

РАДИАЦИОННАЯ БИОЛОГИЯ
РАДИОЭКОЛОГИЯ

(ОТДЕЛЬНЫЙ ОТТИСК)

УДК 574.41.5:539.163

ГОРИЗОНТАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ ^{137}Cs ПРИ ВОДНОЙ ЭРОЗИИ ПОЧВ© 2004 г. Н. Н. Цыбулька^{1*}, А. Ф. Черныш², Л. А. Тишук², И. И. Жукова³¹Могилевский филиал РНИУП "Институт радиологии", Могилев²Институт почвоведения и агрохимии НАН Беларуси, Минск³Могилевский государственный университет им. А.А. Кулешова, Могилев

Приводятся результаты изучения горизонтальной миграции ^{137}Cs , обусловленные водной эрозией. Перенос ^{137}Cs зависит от плотности радиоактивного загрязнения верхнего слоя почвы, величины эрозии и характера использования склоновых земель. Активность ^{137}Cs в нижних частях склонов на 37–295 кБк/м² больше, чем в верхних и средних частях. Увеличение активности ^{137}Cs в зоне аккумуляции по сравнению с зоной смыва составляло 10–18% при потенциальном смыве почвы до 5.0 т/га, 17–35% – при смыве 5.1–10.0 т/га и до 127% – при смыве 10.1–20.0 т/га.

Водная эрозия, жидкий сток, смыв почвы, горизонтальная миграция, ^{137}Cs , зона смыва, зона аккумуляции.

Экологическая ситуация в пострадавших от чернобыльской катастрофы районах Беларуси усугубляется тем, что значительные площади загрязненных радионуклидами земель подвержены водной эрозии. Процессы эрозии, разрушая пахотный горизонт, приводят к выносу радионуклидов с жидким стоком и смываемой почвой. Это положение находит экспериментальное подтверждение в многочисленных работах [1–5]. В результате эрозии почв может происходить территориальное перераспределение радионуклидов, сосредоточенных в основном в пахотном горизонте, так как частицы почвы с радионуклидами мигрируют с крутых участков склонов вниз и откладываются в их нижних частях, в балках и поймах рек, приводя к образованию новых пятен с повышенной концентрацией радионуклидов. С жидким талым и ливневым стоком и взвешенными частицами почвы радионуклиды могут выноситься в реки, пруды и озера.

Изучение миграции радионуклидов с эрозией почв имеет важное значение при решении вопросов экологически безопасного использования загрязненных радионуклидами земель и снижения отрицательных последствий чернобыльской катастрофы.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Исследования проводили в 1993–1995 годах методом постановки полевых опытов на подобранных ключевых участках на территории Го-

мельской области. Для изучения переноса радионуклидов с водной эрозией на 16 ключевых участках было заложено 35 почвенно-геоморфологических профилей, охватывающих водораздельную часть, где смыв отсутствовал, склоновую часть с преобладанием смыва и зону аккумуляции наносов. По этим профилям закладывали почвенные разрезы и прикопки с их описанием и отбором почвенных образцов на глубину пахотного слоя.

Объектами исследований являлись в разной степени подверженные эрозии дерново-подзолистые почвы с активностью ^{137}Cs в пахотном горизонте от 37 до 1200 кБк/м² (от 1 до 32 Ки/км²). По гранулометрическому составу и подстилающей породе были представлены следующие почвы: связно-песчаные, подстилаемые моренными суглинками; рыхло-супесчаные, подстилаемые песком и моренными суглинками; связно-супесчаные, подстилаемые песками, суглинистые подстилаемые песками и моренными суглинками.

Содержание гумуса в пахотном горизонте исследуемых почв колебалось от 1.0–1.54% на связно-песчаных и рыхло-супесчаных почвах до 1.40–2.23% на связно-супесчаных и суглинистых почвах.

Миграцию радионуклидов с процессами водной эрозии изучали при использовании склоновых земель в звеньях зернопропашного (озимая пшеница–картофель–ячмень), зернотравяного (ячмень–озимая рожь–клевер) и травяно-зернового (клевер луговой + тимopheевка луговая 1–3-го годов использования) севооборотов.

*Адресат для корреспонденции: Республика Беларусь, 212004 Могилев, Витебский просп., 34; тел.: (0222) 47-33-98; факс: (0222) 47-33-94; e-mail: miur@tut.by

Активность ^{137}Cs в почвенных пробах определяли на спектрометре Canberra LSC-750. Отбор почвенных образцов проводили по принятой методике [6] с последующим препарированием их в 1-см диапазоне в лабораторных условиях.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Горизонтальная миграция радионуклидов в результате водной эрозии на склоновых землях происходит в течение года в два периода: первый – во время зимних оттепелей и весеннего снеготаяния; второй – при выпадении ливневых стокообразующих дождей.

Различные формы радионуклидов по-разному ведут себя в миграционных процессах. Обменные формы за счет десорбции переходят в почвенный раствор и поверхностные воды, а затем в растворенном состоянии могут участвовать в процессах миграции. Необменные формы мигрируют на взвешенных частицах [7]. Поэтому с поверхностным жидким стоком в растворенном состоянии смываются обменные формы радионуклидов, а также растворимые в воде их соединения в нейтральной и анионной формах. Необменные формы выносятся только с твердым стоком (смываемой почвой).

Следовательно, 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 в твердой фазе почвы, и определяются они интенсивностью водно-эрозионных процессов.

В литературе содержится много разноречивых данных о величинах смыва почвы в зависимости от интенсивности отдельных ливневых дождей или определенных периодов снеготаяния в разных почвенно-экологических условиях. Значительно меньше результатов многолетних наблюдений, дающих возможность рассчитать среднегодовые потери почвы. Вопрос об интенсивности эрозии почв имеет как самостоятельное значение, так и в связи с проблемой миграции радионуклидов с жидким стоком и смываемой почвой.

В настоящее время имеется ряд количественных методов (моделей) прогнозирования водной эрозии. Экспериментальным путем установлено, что наиболее приемлемыми для почвенно-экологических условий Беларуси являются “универсальное уравнение потерь почвы” Уишмейера и Смита – для прогноза смыва почвы с ливневыми дождями – и методика МГУ им. М.В. Ломоносова – для прогноза смыва почвы с талыми водами [8].

С целью прогноза горизонтальной миграции радионуклидов, установления путей их переноса и переотложения на обрабатываемых склоновых землях для отдельных районов Гомельской области была составлена карта потенциального смыва почвы. Создание карты базировалось на количественных показателях суммарного смыва почвы стоком талых и ливневых вод. Суммарный смыв почвы за счет талых и ливневых вод определяли по формуле

$$W_{\Sigma} = W_{\text{д}} + W_{\text{т}}, \quad (1)$$

где W_{Σ} – суммарный смыв почвы, т/га; $W_{\text{д}}$ – смыв почвы, обусловленный дождевыми водами, т/га; $W_{\text{т}}$ – смыв почвы, обусловленный талыми водами, т/га.

Смыв почвы ливневыми водами ($W_{\text{д}}$) рассчитывали по формуле

$$W_{\text{д}} = RKLSCP, \quad (2)$$

где $W_{\text{д}}$ – смыв почвы с единицы площади, т/га; R – фактор осадков; K – фактор смываемости почвы; L – фактор длины склона; S – фактор уклона; C – хозяйственно-агрономический фактор; P – фактор противоэрозионных мер.

Хозяйственно-агрономический (C) и противоэрозионный (P) факторы не учитывались, так как все расчеты выполнялись для чистого пара (непокрытой растительностью почвы). Методика расчета других показателей данного уравнения подробно описана в работах [9, 10].

Смыв почвы талыми водами ($W_{\text{т}}$) устанавливали по специальным графикам. В качестве исходных данных принимали слой поверхностного стока (мм); смываемость почвы; длина склона (м). Слой поверхностного склонового стока находили по формуле

$$H_{\text{т}} = BK_{\text{с}}, \quad (3)$$

где $H_{\text{т}}$ – склоновый сток, мм; B – запас воды в снеге (либо определяется по результатам снегомерной съемки, либо используются данные метеостанций), мм/га; $K_{\text{с}}$ – коэффициент стока. Методика расчета показателей уравнения описана в работе [10].

Суммарный смыв почвы определяли по линиям стока, заложенным на топографических картах масштаба 1 : 25000 Гомельского, Ветковского, Чечерского и Добрушского районов Гомельской обл.

Значения суммарного смыва почвы являлись основой для составления карты потенциального смыва в масштабе 1 : 200000 (рис. 1). На карте выделены следующие зоны: консервации выпавших радионуклидов, к которым относятся бессточные

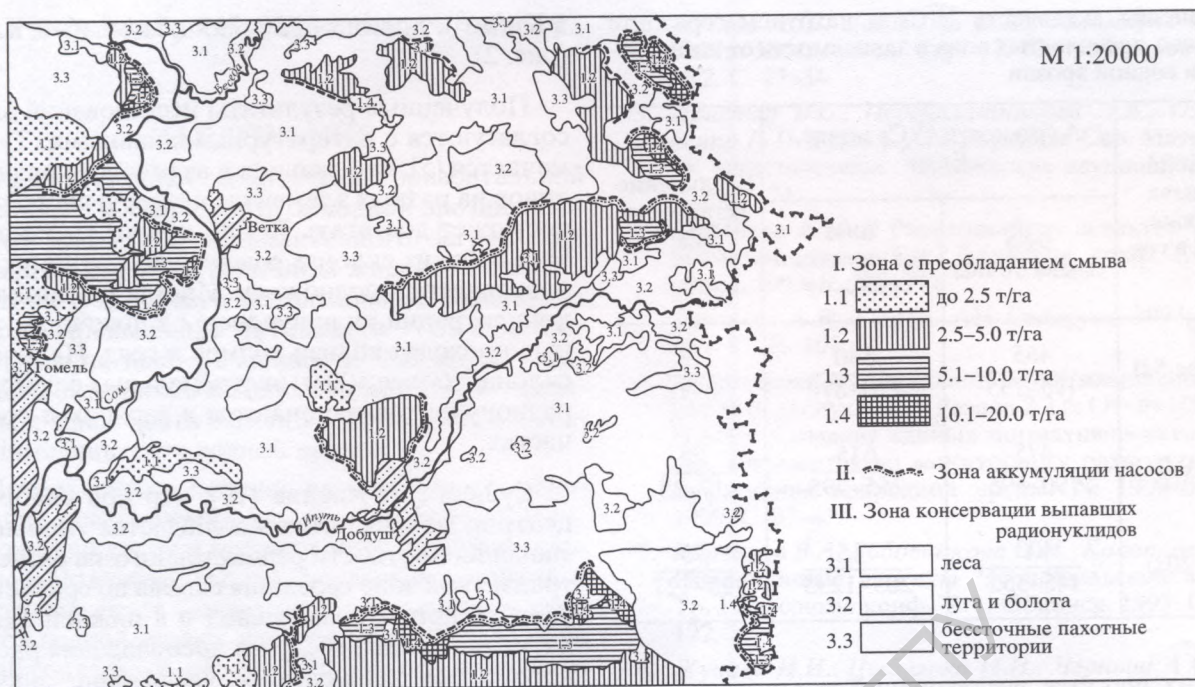


Рис. 1. Карта потенциального смыва почв на сельскохозяйственных землях Гомельской обл. (фрагмент).



Рис. 2. Изменение активности ^{137}Cs в пахотном горизонте по почвенно-геоморфологическим профилям.

участки пашни, луг, лес, болото; преобладания смыва; аккумуляции или отложения наносов. В зоне смыва в зависимости от величины твердого стока выделено четыре группы земель: I – до 2.5; II – 2.6–5.0; III – 5.1–10.0; IV – 10.1–20.0 т/га в год.

С целью изучения количественных показателей переноса радионуклидов с процессами водной эрозии на обрабатываемых склоновых землях

были подобраны ключевые участки и проложены почвенно-геоморфологические профили (катены). Ключевые участки и катены закладывали от верхних водораздельных частей склонов до их подножий и прилегающих понижений с предполагаемой аккумуляцией наносов. Они характеризовались разной активностью ^{137}Cs в почве, величиной потенциального смыва почвы и интенсивностью сельскохозяйственного использования земель.

Изменения активности ^{137}Cs в пахотном горизонте дерново-подзолистых почв в зависимости от интенсивности водной эрозии

Величина смыва почвы, т/га в год	Активность ^{137}Cs почве, кБк/м ²		Увеличение активности ^{137}Cs , %
	зона смыва почвы	зона аккумуляции наносов	
Менее 5.0	$\frac{465}{195-735}$	$\frac{530}{220-870}$	$\frac{13}{0-18}$
5.1-10.0	$\frac{475}{190-595}$	$\frac{615}{265-595}$	$\frac{28}{17-35}$
10.1-20.0	$\frac{400}{145-555}$	$\frac{715}{205-1235}$	$\frac{75}{25-127}$

В результате исследований установлено что активность ^{137}Cs в верхних горизонтах почв в зонах аккумуляции наносов (нижних частях склонов, их подножьях и пониженных элементах рельефа) повышена по сравнению с зонами смыва (верхними и средними частями склонов). Активность ^{137}Cs в почве в нижних частях склонов и их подножьях была на 37–130 кБк/м² (1.0–3.5 Ки/км²), а в некоторых случаях на 150–220 кБк/м² (4–6 Ки/км²) выше, чем в средних частях склонов, где наблюдается плоскостной смыв почвы. Снижение активности ^{137}Cs в пахотном горизонте в верхних частях склонов было еще более существенным и составляло 90–185 кБк/м² (2.5–

5 Ки/км²), достигая 220–295 кБк/м² (6–8 Ки/км²) (рис. 2).

Полученные результаты исследований вполне согласуются с литературными данными. Так, отмечается [5], что разница в активности радионуклидов на разных элементах пересеченного рельефа может достигать 75–185 кБк/м² (2–5 Ки/км²). На коротких склонах содержание радионуклидов повышается к подножьям. Иногда максимальные концентрации их приурочены к ложбинам, которые проходят вблизи холмов и гряд. На длинных склонах (более 500 м) экстремальные содержания радионуклидов отмечаются в верхних и средних частях.

Существует мнение [11], что при слабо концентрированном стоке наблюдается уменьшение значений плотности радиоактивного загрязнения в транзитной зоне середины склона по сравнению с верхней приводораздельной и в нижней аккумулятивной частях. В случае преобладания рассеянного стока наблюдается увеличение значений плотности загрязнения в центральной части склона по сравнению с приводораздельной частью, откуда идет смыв, и с нижней частью, куда смыв не доносит почвенную массу, рассеивая ее в середине склона.

Горизонтальный перенос радионуклидов существенно зависит от интенсивности проявления эрозионных процессов. Данное положение подтвердили проведенные нами исследования на почвах с разными значениями потенциального смыва. На почвах с величиной твердого стока до 5.0 т/га в год увеличение активности ^{137}Cs в почве в зоне аккумуляции наносов по сравнению с зоной смыва составляет 10–18%, при твердом стоке 5.1–10.0 и 10.1–20.0 т/га в год – 17–35 и 30–127% соответственно (таблица).

Миграция радионуклидов с водной эрозией существенно зависит также от характера и интенсивности использования склоновых земель. В результате исследований за ряд лет установлено, что при использовании эродированных почв в звене интенсивного зернопропашного севооборота (озимая пшеница–картофель–ячмень), характеризующегося невысокой почвозащитной способностью, наблюдалось более существенное увеличение радиоактивного загрязнения верхнего слоя почвы в зоне аккумуляции наносов по сравнению с зоной смыва, чем в почвозащитных зернотравяном и травяно-зерновом севооборотах (рис. 3).

Так, активность ^{137}Cs в верхнем слое почвы в зоне аккумуляции наносов увеличилась по сравнению с зоной смыва в зернопропашном севообороте в среднем на 50, в зернотравяном – на

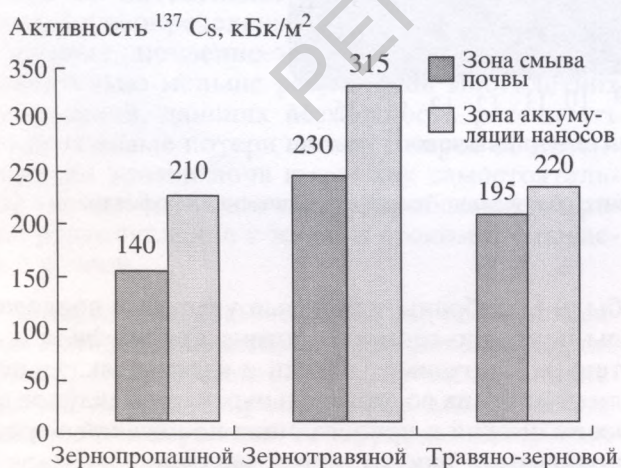


Рис. 3. Изменение активности ^{137}Cs в пахотном горизонте дерново-подзолистых почв в зависимости от использования обрабатываемых земель (обобщенные данные).

37, а в травяно-зерновом севообороте – всего на 13%.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Количественные показатели горизонтальной миграции ^{137}Cs в результате водной эрозии зависят от плотности радиоактивного загрязнения верхнего слоя почв, величины жидкого и твердого стока и характера использования склоновых земель. Превышение активности ^{137}Cs в местах аккумуляции наносов может до 295 кБк/м² превышать активность в зонах смыва почвы – верхние и средние части склонов, особенно при высокой интенсивности водной эрозии.

Предотвратить перенос радионуклидов, образование новых пятен повышенной концентрации радионуклидов и вторичное загрязнение сельскохозяйственных угодий, водных источников и других объектов можно путем сокращения процессов водной эрозии, что требует реализации на обрабатываемых склоновых землях комплекса почвозащитных мер. Этот комплекс включает территориально-структурную организацию агроландшафтов, формирование дифференцированных севооборотов, структуры посевов и систему противоэрозионной обработки почвы, лугомелиоративные и другие приемы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В. // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М., 1989. С. 47–48.
2. Щеглов А.И., Цветкова О.Б., Тихомиров Ф.А. // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 1992. № 2. С. 27–34.
3. Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В., Омельяненко Н.П. // Докл. АН Украины. Сер. Математика, естествознание, технические науки. 1993. № 1. С. 163–171.
4. Коробова Е.М. // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии: Тр. I Всесоюз. конф. Т. I. Обнинск, 1993. С. 225–231.
5. Матвеев А.В. // Докл. АН Беларуси. 1994. Т. 38. № 1. С. 98–101.
6. Мониторинг вертикальной и горизонтальной миграции радионуклидов. Раздел 2.2.6: Отчет НИИ РБ НАНБ. Создание единых нормативно-методических документов по мониторингу радиоактивного загрязнения природной среды. № 199940. Мн., 1999. С. 37–41.
7. Борзилов В.А., Бобовникова Ц.И., Коноплев А.В. // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии: Тр. I Всесоюз. конф. Т. I. Обнинск, 1993. С. 168–172.
8. Жукова И.И., Цыбулька Н.Н., Черныш А.Ф., Тишук Л.А. // Почвоведение и агрохимия: Сб. науч. тр. Вып. 31. Мн., 2000. С. 56–76.
9. Ларионов Г.А. Эрозия и дефляция почв: основные закономерности и количественные оценки. М.: Изд-во МГУ, 1993. 200 с.
10. Методические указания по проектированию почвозащитной системы земледелия с контурно-мелиоративной организацией территории в разных ландшафтных зонах Республики Беларусь / Под ред. А.Ф. Черныша. Мн., 1997. 43 с.
11. Квасников Е.В., Стукин Е.Д., Голосов В.Н. // Метеорология и гидрология. 1999. № 2. С. 5–11.

Поступила в редакцию
05.08.2003

Horizontal Migration of ^{137}Cs with Water Erosion of Soils

N. N. Tsybul'ka¹, A. F. Chernysh², L. A. Tishuk², I. I. Zhukova³

¹Mogilov Filial Branch of Institute of Radiology, Mogilev, 212004 Belarus;
e-mail: rniup@ut.by

²Institute of Soil Science and Agrochemistry, Minsk

³Mogilov State University, Mogilev

The results of research of horizontal migration of ^{137}Cs with soils water erosion are presented. It was found that quantitative parameters of ^{137}Cs migration depended on radioactive pollution of cultivated soil layer, volume of water erosion of soils and character of usage of sloping lands. Activity of ^{137}Cs in lower parts of slopes was 37–295 kBq/m² higher than in the middle and apex parts of slopes. Increase in ^{137}Cs activity varied from 10 to 18 percent in accumulation zone as compared to outwash zone with soil losses 5.0 t/ha and from 17 to 35 percent with soil losses 5.1–10.0 t/ha and from 30 to 127 percent with soil losses 10.1–20.0 t/ha.

УДК 574:539.163

ИССЛЕДОВАНИЯ РАДИОАКТИВНОСТИ В СИСТЕМЕ ГОРНЫЕ ПОРОДЫ–МАТЕРИАЛЫ

© 2004 г. А. К. Бровцын*

Обнинский институт атомной энергетики

Приведены результаты γ -спектрометрических исследований горных пород и материалов. Показаны закономерности содержания в них радионуклидов и возможность дезактивации горных пород и материалов на основе технологии аэродинамического обогащения.

Горные породы, радионуклиды, дезактивация.

В современных условиях развития общества на предприятиях различных отраслей промышленности, энергетики и строительства все более ужесточаются требования к обеспечению безопасности человека в условиях производства и быта, при этом значительно усложняются решения взаимосвязанных между собой технологических, экологических, экономических проблем. Это направление становится приоритетным в деятельности предприятий как для улучшения качества жизни общества, так и для обеспечения радиационной безопасности.

Первостепенное значение для предприятий и управления на всех уровнях приобретают поиск новых подходов к системе технология–радиоэкология–безопасность, а также разработка и освоение принципиально новых, высокоэффективных, безопасных и радиоэкологически чистых технологий.

Важно отметить, что месторождения высококачественного и дешевого исходного сырья из горных пород, пригодного для получения радиационно чистых материалов, ограничены и постепенно истощаются. К тому же – объективно – с течением времени эти месторождения могут загрязняться, в том числе радиоактивными веществами как локально, так и глобально.

Несмотря на то что человечество давно и широко использует в промышленности, энергетике и в быту горные породы и материалы из них, до сих пор еще недостаточно изучены закономерности содержания и миграции радионуклидов в системе горные породы–материалы, а также влияние ионизирующих излучений природного происхождения на здоровье людей и окружающую среду [1–3].

В настоящее время введены в действие основные законодательные и подзаконные акты, в которых определены основные критерии, требования и нормы радиоактивности материалов [4].

За последнее время коллективом авторов выполнены и опубликованы работы по радиационному мониторингу и дезактивации в системе горные породы–материалы [5–19].

Таблица 1. Основные физические модели, оборудование и измерительные приборы, которые использовались при радиационных исследованиях горных пород и материалов

Оборудование	Организация-изготовитель, фирма
Аэродинамические физические модели	ОИАТЭ (г. Обнинск)
Классификатор	Фирма "VEB Metal Webrel" Neustadt/Orla (ФРГ)
Рентгенофлуоресцентный спектрометр VRA-30	Фирма "Карл Цейс Йена" (ФРГ)
Гамма-спектрометр АДСАМ-100	Фирма "EG and G ORTEC" (США)
Атомно-абсорбционный спектрометр 180-70	Фирма "Хитачи" (Япония)
Плазменный фотометр	Оптико-механический завод (г. Загорск)
Микроскоп биологического типа БИОЛАМ Р-15	ЛОМО (г. Санкт-Петербург)
Манотермометры	Фирма "IUMO" (ФРГ)
Весы лабораторные: ВЛР-200 и ВЛКТ-500 м	"Госметр" (г. Санкт-Петербург)
Истиратель лабораторный дисковый ЛДИ-65	КЭ ВИМС (г. Наро-Фоминск)
Промышленные пневмосистемы	ГНЦ РФ – ОНПП "Технология" (г. Обнинск)
ПЭВМ–"Pentium"–100 Мгц	Фирма "IBM" (США)

*Адресат для корреспонденции: 249030 Обнинск, Калужская обл., Студгородок 1, ИАТЭ; тел.: 6-63-08; e-mail: sala-ta@ssl.obninsk.ru.