Эти зоны отличаются достаточно крутыми и длинными склонами, поэтому выпадающие в жидком виде осадки или талые воды могут формировать здесь поток, обладающий достаточной кинетической энергией для транспортировки рыхлого материала. В результате движения наносов происходит миграция ассоциированных с ней загрязнителей [24]. При этом в целом справедливо положение, что зоны денудации и аккумуляции наносов соответствуют зонам повышения и понижения запасов загрязнителя

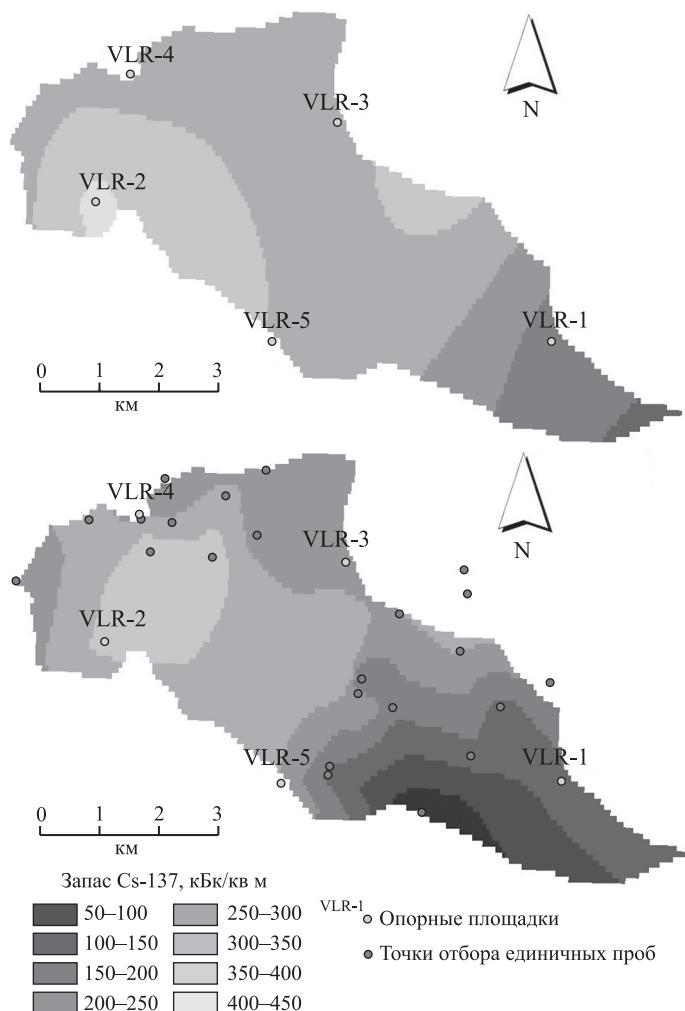


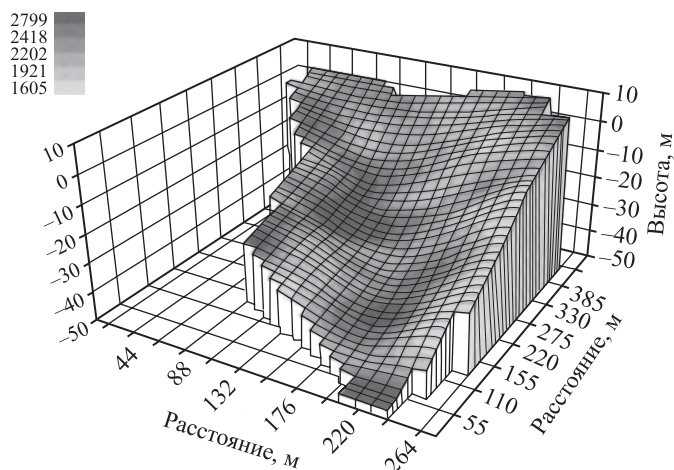
Рис. 2. Пример сгущения сети точек отбора проб для реконструкции исходного поля загрязнения на водосборе Верховья Локны, Тульская обл. [16]

относительно исходных запасов. Используя данную закономерность, можно оценить интенсивность миграции наносов по изменению плотности загрязнения и наоборот. В случае с  $^{137}\text{Cs}$  существует целый ряд моделей, позволяющих конвертировать изменения запасов радионуклидов в показатель темпов эрозии или аккумуляции.

Исходя из вышеуказанного, планирование размещения сети точек отбора проб производится таким образом, чтобы они могли в каждом отдельном случае охарактеризовать все присутствующее морфологическое многообразие склонов и их элементов. В пределах одного склона материал отбирается вдоль линии предполагаемого перемещения наносов по одной или нескольким трансектам. Густота сети позволяет с высокой степенью достоверности находить корреляционные связи между особенностями рельефа вплоть до микроуровня и полям распределения запасов радионуклидов. На рисунке 3 продемонстрирован пример детальной съемки склонового водосбора с определением изменения запасов  $^{137}\text{Cs}$  и соответствующих темпов эрозии.



А Запасы  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/м<sup>2</sup>)



Б Темпы миграции наносов, оцененные по распределению  $^{137}\text{Cs}$  (т/га/год)

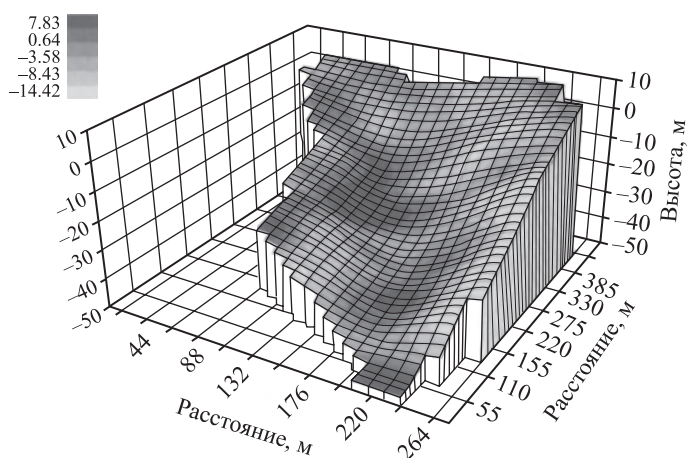


Рис. 3. Современное распределение запасов  $^{137}\text{Cs}$  в почвах (А) и построенная по ней картина темпов перераспределения наносов (Б) на примере малого водосбора в графстве Девон, Великобритания [11]

При исследованиях, проводимых в пределах водосборов площадью менее 1 км<sup>2</sup> могут быть заложены серии трансект, формирующих густую сеть [25, 26], учитывающую особенности микрорельефа и состояния поверхности склона (рис. 4).

На более обширных участках высокая трудоемкость полевых и лабораторных исследований зачастую не позволяет разбивать подобную сеть трансект. Для того чтобы правильно расположить трансекты, надо перейти от учета частных морфологических особенностей склона к более общим категориям — типам склонов. Типизация может производиться по трем критериям: морфометрическим характеристикам, формам продольного и поперечного профилей склона.

Основными морфометрическими параметрами, влияющими на развитие эрозионно-аккумулятивных процессов на пахотных склонах, являются их средний уклон и длина, обычно рассматриваемым как единый “топографический фактор” или “LS-фактор” [27].

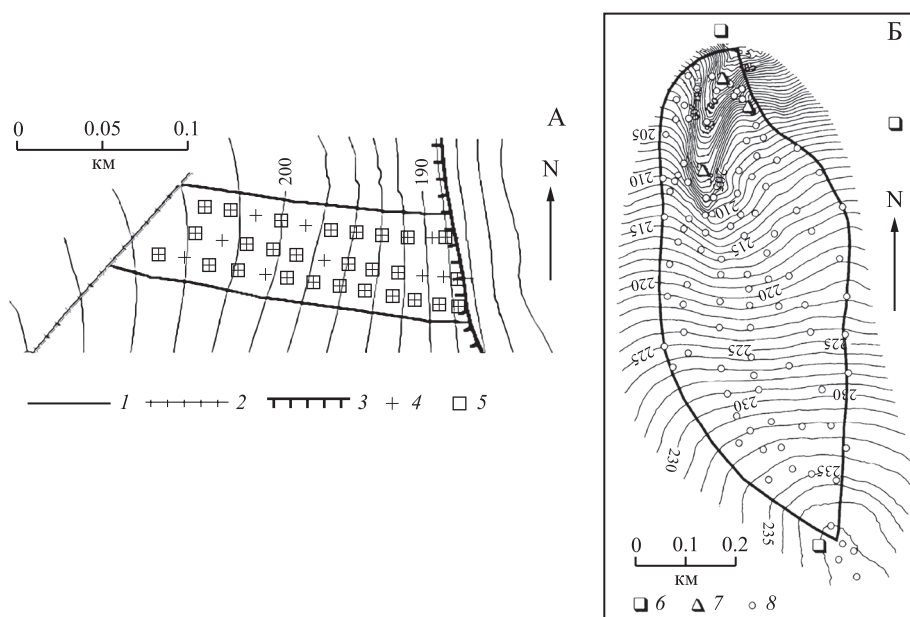


Рис. 4. Регулярная сеть точек отбора проб и полевых измерений в рамках отдельного пахотного склона (А) [25] и на склонах водосбора Лапки (Б)  
 1 – граница исследуемого участка, 2 – дорога, 3 – граница пашни, 4 – точки полевых измерений активности  $^{137}\text{Cs}$ , 5 – точки отбора проб для лабораторных исследований, 6 – опорные площадки, 7 – точки отбора проб, 8 – разрезы отложений

По форме продольного профиля склоны обычно делятся на выпуклые, вогнутые, прямые и склоны сложной морфологии. Влияние формы профиля на развитие эрозионно-аккумулятивных процессов может быть уникальным в каждом отдельном случае, но существует общая закономерность, согласно которой на склоне выпуклой формы смыв выше, чем на прямом, а на вогнутом ниже [28].

Форма поперечного профиля определяет возможность концентрировать сток (на вогнутых в плане склонах) или рассеивать его (на выпуклых склонах). Исследования, проведенные на водосборе Лапки [25, 26], показали, что на вогнутых склонах от 60 до 100% смываемого материала поступает со склонов в прилегающую к ним балочную сеть. В то же время на выпуклых склонах коэффициент доставки наносов составил лишь 20%.

Различия в развитии эрозионных процессов на рассмотренных типах склонов отражаются в разнообразных вариантах распределения изменений запасов  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 5). На данном примере видно, что чем больше длина склона, тем выше амплитуда колебаний запасов в его пределах. Для выпуклых и преимущественно прямых склонов характерен рост запасов  $^{137}\text{Cs}$  в их нижних частях, в то время как на склонах с вогнутой и концентрирующей формой профиля максимум запасов приходится на среднюю часть профиля.

Проводимые количественные оценки желательно комбинировать с другими независимыми методами. Среди них можно выделить стационарные и полустационарные наблюдения, математическое моделирование или почвенно-морфологический метод (табл. 2).

Исследования в аккумулятивных литодинамических зонах, главным образом, основаны на оценке прироста запасов  $^{137}\text{Cs}$ . Определение объемов аккумуляции может осуществляться либо с помощью интегральной оценки, как в денудационных



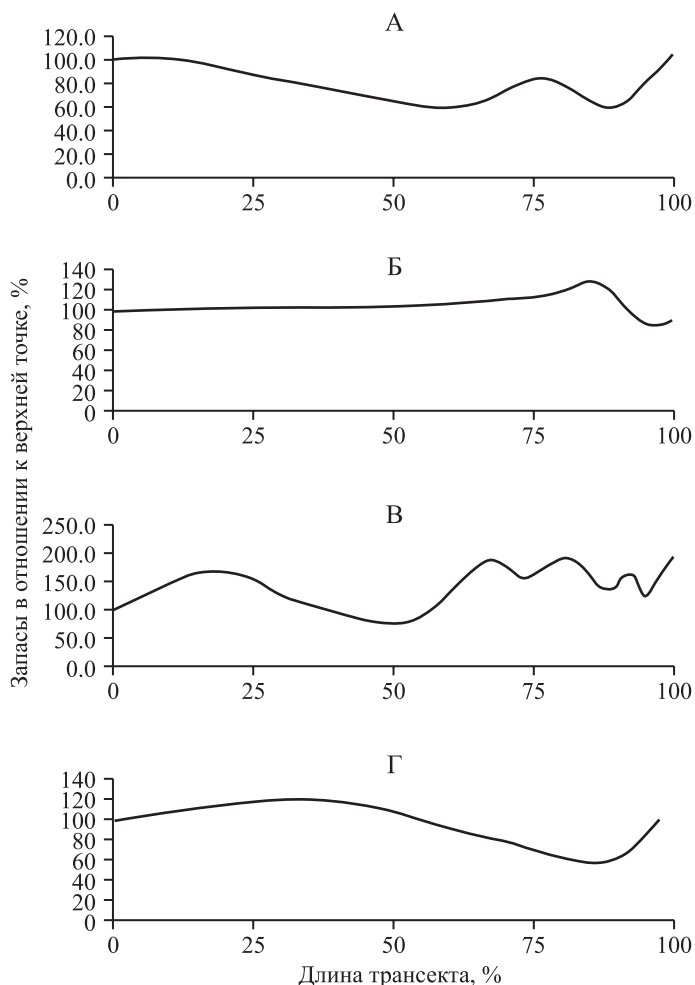


Рис. 5. Относительное распределение запасов  $^{137}\text{Cs}$  по трансектам на склонах различной морфологии в пределах водосбора Верховья Локны, Тульская обл.  
 Склоны: А – короткий (<300 м) с выпуклым продольным и прямым поперечным профилем; Б – короткий (<200 м) с выпуклым продольным и рассеивающим поперечным профилем; В – длинный (~500 м) с выпуклым продольным и прямым поперечным профилем; Г – длинный (~600 м) с вогнутым продольным и концентрирующим поперечным профилем

и транзитных зонах, либо путем изучения вертикального распределения запасов радионуклидов в аккумулятивной толще.

На территории Восточно-Европейской равнины при современных условиях землепользования и динамике развития рельефа в днищах долинно-балочной сети осаждается наибольшая часть смываемых с территории водосбора наносов. Даже при условии вторичного врезания в днища сухих долин полный вынос материала в реки может занять до нескольких сотен лет. Существенную роль при этом играют крутизна, тип продольного профиля и наличие форм вторичного перераспределения наносов – донных врезов [27].

При выявлении пиков содержания изотопов  $^{137}\text{Cs}$  глобального и/или Чернобыльского происхождения возникает возможность оценки изменения концентрации загрязнителей за различные интервалы времени. Для зон Чернобыльского загрязнения

**Результаты оценки темпов эрозии на обрабатываемых склонах, полученные разными методами [29]**

| Объект исследования | Метод           | Средний темп эрозии, т/га год |
|---------------------|-----------------|-------------------------------|
| Бассейн р. Локна    | РЦМ*            | 9.2                           |
|                     | ПММ**           | 5.5                           |
|                     | модель LANDSOIL | 3.6                           |
|                     | ЭММ***          | 13.8                          |
| Балка Ляпуновка     | РЦМ             | 11.9                          |
|                     | ПММ             | 4.5                           |
|                     | ЭММ             | 14.5                          |

*Примечание.* \* – радиоцезиевый метод, \*\* – почвенно-морфологический метод, \*\*\* – эмпирико-математическая модель.

характерно наличие в толще отложений слоя с максимальными запасами  $^{137}\text{Cs}$ , приуроченного к моменту его атмосферного выпадения в 1986 г. (рис. 6).

Толща отложений, лежащая выше пика, является аккумулятивной за период после выпадения радионуклидов на дневную поверхность до момента отбора пробы. Исходя из мощности полученной толщи и площади зоны аккумуляции, производится вычисление средних темпов аккумуляции на различных участках зоны в зонах аккумуляции:

$$V_{\text{ак}} = h/t,$$

где  $V_{\text{ак}}$  – средний темп аккумуляции за рассматриваемый период,  $h$  – мощность аккумулятивной толщи с момента выпадения,  $t$  – временной отрезок с момента выпадения  $^{137}\text{Cs}$ .

Объем аккумулятивной толщи будет определяться согласно следующей формуле:

$$Q = h_1 S_1 + h_2 S_2 + \dots + h_n S_n,$$

где  $Q$  – объем аккумулятивной толщи,  $\text{м}^3$ ;  $h_n$  – мощность аккумулятивного слоя на заданной позиции,  $\text{м}$ ;  $S_n$  – площадь соответствующей поверхности, на которой расположен разрез,  $\text{м}^2$ .

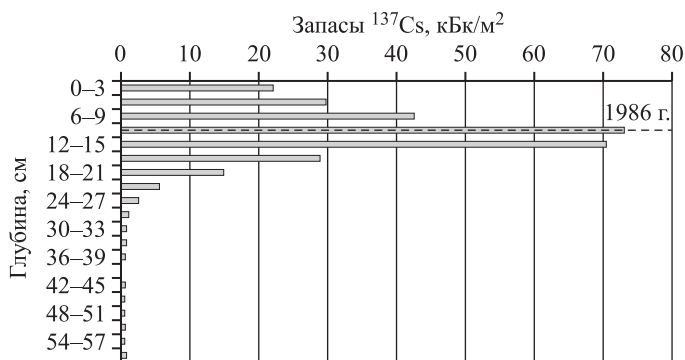


Рис. 6. Пример выделения слоя максимальных запасов в разрезе аккумулятивной толщи в днище балки, водосбор Верховья Локны, Тульская обл.

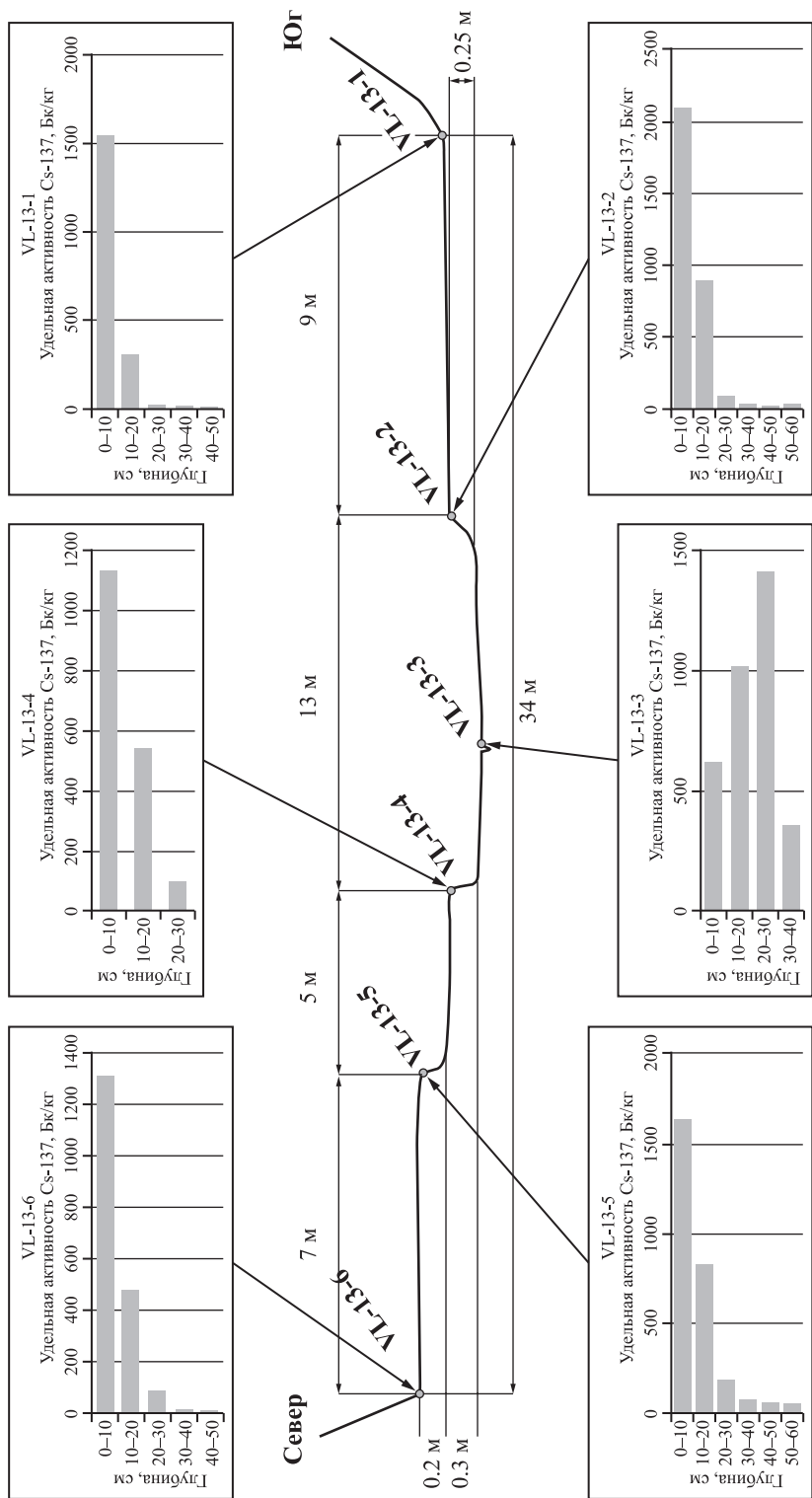


Рис. 7. Расположение разрезов и распределение глубины залегания слоя максимальных запасов  $^{137}\text{Cs}$  на донном трансекте VL-13-1 – VL-13-6 в долине второго порядка водосбора Верховья Локны, Тульская обл.

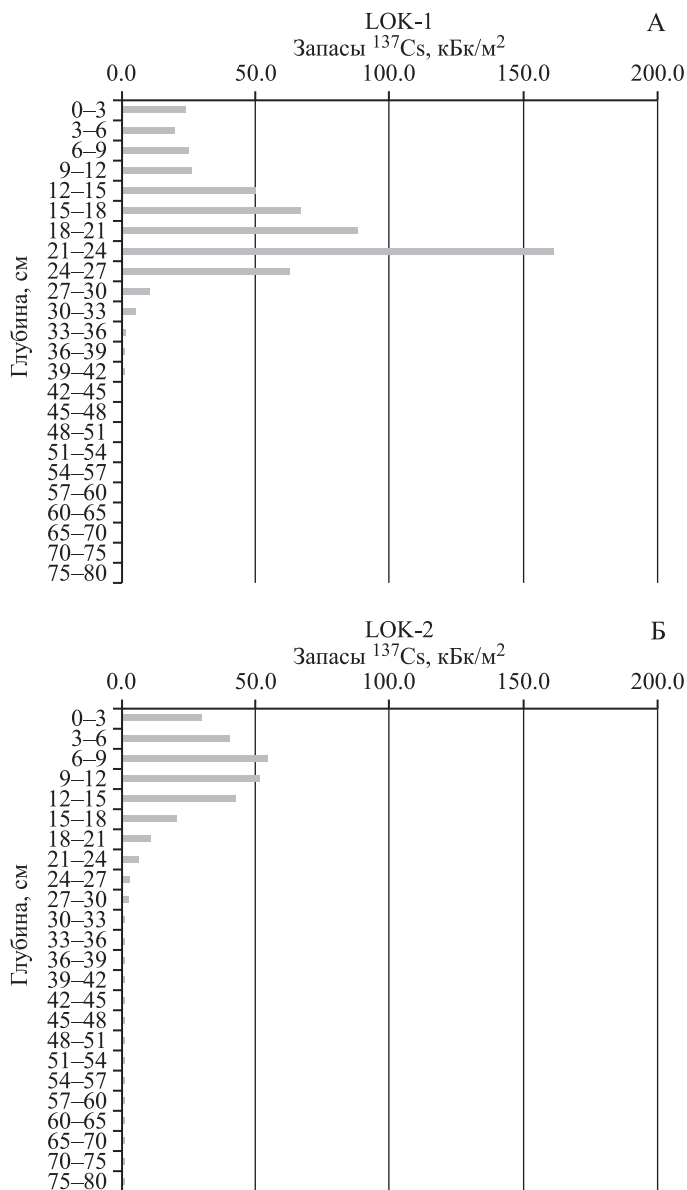


Рис. 8. Распределение запасов  $^{137}\text{Cs}$  в аллювиальной толще на низкой (А) и высокой (Б) поймах р. Локны, Тульская обл.

Сеть разрезов для проб должна максимально полно охватывать все элементы рельефа аккумулятивной зоны. Их количество предопределяется наличием различных морфологических особенностей строения долины: многоуровенностью днища, выраженной в виде террасовидных поверхностей, донными вторичными врезам и др. (рис. 7).

Подобный принцип заложения разрезов используется также при изучении аккумуляции наносов на пойме, когда на каждом из уровней пойм закладывается отдельный разрез (рис. 8).

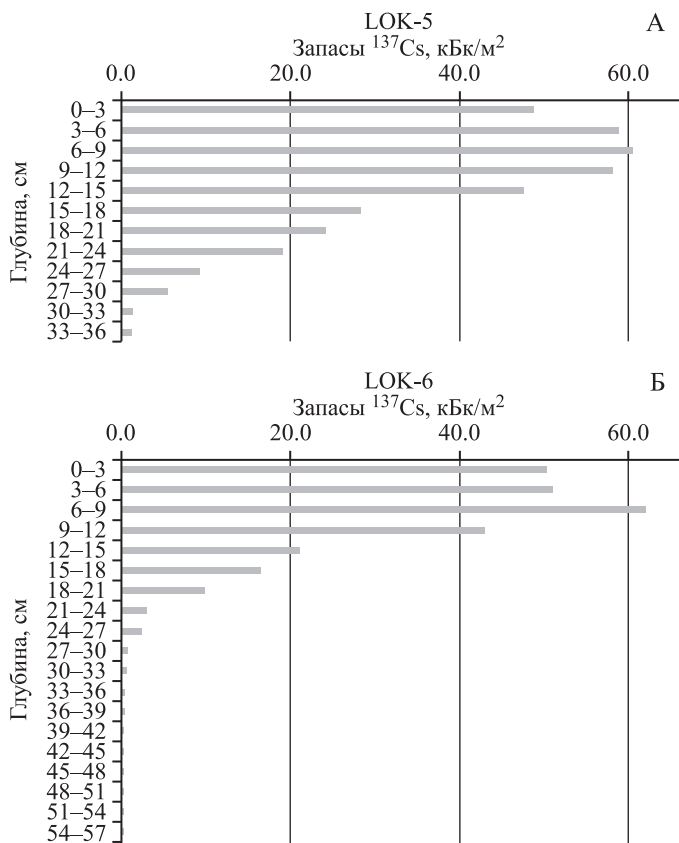


Рис. 9. Распределение запасов  $^{137}\text{Cs}$  на антропогенно-измененных нижней (А) и верхней (Б) поймах р. Локны, Тульская обл.

На исследуемом участке предположительно располагалась ныне разрушенная мельница. Из графиков видно перемешивание верхнего слоя пойменного аллювия и “размывание” цезиевого пика

Следует учитывать роль антропогенного фактора при выборе участка для исследований. Поймы могут быть использованы в качестве сельскохозяйственных угодий или для строительства инфраструктурных объектов. Поэтому ранее эксплуатируемый участок, потерявший на современном этапе видимые признаки антропогенного вмешательства, оказывается нерепрезентативным, с точки зрения изучения геоморфологических процессов (рис. 9).

Для ряда водосборов на осваиваемых равнинах, в особенности в условиях недостаточного увлажнения, характерно наличие плотин в устьевой части, что делает рассматриваемые водосборы фактически замкнутыми литодинамическими системами. Практически весь материал, смываемый со склонов водосбора, осаждается внутри водосбора, так как ранее выносимая за пределы водосбора часть наносов задерживается в искусственно созданных водоемах. Такие водосборы служат очень удобным объектом для изучения процессов миграции вещества в верхних звеньях флювиальной сети. На основе изучения содержания изотопа  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях этих водоемов можно выявить суммарный слой аккумуляции с 1986 г. и/или с 1963 г. (глобальный максимум выпадений изотопа  $^{137}\text{Cs}$ ). В итоге, возможно оценить суммарный вынос наносов и транспортируемых совместно с ними загрязняющих веществ с территории вышележащего водосбора. Отбор проб производится с помощью моторизованного или ручного бура. Колонка донных отложений делится на равные слои (1–3 см), в которых

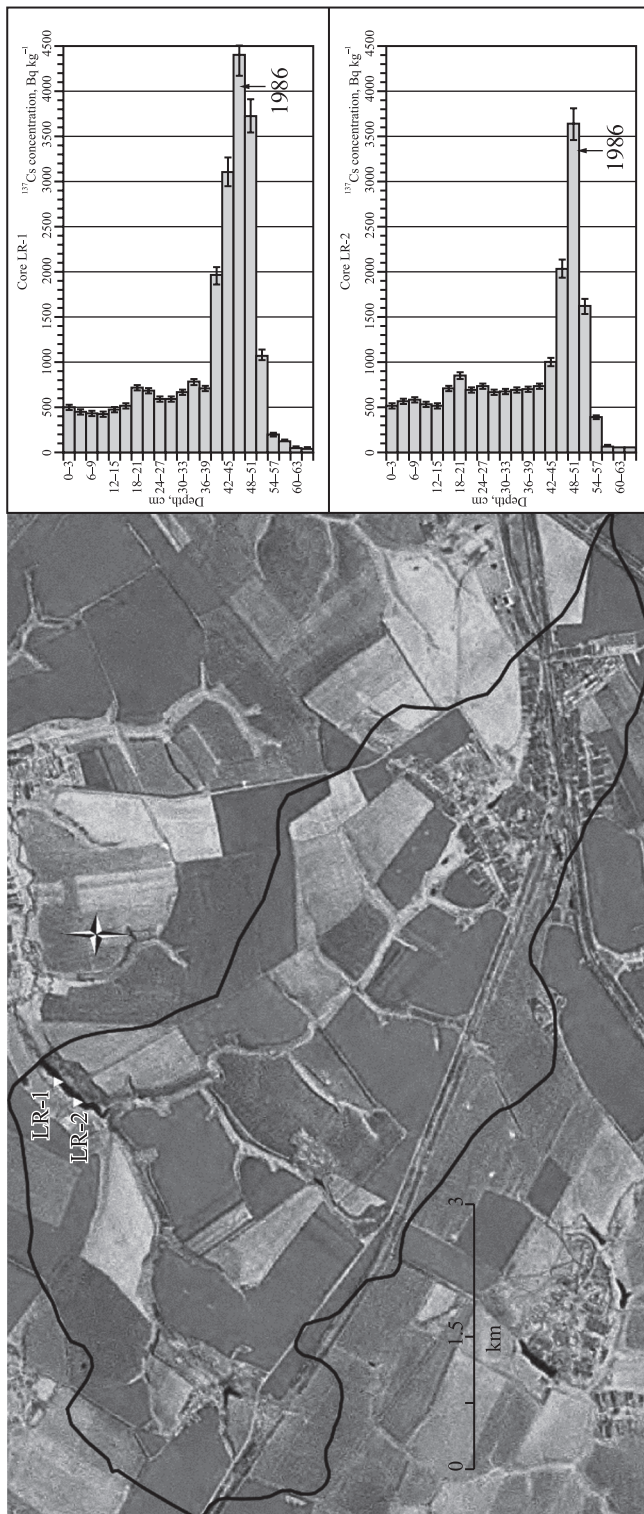


Рис. 10. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях пруда, расположенного в устьевой части водосбора Верховья Локны, Тульская обл. [29]



в лаборатории определяется содержание  $^{137}\text{Cs}$  и других химических элементов. Число точек отбора зависит от размеров пруда, но как минимум их должно быть две: в центральной и нижней (приплотинной) части водоема (рис. 10).

### Заключение

Рассмотренный список геоморфологических аспектов изучения трансформации поля загрязнения и связанных с ними проблем является далеко не полным и может быть существенно расширен при дальнейшей разработке проблемы. В тексте были указаны, по мнению автора, лишь наиболее значимые.

На современный момент не существует единой методической базы изучения загрязнения природных и антропогенно-преобразованных ландшафтов, способной в полной мере учесть все возможные аспекты радиационного загрязнения, и, в частности, геоморфологические. Ее создание одно из перспективных направлений экологической геоморфологии.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Chorley R.J. and Kennedy B.A.* Physical geography: a systems approach. London: Prentice-Hall, 1971. 320 p.
2. *Симонов Ю.Г., Кружалин В. И.* Речные бассейны // Динамическая геоморфология. М.: Изд-во МГУ, 1992. С. 237–264.
3. *Голосов В.Н.* Эрозионно-аккумулятивные процессы в речных бассейнах освоенных равнин. М.: ГЕОС, 2006. 296 с.
4. *Дмитриев П.П.* Изменение профиля почвы в результате деятельности млекопитающих-землероев // Почвоведение. 1988. № 11. С. 75–81.
5. *Романцова Н.А., Парамонова Т.А., Семенихин А. И.* Особенности аккумуляции цезия-137 почвами в пределах Тульского радиоактивного пятна // Мат-лы междунар. науч.-практ. конф., посвященной 60-летию ФГБОУ ВПО “Пензенская ГСХА”, 27–28 октября 2011 г. С. 72–74.
6. *Гребенщикова Н.В., Фирсакова С.К., Жученко Ю.М.* Исследование закономерностей вертикальной миграции Cs-137 и Sr-90 в почвах естественных сухоходольных лугов Белорусского Полесья // Итоги научных исследований в области радиоэкологии. 1996. С. 34.
7. *Арастович Т.В.* Влияние свойств почв на процесс вертикальной миграции радионуклидов // Изв. НАН Белоруссии. Сер. аграрных наук. 2004. № 2 (Электронная версия журнала).
8. *De Jong E., Begg C.B.M., and Kachanoski R.G.* Estimates of soil erosion and deposition for some Saskatchewan soils // Canadian Journal of Soil Sci. 1983. Vol. 63. P. 607–617.
9. *Kachanoski R.G. and de Jong E.* Predicting the temporal relationship between soil Cesium-137 and erosion rate // Journal of Environmental Quality. 1984. Vol. 13. P. 301–304.
10. *Walling D.E. and He Q.* Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements // Journal of Environmental Quality. 1999. Vol. 28. P. 611–622.
11. Conversion models for use in soil-erosion, soil-redistribution and sedimentation investigations // Chapter 7 in Handbook for the Assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides / Zapata F., Walling D.E., He Q., Appleby P.G. Dordrecht–Boston–London: Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 111–164.
12. *Маккавеев Н.И.* Русло реки и эрозия в ее бассейне. М.: Изд-во АН СССР, 1955. 346 с.
13. *Бондарев В.П., Беляев В.Р., Иванова Н.Н., Эвхар О.* Доставка наносов с водосборных склонов в долину реки // Геоморфология. 2014. № 1. С. 36–45.
14. *Kachanoski R.G.* Estimating soil loss from changes in soil cesium-137 // Canadian Journal of Soil Scie. 1993. Vol. 73. P. 515–526.
15. *He Q. and Walling D. E.* The distribution of fallout  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in undisturbed and cultivated soils // Applied Radiation and Isotopes. 1997. Vol. 48. P. 677–690.
16. *Шамшурина Е.Н., Голосов В.Н., Иванов М.М.* Пространственно-временная реконструкция поля выпадения чернобыльского  $^{137}\text{Cs}$  на почвенный покров в верховьях бассейна реки Локны // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. № 4. С. 414–425.
17. *Sutherland R.A.* Examination of Caesium-137 areal activities in control (uneroded) locations // Soil technology. 1994. Vol. 4. P. 33–50.

18. Owens P.N. and Walling D.E. Spatial variability of Caesium-137 inventories at reference sites: an example from two contrasting sites in England and Zimbabwe // *Appl. Radiat. Isot.* 1996. Vol. 47. No. 7. P. 699–707.
19. Беляев В.Р., Маркелов М.В., Голосов В.Н., Бонте Ф., Иванова Н.Н. Использование изотопа цезия-137 для оценки современной агрогенной трансформации почвенного покрова в районах чернобыльского загрязнения // *Почвоведение*. 2003. № 7. С. 876–891.
20. Ivanov M., Golosov V., and Shamshurina E. Evaluation of optimal number of soil samples for detail reconstruction of initial field of Cs-137 fallout in Chernobyl affected areas // *Eurasian Journal of Soil Science*. 2015. Vol. 4. P. 227–233.
21. Golosov V.N., Panin A.V., and Markelov M.V. Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  redistribution in the small basin of the Lokna river, Central Russia // *Phys. Chem. Earth*. 1999. Vol. 24. No. 10. P. 881–885.
22. Belyaev V.R., Golosov V.N., Kuznetsova J.S., and Markelov M.V. Quantative assessment of effectiveness of soil conservation measures using a combination of  $^{137}\text{Cs}$  radioactive tracer and conventional techniques / *Catena*. 2009. Vol. 79. P. 214–227.
23. Атлас радиоактивного загрязнения европейской части России, Белоруссии и Украины. М.: ИГКЭ Росгидромета, Роскартография, 1998. 142 с.
24. Литвин Л.Ф., Голосов В.Н., Добровольская Н.Г., Иванова Н.Н., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф. Перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  процессами водной эрозии // *Водные ресурсы*. 1996. Т. 23. № 3. С. 314–320.
25. Golosov V.N., Walling D.E., Panin A.V., Stukin E.D., Kvasnikova E.V., and Ivanova N.N. The spatial variability of Chernobyl-derived  $^{137}\text{Cs}$  inventories in a small agricultural drainage basin in central Russia // *Applied Radiation and Isotopes*. 1999. Vol. 51. P. 341–352.
26. Panin A.V., Walling D.E., and Golosov V.N. The role of soil erosion and fluvial processes in the post-fallout redistribution of Chernobyl-derived caesium-137: a case study of the Lapki catchment, Central Russia // *Geomorphology*. 2001. Vol. 40. P. 185–204.
27. Wischmeier W.H. and Smith D.D. Predicting rainfall losses from cropland east of the Rocky Mountain // *Agric. Handbook* № 282. Washington. 1965. 48 p.
28. Ларионов Г.А. Эрозия и дефляция почв: основные закономерности и количественные оценки. М.: Изд-во МГУ, 1993. С. 14–18.
29. Belyaev V.R., Golosov V.N., Markelov M.V., Ivanova N.N., Shamshurina E.N., and Evrard O. Effects of landuse and climate changes on small reservoir siltation in the agricultural belt of European Russia // *Considering Hydrological Change in Reservoir Planning and Management, Proceeding of H09, IAHS-IAPSO-IASPEI Assembly, Gothenburg, Sweden, July 2013* P. 134–145.
30. Piest R.F., Kramer L.A., and Heinemann H.G. Sediment movement from loessial watersheds // *Present and Perspective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources* U.S. Dep. Agric., Publ. ARS-S-40. 1975. P. 130–141.

Поступила в редакцию  
после доработки 28.02.2016

## A GEOMORPHOLOGICAL APPROACH TO THE ASSESSMENT OF RADIOACTIVE CONTAMINATION IN SMALL LOWLAND AGRICULTURAL CATCHMENTS

M. M. IVANOV

*Lomonosov Moscow State University, Faculty of Geography, Moscow, Russia*  
*e-mail: ivanovm@bk.ru*

### Summary

Large fallout of  $^{137}\text{Cs}$  caused by the Chernobyl accident resulted in radioactive contamination of vast areas in the East-European Plain. Adsorption of the radionuclide by soil particle makes erosion processes the main driver of  $^{137}\text{Cs}$  redistribution in the landscape. In turn, radioisotope  $^{137}\text{Cs}$  is widely used to evaluate soil erosion rates and erosion-driven transport of sediments and associated contaminants. The paper presents the overview of more than two-decade long investigations of erosion and associated  $^{137}\text{Cs}$  migration in Chernobyl-affected areas in European part of Russia as well as the specific scheme of field data collection required for proper assessment of modern radioecological risks. The main result is that the most part of the transported  $^{137}\text{Cs}$  was deposited in the upper reaches of fluvial networks.

**Keywords:** ecological geomorphology, geomorphological techniques,  $^{137}\text{Cs}$ , erosion, fluvial geomorphology.

DOI:10.15356/0435-4281-2017-1-30-45