

**МИГРАЦИЯ И АККУМУЛЯЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ЭРОДИРОВАННЫХ АГРОЛАНДШАФТАХ БЕЛОРУССКОГО ПОЛЕСЬЯ**

The role of processes water erosion and deflation for distribution of radionuclides in barren landscapes is studied. The dependence its migration for density pollution of radionuclides, intensity of erosion and using of lands is showed at the article.

Экологическая ситуация в пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС районах усугубляется тем, что значительные площади загрязненных радионуклидами земель подвержены водной и ветровой эрозии. Процессы эрозии приводят к выносу радионуклидов вместе с почвой и вторичному локальному загрязнению сельскохозяйственных и других угодий, водных источников, т. е. территориальному перераспределению радионуклидов. При этом почва переносится с крутых склонов вниз и откладывается в их нижних вогнутых частях, а также в балках и поймах рек. Под влиянием ветровой эрозии радионуклиды могут переноситься и на более значительные расстояния, и часть из них вместе с почвой попадает в реки, пруды и озера [1, 2].

Объектами исследований миграции радионуклидов в процессе водной эрозии являлись эродированные дерново-подзолистые почвы с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  от 1 до 30  $\text{Ки}/\text{км}^2$ .

Для изучения миграции радионуклидов в результате ветровой эрозии в качестве объектов были взяты эрозионноопасные песчаные дерново-подзолистые, дерново-подзолистые заболоченные и дерновые заболоченные после осушения почвы, а также осушенные торфяно-болотные почвы с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  от 5 до 15  $\text{Ки}/\text{км}^2$  и выше.

Исследования проводили методом постановки полевых экспериментов на подобранных ключевых участках Гомельской области.

Для изучения переноса радионуклидов с водной эрозией на исследуемой территории было заложено 35 почвенно-геоморфологических профилей, охватывающих водораздельную часть без смыва, склоновую часть с преобладанием смыва и зону аккумуляции наносов. По профилям закладывались почвенные разрезы и прикопки, которые затем описывались. В них отбирались образцы на глубину пахотного слоя и анализировались на содержание  $^{137}\text{Cs}$ .

Для изучения миграции радионуклидов в результате ветровой эрозии были использованы пылеулавливатели конструкции Багнольда и планшеты, которые в трехкратной повторности устанавливали на каждом из намеченных для наблюдений участках по ходу воздушного потока на расстоянии не ближе 50 м друг от друга. При размещении пылеулавливателей и планшетов принимали во внимание наиболее вероятные места переноса радионуклидов (продуваемые участки, т. е. русла рек, канавы, дороги и т. д.), а также места-концентраторы радиоактивной пыли - защитные полосы, леса, кустарники, понижения и др. Пылеулавливатели и планшеты устанавливали весной (конец апреля - начало мая) и осенью (конец августа - начало сентября). Снятие оборудования и отбор проб проводили после достижения на посевах зерновых культур проективного покрытия не менее 60 % весной и после прекращения дефляционных процессов осенью.

Наряду с установкой пылеулавливателей и планшетов в начале, середине и конце вегетационного периода развития растений на проложенных профилях по всем полям строго через 50 м друг от друга по направлению от середины поля к местам концентрации продуктов переноса отбирали почвенные образцы для определения содержания в них цезия-137. Одновременно почвенные образцы отбирали в местах концентрации переносимого мелкозема.

Как показывают наблюдения, основная масса радионуклидов на естественных угодьях сосредоточена в верхнем 5-сантиметровом слое почвы в связанном состоянии, в то время как на пахотных угодьях они рассеяны в верхнем 20-25-сантиметровом слое, что объясняется его обработкой при возделывании сельскохозяйственных культур.

Горизонтальная миграция радионуклидов с водно-эрозионными процессами на склоновых землях происходит в течение года дважды: первый раз - во время зимних оттепелей и весеннего снеготаяния; второй - при выпадении ливневых стокообразующих дождей. Количественные параметры миграции радионуклидов с жидким стоком зависят от содержания их водорастворимых и обменных форм в верхнем слое почвы, а с твердым стоком - от содержания их в твердой фазе почвы и определяется интенсивностью водно-эрозионных процессов.

Исследованиями, проведенными на почвах с плотностью загрязнения по  $^{137}\text{Cs}$  до  $30 \text{ Ки/км}^2$  и величиной твердого стока от 2 до  $20 \text{ т/га}$ , установлена четкая закономерность увеличения уровня радиоактивного загрязнения верхних горизонтов в зоне аккумуляции наносов (подножиях склонов и пониженных элементах рельефа). Плотность загрязнения в этой зоне была в 1,5-2,0 раза выше, чем в зоне смыва на других исследуемых объектах (рис. 1).



Рис. 1. Влияние интенсивности водной эрозии на горизонтальный перенос цезия-137

Увеличение содержания цезия-137 в зоне аккумуляции наносов (нижние части склонов и понижения) по сравнению с зоной смыва (верхние и средние части склонов) составляет 10-18 % при величине твердого стока до  $5 \text{ т/га}$  в год и 20-40 % - при твердом стоке  $5,1-10,0 \text{ т/га}$  в год. На почвах с потенциальным смывом  $10,1-20,0 \text{ т/га}$  в год превышение по плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  достигает 70-80 % и более [1,3].

Зависимость между величиной смыва и содержанием цезия-137, полученная эмпирическим путем, описывается уравнением  $Y = 0,39X + 11,47$ , где  $Y$  - содержание  $^{137}\text{Cs}$ ,  $\text{Ки/км}^2$ ;  $X$  - смыв почвы,  $\text{т/га}$  (рис. 2).



Рис. 2. Зависимость плотности загрязнения цезием-137 в зоне аккумуляции наносов от количественных показателей твердого стока

Миграция радионуклидов в результате водной эрозии существенно зависит также от характера и интенсивности использования склоновых земель. Так, если в плодосменном севообороте с удельным весом пропашных культур 30-35 % плотность загрязнения почвы в зоне аккумуляции наносов увеличивается на 70-76 % по сравнению с зоной смыва, то в зернотравяном севообороте с долей многолетних трав 50 % - только на 20-25 %.

К основным факторам, обуславливающим ветровую эрозию, относится дефляционный потенциал ветра и дефлируемость почвы. Анализ данных метеорологических наблюдений показывает, что в южной (Полеской) почвенно-эрозионной зоне проявление пыльных бурь (скорость ветра выше  $15 \text{ м/с}$ ) бывает крайне редко (1 раз в 5-10 лет). Здесь преобладают ветры со скоростью ниже  $5 \text{ м/с}$ , которые не вызывают транзитного переноса пыли. Отрыв почвенных частиц (мелкозема) на пахотных землях и перенос их воздушным потоком возникает только при критических скоростях ветра, которые для минеральных лег-

ких по гранулометрическому составу почв составляют 5-6 м/с и более, для осушенных торфяников - 8-9 м/с. По многолетним метеорологическим данным, ветры со скоростью выше критической (более 5 м/с) составляют в среднем за год 19-22 % при их продолжительности от 3 до 8 ч; число дней с такими ветрами 3-5. Количество эрозионноопасных ветров по сезонам года распределяется более или менее равномерно: в апреле - 21-24 %, мае - 21-22, июне - 14-19 и сентябре - 17-19 % от общего числа случаев. Основное направление таких ветров северо-западное, юго-западное и западное.

Были установлены потери почвы при эрозии в зоне исследования: в апреле - 30 %, мае - 42, июне - 24, сентябре - 4 % от общей суммы годовых потерь. Следовательно, наиболее активные процессы ветровой эрозии наблюдаются в весенне-летний период (апрель - июнь).

Основная масса мелкозема (80-86 %), выдуваемого из верхних слоев почв, перемещается в приземном слое воздуха и только 14-20 % - на высоте 1 м. На уровне почвы откладываются более крупные частицы, способные перекапываться (диаметр 0,5-1,0 мм).

Исследованиями на загрязненных радионуклидами эродированных дерново-подзолистых песчаных почвах установлено, что содержание цезия-137 в пахотных горизонтах увеличивается от центральной части полей к их краю, где и была зафиксирована максимальная плотность загрязнения почв в примыкающих к ним кустарниках и лесных массивах. В зонах аккумуляции вынесенного ветром мелкозема плотность загрязнения радионуклидами верхнего слоя почвы была выше в 1,2-2,7 раза по сравнению с прилегающими участками обрабатываемых угодий.

Изменение содержания цезия-137 в верхнем слое почвы на обследуемых отрезках центральной части поля - местах концентрации выдуваемого материала - существенно зависит также от характера использования сельскохозяйственных земель. Так, на пастбище разница в его содержании между зонами аккумуляции и центральной частью полей составляла 1,2 раза, в зернотравяных севооборотах - 1,4-1,5, а в зернопропашных - 2,1-2,7 раза (рис. 3). Следовательно, чем интенсивней используются обрабатываемые эродированные почвы, подверженные радиоактивному загрязнению, тем сильнее происходит перенос почвенного материала и радионуклидов воздушным потоком [1, 2].



Рис. 3. Изменение содержания цезия-137 эродированных дерново-подзолистых песчаных почв при разном их использовании

Определение гранулометрического состава пахотного горизонта осушенной дерново-глееватой почвы, развивающейся на связанных древнеаллювиальных песках, и дефлируемого почвенного материала показало, что в пахотном (0-20 см) слое почвы наибольший удельный вес занимают частицы мелкого (44,3 %) и среднего (32,3 %) песка. В выдуваемом материале на долю среднего песка приходилось 52,3 %, мелкого - 18,1 %. Количество физической глины, средней и мелкой пыли в первом случае составляло 7,0, 2,3 и 2,5 %, во втором - 3,3, 0,5 и 0,7 % соответственно. Плотность загрязнения почвы по <sup>137</sup>Cs была 1,94, а перенесенного почвенного материала - 0,6 Ку/км<sup>2</sup>.

В дерново-подзолистых песчаных почвах основными носителями (от 70 до 80 %) радиоактивного загрязнения являются частицы физической глины (размером < 0,01 мм), имеющие незначительный удельный вес (в нашем случае от 4,0 до 10 %). В то же время фракцией с размером частиц 0,1-0,25 мм, которых в таких почвах 50-75 %, связано лишь 7-9 % цезия-137.

Анализ данных позволяет заключить, что основной перенос радиоактивного заражения (<sup>137</sup>Cs) ветровой эрозией происходит с фракцией среднего и мелкого песка. Но так как в данной фракции его содержание невелико, то можно предположить, что на минеральных легких по гранулометрическому составу почвах влияние ветровой эрозии на горизонтальный перенос радионуклидов и перераспределение плотности загрязнения не имеет такого катастрофического характера, как на торфяных почвах.

С использованием многолетних экспериментальных данных и с помощью расчетной модели нами были определены количественные параметры возможного переноса цезия-137 на дерново-подзолистых песчаных и осушенных торфяных почвах при предельно допустимых и среднегодовых уровнях эрозии в зависимости от плотности радиоактивного загрязнения и возделываемых сельскохозяйственных культур.

Общая величина миграции цезия-137 на осушенных торфяно-болотных почвах на 25-35 % выше, чем на минеральных песчаных почвах. Перенос его при среднегодовых уровнях эрозии с повышением плотности загрязнения верхнего слоя почв от 37 до 1480 кБк/м<sup>2</sup> (от 1 до 40 Ки/км<sup>2</sup>) увеличивается на осушенной торфяно-болотной маломощной и торфяно-глеевой почвах от 18,5·10<sup>7</sup> до 740,0·10<sup>7</sup> Бк/га в год, торфянисто-глеевой - от 16,2·10<sup>7</sup> до 647,4·10<sup>7</sup> и на дерново-подзолистой песчаной - от 12,3·10<sup>7</sup> до 493,2·10<sup>7</sup> Бк/га в год (таблица).

**Количественные параметры возможного переноса цезия-137 с ветровой эрозией в зависимости от плотности загрязнения почв и возделываемых культур**

Почвы	Возделываемые сельскохозяйственные культуры	Плотность загрязнения <sup>137</sup> Cs, кБк/м <sup>2</sup> (Ки/км <sup>2</sup> )			
		37	185	555	1480
		Перенос <sup>137</sup> Cs, Бк/кг·10 <sup>7</sup>			
Торфяно-болотная маломощная	Без растительности	<b>18,5*</b>	<b>92,5</b>	<b>277,5</b>	<b>740,0</b>
		1,4	7,1	21,5	52,7
	Многолетние травы	0,6	2,8	5,6	14,8
	Озимые зерновые	3,7	18,5	30,5	81,4
	Яровые зерновые	9,2	46,2	91,6	244,2
	Пропашные	15,9	79,5	235,9	629,0
Торфяно-глеевые	Без растительности	<b>18,5*</b>	<b>92,5</b>	<b>277,5</b>	<b>740,0</b>
		1,1	5,4	16,1	42,9
	Многолетние травы	0,6	2,8	5,6	14,8
	Озимые зерновые	3,7	18,5	30,5	81,4
	Яровые зерновые	9,2	46,2	91,6	244,2
	Пропашные	15,9	79,5	235,6	629,0
Торфянисто-глеевые	Без растительности	<b>16,2</b>	<b>81,0</b>	<b>242,8</b>	<b>647,4</b>
		1,1	5,4	16,1	42,9
	Многолетние травы	0,5	2,4	4,9	12,9
	Озимые зерновые	3,2	16,2	26,7	71,2
	Яровые зерновые	8,1	40,5	80,1	213,6
	Пропашные	13,9	69,5	206,4	550,3
Дерново-подзолистая песчаная	Без растительности	<b>12,3</b>	<b>76,0</b>	<b>184,9</b>	<b>493,2</b>
		1,6	8,0	24,0	64,1
	Многолетние травы	0,4	2,3	3,7	9,9
	Озимые зерновые	2,5	15,2	20,3	54,3
	Яровые зерновые	6,2	38,0	61,0	162,8
	Пропашные	10,5	65,4	157,2	419,2

Примечание. \* Над чертой - общая миграция цезия-137 при среднегодовых потерях почвы, под чертой - при предельно допустимых потерях почвы.

Снижение эрозионных процессов до предельно допустимых уровней (для осушенных торфяников - 0,2-0,5, для минеральных песчаных почв - 1,3 т/га в год) способствует уменьшению миграции радионуклидов на осушенных торфяно-болотной, торфяно-глеевой и торфянисто-глеевой почвах на 92-94, на дерново-подзолистой песчаной почве - на 87 %. Количественные показатели их горизонтального переноса зависят также от использования эродированных и эрозионноопасных земель. При возделывании на них пропашных культур величина ми-

грации цезия-137 выше, чем под многолетними травами, озимыми и яровыми зерновыми культурами, в 28, 4, 4,3 и 1,7 раза соответственно [4].

Установлено, что показатели миграции радионуклидов зависят от плотности загрязнения верхнего слоя почв, интенсивности эрозионных процессов, а также от использования земель. При одинаковой плотности загрязнения на осушенных торфяниках они на 25-35 % выше, чем на минеральных легких почвах. Сократить перенос радионуклидов и тем самым предотвратить вторичное загрязнение сельскохозяйственных и других угодий можно путем снижения процессов водной и ветровой эрозии до предельно допустимых уровней, что требует разработки и внедрения комплекса почвозащитных мероприятий, включающих территориально-структурную организацию агроландшафтов, формирование дифференцированных севооборотов, структуры посевов и системы обработки почвы, лугомелиоративные и другие приемы.

1. Голосов В.Н., Черныш А.Ф. // Эрозионные и русловые процессы. М., 2005. Вып. 4. С. 67.

2. Пристер П.С., Перепелятникова Л.В. // Докл. АН Украины. Математика, естествознание, техн. науки. 1998. № 1. С. 163.

3. Черныш А.Ф., Аношко В.С. // Материалы XVI пленарного межвузовского координационного совещания по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов. СПб., 2001. С. 213.

4. Черныш А.Ф. // Міжвідомчий тематичний науковий збірник «Вісник аграрної науки південного регіону». Одеса, 2001. Вип. 2. С. 266.

Поступила в редакцию 30.11.05.

**Андрей Феликсович Черныш** - кандидат сельскохозяйственных наук, заместитель директора НИИ почвоведения и агрохимии НАН Беларуси.

**Валерий Станиславович Аношко** - доктор географических наук, профессор кафедры почвоведения и геологии.