

УДК 633.162

## МОНИТОРИНГ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В СЕРОЙ ЛЕСНОЙ ПОЧВЕ РАЗНОЙ СТЕПЕНИ ОКУЛЬТУРЕННОСТИ

**Мусаев Ф.А., Захарова О.А., Ушаков Р.Н.**

*ФГБОУ ВПО «Рязанский государственный агротехнологический университет имени П.А. Костычева», Рязань, e-mail: ol-zahar.ru@yandex.ru*

Вследствие развитой в регионе промышленности в корнеобитаемом слое агроландшафтов происходит с разной степенью интенсивности повсеместная аккумуляция тяжелых металлов (ТМ). В Рязанской области только с атмосферными осадками выпадает в г/га: Zn – 181, Cu – 73 и Pb – 4,7. Накопление элементов в почве может быть вызвано применением минеральных и органических удобрений, а также орошения сточными водами свинокомплексов. Поступление в растения ТМ зависит от соотношения элементов питания в почве. Несбалансированность фосфора и азота в почве может привести к усилению процесса накопления металлов культурами. Целью исследований являлся мониторинг тяжелых металлов в серой лесной почве Рязанской области при длительном использовании органических и минеральных удобрений (п. Стенькино) и сточных вод ОАО «Рязанский свинокомплекс» (п. Искра). Сравнительный анализ микроэлементного состава показал по сравнению с почвой без удобрений содержание Mn в органо-минеральной почве выше на 39%, Cu – на 52%, Zn – на 35%, Cd – 167%. Концентрация данных элементов в материнской породе значительно ниже. Последствие длительного орошения сточными водами привело к увеличению содержания Mn по сравнению с исходным на 109%, Co – на 291%, Zn – на 149%, Cu – на 76%, Mo – на 643%. На загрязненных химическими элементами серых лесных почвах необходимо применять научно обоснованные системы удобрений и соблюдать технологию орошения с использованием сточных вод при регулярном контроле ТМ.

**Ключевые слова:** мониторинг, минеральные удобрения, органические удобрения, сточные воды, плодородие, тяжелые металлы

## MONITORING OF CHEMICAL ELEMENTS IN GREY FOREST SOIL OF DIFFERENT CULTIVATION DEGREE

**Musaev F.A., Zaharova O.A., Ushakov R.N.**

*FSBEI HPE «Ryazan State Agrotechnological University Named after P.A. Kostychev», Ryazan, e-mail: ol-zahar.ru@yandex.ru*

In consequence of the developed regional industry there exists the all-around different intensity accumulation of heavy metals (HM) in the root layer of agro-landscapes. In Ryazan oblast we have only with rainfall Zn – 181 gr/ha, Cu – 73 gr/ha and Pb – 4.7 gr/ha. Accumulating the elements in the soil can be caused by the use of mineral and inorganic fertilizers and irrigation with sewage disposals from hog farms. HM entering plants depends on the correlation of nutrients in the soil. Phosphorus and nitrogen imbalance in the soil can lead to strengthening the process of metals accumulation by crops. The aim of the investigation has been heavy metals monitoring in gray forest soil of Ryazan oblast in a case of long use of mineral and inorganic fertilizers (township Stenkin) and sewage disposals from JSC «Ryazan hog farm» (township Iskra). The comparative analysis of microelements has shown that Mn in the activated soil is 39% higher, Cu – 52% higher, Zn – 35% higher and Cd – 167% higher as compared with the soil without fertilizers. These elements concentration in the undersolum has been considerably lower. The long irrigation with sewage disposals has caused the increase of Mn by 109%, Co by 291%, Zn by 149%, Cu by 76% and Mo by 643% as compared with the starting point. It is necessary to use scientifically grounded systems of fertilizers and follow the technology of irrigation with sewage disposals in combination with constant HM control in gray forest soils polluted with chemicals.

**Keywords:** monitoring, mineral fertilizers, organic fertilizers, waste water, fertility, heavy metals

Почвы Рязанской области имеют свои геохимические особенности, связанные с формированием на материнской породе, обедненной некоторыми тяжелыми металлами (ТМ) [6]. В то же время вследствие развитой в регионе промышленности, например самой крупной на европейской территории страны Рязанской ГРЭС, радиус влияния которой составляет до 87 км, в корнеобитаемом слое агроландшафтов происходит с разной степенью интенсивности повсеместная аккумуляция элементов-загрязнителей. В Рязанской области только с атмосферными осадками выпадает в г/га: Zn – 181, Cu – 73 и Pb – 4,7 [6]. В настоящее время около 8% почв сельскохозяйствен-

ного использования содержат техногенные ТМ в количестве выше ПДК [8]. К сожалению, аккумуляция ТМ в почве может быть вызвана применением удобрений, о чем свидетельствуют результаты исследований [5]. Однако существуют обратные взгляды [10]. По данным [7], поступление в растения ТМ зависит от соотношения элементов питания в почве. Несбалансированность фосфора и азота в почве может привести к усилению процесса накопления металлов культурами.

По-видимому, отмечать масштабное загрязнение почвенного покрова на обширных территориях (например, на уровне почвенно-климатических зон) преждевременно. Хотя локальные его проявления имеют место.

В первую очередь это относится к почвам, находящимся в непосредственной близости от крупных промышленных центров. Однако это не означает отсутствие проблемы загрязнения. В скрытой форме она присутствует, выражаясь в постепенной аккумуляции ТМ в верхних слоях почвы, и процесс этот неизбежный, так как ТМ, поступая с выбросами промышленных предприятий в нижние слои тропосферы, далее вовлекаются в воздушную миграцию с осадждением на поверхности почвы. Доминирующую роль в формировании экологического потенциала системы «почва⇔растение» к ТМ принадлежит буферным свойствам почвы. Данный аргумент научно обоснован в работе [4]. Почва в силу совокупности природных свойств обладает буферностью по отношению к ТМ [9]. Однако эта способность почвы ограничена и с учетом усиления общего техногенного давления на биосферу будет ослабевать. Агроэкологический мониторинг состояния современных агроэкосистем – важное звено в общей системе природоохранных мероприятий, так как на сегодняшний день агроэкологическое состояние почв России по содержанию ТМ следует считать в целом неудовлетворительным [1].

В настоящее время много научной отечественной и зарубежной литературы по влиянию техногенных выбросов на объекты окружающей среды, но мало сведений о совместном влиянии ТМ и используемых на сельскохозяйственных угодьях минеральных и органических удобрений, а также сточных вод животноводческих комплексов. Недостаточно изучено и влияние удобрений на микроэлементный химический состав почв вследствие того, что микро- и рассеянные элементы не определяют в большей степени урожайность культурных растений, чем макроэлементы. Однако использование удобрений оказывает существенное влияние на аккумуляцию этих элементов, некоторые из которых при превышении предельно допустимых концентраций оказывают токсическое действие на растения.

## Материалы и методы исследования

В цель наших исследований входил мониторинг тяжелых металлов в серой лесной почве Рязанской области при использовании органических и минеральных удобрений (п. Стенькино) и сточных вод ОАО «Рязанский свинокомплекс» (п. Искра). Методика исследований включала отбор проб почвы двух объектов, проведение агрохимических анализов, статистическую обработку данных и сравнительный обзор результатов исследований. Анализы выполнялись на кафедре агрохимии, почвоведения и физиологии растений ФГБОУ ВПО «Рязанского государственного агротехнологического университета имени П.А. Костычева» и аналитической лаборатории ГНУ МФ ВНИИГиМ. Серая лесная почва п. Стенькино загрязнялась разными дозами металлов, п. Искра – анализировалось последствие длительного орошения сточными водами свинокомплекса. Методика исследования общепринятая. Содержание ТМ в почве определялось спектральным методом.

## Результаты исследования и их обсуждение

Современная территориальная зона распространения серых лесных почв сильно изменена: уничтожена коренная естественная растительность, место которой занимают агрокультуры. Тем не менее, имеются фациальные участки ландшафтов, слабо затронутые антропогенным вмешательством – естественные лесные массивы и луга. В п. Стенькино Рязанского района имеется ландшафтный комплекс с аналогичными гидрологическими и другими условиями, но с фациальными подкомплексами, отличающимися указанными типами растительности. Для создания более объективной оценки влияния растительности на микроэлементный состав серой лесной почвы было определено содержание микроэлементов в материнской породе (МП), представляющей покровный суглинок тяжелосуглинистого гранулометрического состава. В табл. 1 приведено количество некоторых химических элементов, по которым было отмечено превышение фонового содержания в почве.

Таблица 1

Содержание некоторых элементов (мг/кг) в серой лесной почве п. Стенькино (слой 0–15 см) под разными экосистемами

Элемент	Система удобрения			Пашня	Лес	Луг	МП
	без удобрений	минеральная	органо-минеральная				
Mn	1390	1360	1930	1320	1730	1130	756
Co	10	14	14	14	7,1	14	9,3
Cu	29	35	44	29	11	29	33
Zn	40	43	54	35	10	29	32
Mo	0,35	1,6	0,39	0,43	0,25	0,11	0,30
Pd	0,73	0,81	0,64	0,59	0,21	0,66	1,5
Cd	0,33	0,49	0,88	0	0,04	0,77	0,06

Сравнительный анализ микроэлементного состава, как видно из данных табл. 1, показал по сравнению с почвой без удобрений содержание Mn в органо-минеральной почве выше на 39%, Cu – на 52%, Zn – на 35%, Cd – 167%. По остальным элементам превышения не выявлено. Концентрация данных элементов в материнской породе значительно ниже.

Наиболее распространенным в экологической оценке почвы является подход, состоящий в определении валовых и подвижных форм ТМ. Этого недостаточно для изучения экологической функции почвы, в которой одной из главных составляющих является адсорбирующая способность, емкость, исследуемые по изотермам поглощения, с вычислением буферности как процессного показателя. Проведенные нами исследования показали, что серая лесная почва, содержащая больше гумуса, поглощала больше цин-

ка. Так, если при содержании гумуса в почве около 2,1% объем поглощенного цинка при разных концентрациях его добавления в количестве 0,2 мг/кг; 0,5; 5,0 и 10 мг/кг составил соответственно  $19 \times 10^{-2}$  мг/кг (95% от внесенного); 25 (50%); 355 (61%) и  $595 \times 10^{-2}$  (59%), то на более плодородной почве (гумуса 3,0%) соответственно  $20 \times 10^{-2}$  мг/кг (100%); 30 (60%); 378 (76%) и 628 (63%) мкг/л, или в среднем на  $15 \times 10^{-2}$  мг/кг больше контроля. Динамика увеличения концентрации цинка (Y) в растворе в вариантах без удобрений (X) описывается следующим уравнением:

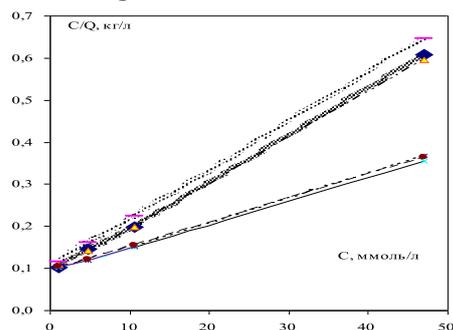
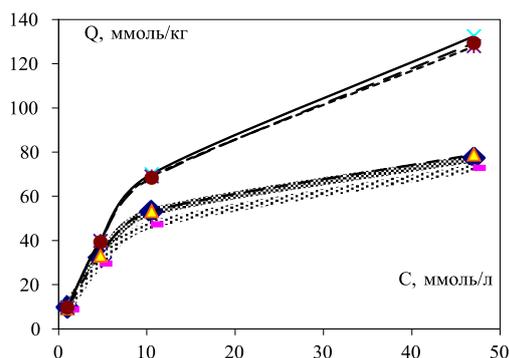
$$Y = 120,2 + 95,4X. \quad (1)$$

При окультуривании этих почв значение константы снижается в серой лесной почве на 8,8 ед.:

$$Y = 107,8 + 86,6X. \quad (2)$$

### Цинк

зависимость C/Q от C,  
прямолинейная зависимость



### Медь

зависимость C/Q от C,  
прямолинейная зависимость

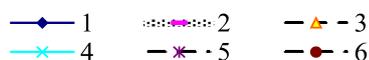
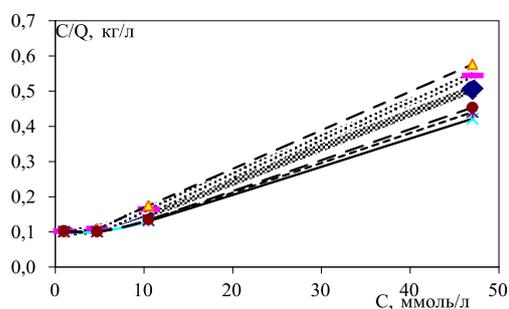
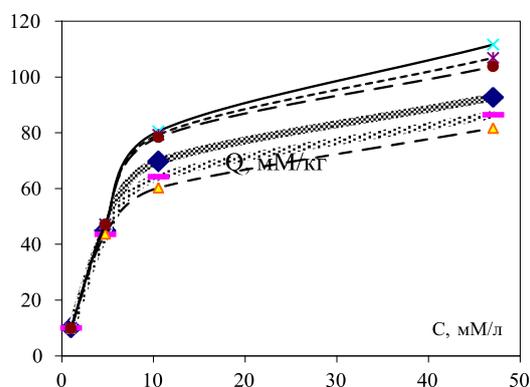


Рис. 1. Изотермы адсорбции цинка и меди серой лесной почвой в зависимости от первоначальной нагрузки и уровня плодородия. Примечание: 1 – НП контроль 1, 2 – НП 50 мг/кг Zn, 3 – НП 100 мг/кг Zn, 4 – ПП контроль 2, 5 – ПП 50 мг/кг Zn, 6 – ПП 100 мг/кг Zn

Следовательно, в более плодородных почвах увеличение ТМ в растворе в нарастающем диапазоне нагрузки происходит меньшими темпами, чем в неплодородных. Аккумуляция ТМ в почве неизбежно будет продолжаться. В этой связи интересным, с точки зрения прогноза, является выявление устойчивости загрязненной почвы, которая создается путем искусственного внесения в нее загрязнителя. В качестве показателей устойчивости к загрязнению цинком использовали изотермы адсорбции (рис. 1), их характеристики и буферность. В данном опыте в отличие от предыдущего задавали более высокие исходные концентрации цинка.

Оценка устойчивости была проведена также и в отношении меди. Плодородная серая лесная почва поглощала больше цинка и меди. При том уровне ее плодородия, максимальное количество этих элементов, которое может поглотить почва (максимальная адсорбция –  $Q_{max}$ ) составило для контрольного варианта 182 (Zn) и 130 (Cu) мМ/кг, что соответственно на 91 и 26 мМ/кг больше, чем у менее плодородной почвы. При загрязнении почвы цинком величина поглощения уменьшалась, что может указывать на ослабление устойчивости, хотя оно для двух вариантов плодородия и не было столь заметным. Но при всех значениях загрязнения в плодородной почве объем поглощения элементов был выше сравниваемого. Примечательно, что если в неплодородной почве доля поглощенной меди от цинка составила 104–114% в зависимости от нагрузки, то в плодородной – 67–71%. Органическое вещество способствует снижению энергии связывания элементов по причине физико-химической особенности его адсорбции.

С равновесной концентрацией цинка в растворе отношение Q/C связано логарифмической зависимостью:

– для неоккультуренной почвы она имеет вид  $Y = 75,3 - 30,5 \cdot \log(X)$ , при

$$\alpha = 0,0022; \quad (3)$$

– для окультуренной почвы  $Y = 112,8 - 48,3 \cdot \log(X)$ , при

$$\alpha = 0,0005. \quad (4)$$

Как видно из уравнений, при концентрации цинка в растворе, например, 20 мМ/л (26 мг/кг) в неплодородной почве буферность составляет 35 ед. В плодородной почве такое значение буферности достигается при более высокой равновесной концентрации – 39,8 мМ/л (51,7 мг/кг).

В отличие от Q/C по цинку динамика Q/C по меди отличалась: для плодородного

варианта она соответствовала параболическому типу при всех значениях нагрузки. Это может свидетельствовать о снижении устойчивости плодородной почвы к загрязнению медью только при высоких концентрациях цинка в растворе.

Уравнение зависимости Q/C по меди от содержания цинка в растворе для:

– неплодородной почвы  $Y = 409,7 - 159,7 \cdot \log(X)$ , при

$$\alpha = 0,001; \quad (5)$$

– плодородной –  $Y = 635,5 - 144,8 \cdot \log(X)$ , при

$$\alpha = 0,08. \quad (6)$$

Следовательно, контаминация почвы цинком снижает ее устойчивость к меди в большей степени в почве с низким содержанием гумуса, что связано с заполнением обменной фазы почвы цинком.  $Q_{max}$  меди в неоккультуренной (неплодородной) почве с предварительным загрязнением в дозах 50–100 мг/кг снизилась по сравнению с контролем на 7–13 мМ/кг (0,4–0,8 мг/кг), в окультуренной почве – на 8–12 мМ/кг (0,5–0,7 мг/кг).

В контрольном варианте без предварительного загрязнения неплодородной и плодородной почвы максимальная адсорбция цинка составила соответственно 6 и 12 мг/кг, меди – 7 и 8 мг/кг. Следовательно, в плодородной почве больше поглощается цинка, чем меди.

На рис. 2 отражена зависимость Q/C от C цинка и меди в растворе, которая хорошо описывается уравнением логарифмического типа, а для варианта с плодородной почвой и медью и криволинейной зависимостью.

Таким образом, при увеличении в серой лесной почве органического вещества улучшается экологическая функция: больше адсорбируется цинка и меди, что следует рассматривать как важный фактор устойчивости почвы, агроэкосистемы к загрязнению.

Как известно, минеральные удобрения представляют собой источник побочных элементов в почве. Например, двойной суперфосфат отличается повышенным содержанием свинца (38 мг/кг с.в.) и цинка (14,2 мг/кг с.в.); то же можно сказать и о хлористом калии (около 12 мг/кг с.в. Rb и Zn) (Аристархов, 2000). Поэтому их длительное применение может вызывать опасность снижения устойчивости почвенной среды к загрязнению.

При длительном использовании различных систем удобрений и сложившихся в связи с ними некоторых параметров плодородия можно считать, что более благоприятные условия для максимальной адсорбции

до нагрузки по цинку и меди 13,2–13,3 мг/кг, кадмию – 15,7 и свинцу 30,9 мг/кг (соответствуют третьей точки Сисх.) складываются в варианте с органо-минеральной системой удобрения. Об этом свидетельствуют величины  $Q_{max}$  (по Ленгмюру). Так, по ТМ в варианте с органо-минеральной системой удобрения  $Q_{max}$  превышала соответствующие значения в контрольном варианте и при минеральной системе удобрения по цинку и меди на 21–27 мМ/кг (1,4–1,8 мг/кг), кадмию – на 8–17 мМ/кг (0,9–1,9 мг/кг) и свинцу – на 29–56 мМ/кг (6–12 мг/кг).

Ослабления устойчивости серой лесной почвы к загрязнению цинком и медью при длительном, комплексном внесении аммиачной селитры, 40% калийной соли и двойного суперфосфата не обнаружено, так как значение  $Q_{max}$  по цинку превышало  $Q_{max}$  в контрольном варианте на 18 мМ-экв/кг, по меди было близко к нему (123–125 мМ-экв/кг). В то же время вызывает опасение загрязнение почвы кадмием и в особенности свинцом.  $Q_{max}$  составила всего 61 мМ-экв/кг по Ленгмюру и 59 мМ-экв/кг – по Дубинину–Радушкевичу.

При органо-минеральной системе удобрения цинк, медь и кадмий прочнее удерживаются почвой:  $-\Delta G$  составила соответственно 11,33; 12,53 и 13,18 кДж/моль.

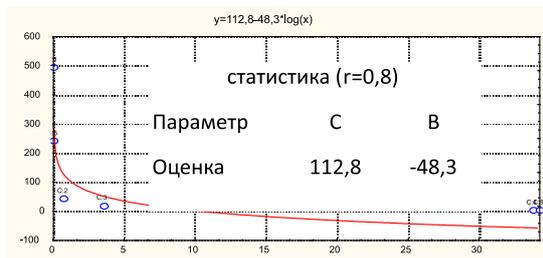
Таким образом, длительное применение минеральных и органических удобрений на серых лесных почвах экологически оправдано, так как оно не приводит к снижению устойчивости почвы к загрязнению вследствие возможного увеличения концентрации ТМ в растворе. Отметим, что полученные результаты накладывают определенные ограничения на общность выводов, так как отражают конкретные исходные биогеохимические условия ландшафта и агротехнические мероприятия.

Установлено, что пахотная почва больше поглощала цинка (54 мМ/кг), почва под лесом – меди (179), кадмия (40) и свинца (80), почва под лугом – свинца (68 мМ/кг). Результаты подтверждают вышеотмеченное снижение устойчивости пахотной почвы к свинцу при исключительном применении минеральных удобрений:  $Q_{max}$  составил 61 мМ/кг против 68 мМ/кг в почве под лугом.

**Неплодородная почва**

**Плодородная почва**

**цинк**



**медь**

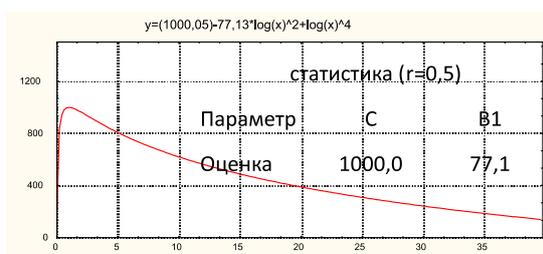
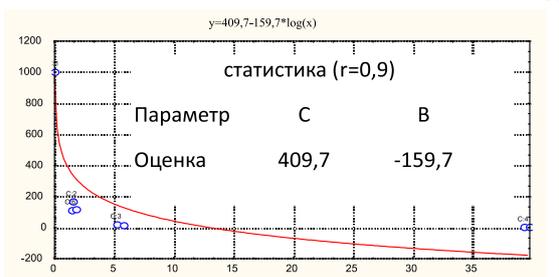


Рис. 2. Зависимость  $Q/C$  (ось  $Y$ ) по цинку и меди от равновесной концентрации элементов в растворе (ось  $X$ ) серой лесной почвы разного уровня плодородия

Под лесом и лугом по сравнению с пашней повышается устойчивость серой лесной почвы к кадмию и свинцу. Пахотная почва не уступает луговому варианту по емкости поглощения указанных катионов ТМ: значения точки на касательной Y1 и Q были близки между вариантами. Различия проявились в значениях Y. Например, по свинцу под пашней при X1 = 10 мМ/л Y составил 23,5 мМ/л,

под лугом – 15,7 мМ/л, хотя пахотный аналог почвы адсорбировал больше элемента на 3,9 мМ/кг. Это связано с поступлением в почву элементов с удобрениями, о чем косвенно можно судить по содержанию калия и фосфора, соответствующему IV классу обеспеченности, несмотря на то, что в последние 15 лет средняя доза фосфорных и калийных удобрений на поле не превышала 10 кг/га.

Таблица 2

Исходное содержание валовых форм ТМ в серой лесной почве п. Искра, мг/кг

Наименование элемента	Глубина слоя, см	Среднесуглинистая почва	ОДК	Региональный фон
Mn	0–25	900,00	850,00	1025,00
	25–50	800,00		
Co	0–25	10,95	8,00	12,40
	25–50	10,55		
Cu	0–25	68,55	66,00	23,50
	25–50	66,86		
Zn	0–25	72,65	110,00	60,00
	25–50	66,00		
Mo	0–25	0,76	2,00	3,20
	25–50	0,61		

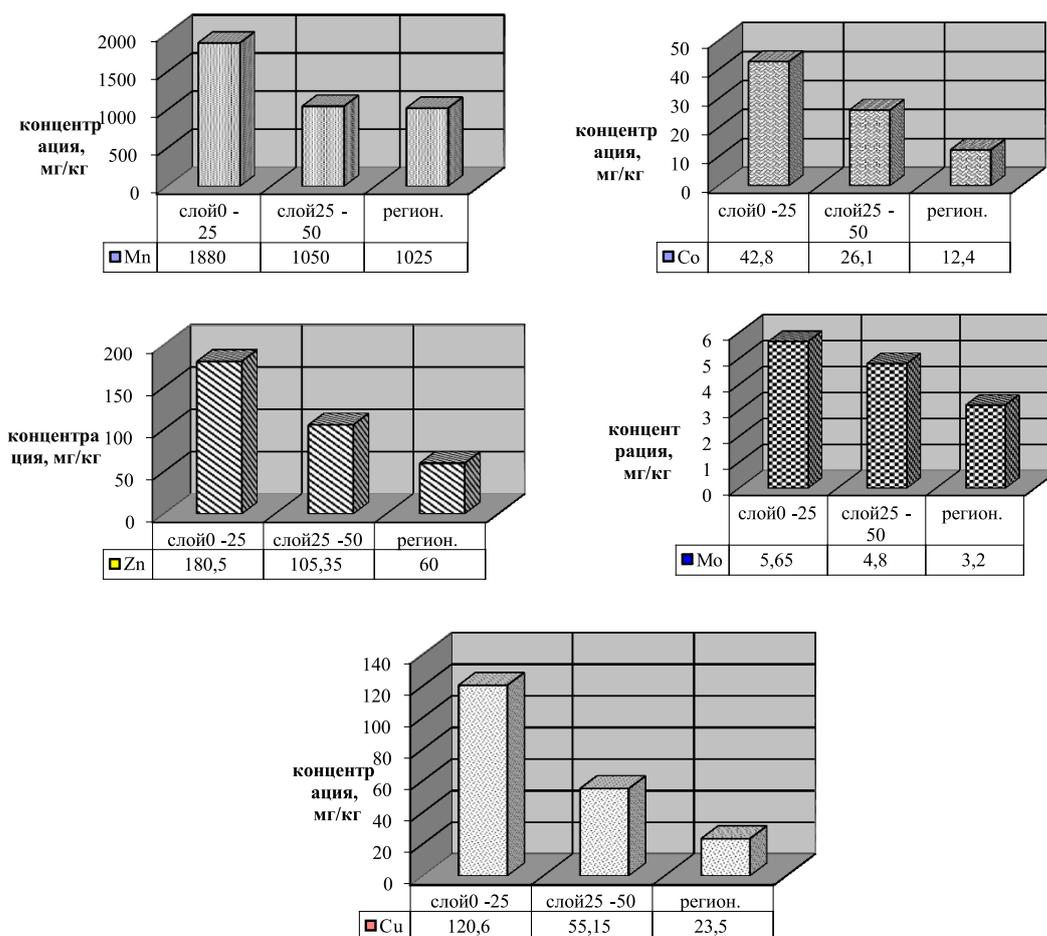


Рис. 3. Диаграмма концентрации валовых форм химических элементов в почве регулярного орошения сточными водами

Иная ситуация складывается в серой лесной почве среднего уровня плодородия при орошении сточными водами свинок-комплекса. Химические элементы, в том числе ТМ, поступают в почву с твердыми и жидкими осадками, калом и мочой животных, оросительной водой [3]. Исходное содержание в почве исследуемых элементов отображено в табл. 2.

Как видно из приведенных в табл. 2 данных, содержание химических элементов превышало фоновые значения для региона по цинку на 12,65 мг, меди – на 45,05 мг. Концентрации Мо, Мп и Со не превышали региональных значений. Отмечено, что «длительное сельскохозяйственное использование серых лесных почв без применения удобрений сопровождается ухудшением их плодородия» [2]. Поэтому орошение сточными водами, содержащими большое количество биогенных соединений, проводилось с целью улучшения водного режима и агрохимических свойств почвы.

Нами было изучено содержание валовых форм микроэлементов, в том числе ТМ, в регулярно орошаемой сточными водами почве в течение почти 30-летнего срока. Изменения агрохимических свойств почвы оказали влияние на подвижность химических элементов. Из рис. 3 видно, содержание валовых форм Мп возросло по сравнению с исходным за 30-летний срок орошения сточными водами в слое почвы 0–25 см на 980 мг, или 109 %, Со – на 31,85 мг, или 291 %, Zn – на 108 мг, или 149 %, Cu – на 52,05 мг, или 76 %, Мо – на 4,89 мг, или 643 %. Убывающий ряд химических элементов в почве представлен следующей цепочкой: Мо > Со Мп > Zn > Cu. Концентрация всех рассматриваемых элементов выше регионального фона.

### Выводы

На основе многолетних полевых опытов с минеральной, органо-минеральной и органической системами удобрений разработана ориентировочная, ранжированная на уровни модель физико-химического блока плодородия серой лесной тяжелосуглинистой почвы, которым соответствуют три уровня продуктивности культурных растений (в т/га к. ед.): низкий – меньше 2,7, средний – 2,7–3,5 и высокий – больше 3,5. Низкий, средний и высокий уровни устойчивости к подкислению достигаются при емкости буферности соответственно < 9, 9–11 и > 11 мМ-экв/100 г; к загрязнению – при максимальной адсорбции в соответствии с уровнями цинка < 91,

91–143 и > 143 мМ/кг, меди – < 104, 104 и > 130 мМ/кг, свинца – < 61, 61–132 и > 132 мМ/кг. Длительное непрерывное орошение сточными водами свинок-комплекса (1975–2004 гг.) ведет к аккумуляции валовых форм химических элементов в серой лесной почве: содержание Мп возросло по сравнению с исходным на 109 %, Со – на 291 %, Zn – на 149 %, Cu – на 76 %, Мо – на 643 %. Анализируя полученные выводы, необходимо на загрязненных химическими элементами серых лесных почвах применять научно обоснованные системы удобрений, в том числе с использованием сточных вод.

### Список литературы

1. Аристархов А.Н. Агрохимическая концепция повышения продуктивности земледелия России посредством совершенствования комплексного применения макро- и микроудобрений в агроэкосистемах / А.Н. Аристархов // Бюл. ВИАУ. – 2001. – № 4. – С. 13–14.
2. Ахтырцев Б.П. Серые лесные почвы Центральной России / Б.П. Ахтырцев. – Воронеж, 1979. – 232 с.
3. Захарова О.А. Изменение направления эволюции серых лесных почв в результате длительного орошения сточными водами / О.А. Захарова, К.Н. Евсенкин // Вестник РГАТУ им. П.А. Костычева, 2011. – № 1(9). – С. 39–42.
4. Ильин В.Б. Оценка защитных возможностей системы «почва-растение» при модельном загрязнении почвы свинцом (по результатам вегетационных опытов) / В.Б. Ильин // Агрохимия. – 2004. – № 4. – С. 52–57.
5. Карпова Е.А. Последствия применения различных форм фосфорных удобрений: стронций в системе «дерново-подзолистая почва-растение» / Е.А. Карпова // Агрохимия. – 2004. – № 1. – С. 91–96.
6. Мажайский Ю.А. Особенности распределения тяжелых металлов в профилях почв Рязанской области / Ю.А. Мажайский // Агрохимия. – 2003. – № 8. – С. 74–79.
7. Минеев В.Г. Биологическое земледелие и минеральные удобрения / В.Г. Минеев, Б. Дебрецени, Т. Мазур. – М.: Колос, 1993. – 415 с.
8. Овчаренко М.М. Тяжелые металлы в системе «почва-растение-удобрение» / М.М. Овчаренко. – М., 1997. – 45 с.
9. Aasen I., Selmer-Olsen A.F. A study of extraction methods for assessing soil zink buffering capacity in relation to soil properties. – Norw. J. agr. Sc., 1991. – Vol. 5, № 1. – P. 89–107.
10. Landberg T., Greger M. Influence of N and N supplementation on Cd accumulation in wheat grains // 7th ICOBTE. Uppsala, 2003. – V. 3. – P. 90–91.

### References

1. Aristarhov A.N. Agrohimicheskaja koncepcija povyshenija produktivnosti zemledelija Rossii posredstvom sovershenstvovanija kompleksnogo primenenija makro- i mikroudobrenij v agroekosistemah / A.N. Aristarhov // Bjul. VIUA. 2001. no. 4. pp. 13–14.
2. Ahtyrcev B.P. Serye lesnye pochvy Centralnoj Rossii / B.P. Ahtyrcev. Voronezh, 1979. 232 p.
3. Zaharova O.A. Izmenenie napravlenija jevoljucii seryh lesnyh pochv v rezultate dlitel'nogo oroshenija stochnymi vodami / O.A. Zaharova, K.N. Evsenkin // Vestnik RGATU im. P.A. Kostycheva, 2011. no. 1(9). pp. 39–42.

4. Ilin V.B. Ocenka zashitnyh vozmozhnostej sistemy «pochva-rastenie» pri modelnom zagraznenii pochvy svincom (po rezultatam vegetacionnyh opytov) / V.B. Ilin // *Agrohimija*. 2004. no. 4. pp. 52–57.
5. Karpova E.A. Posledstvija primeneniya razlichnyh form fosfornyh udobrenij: stroncij v sisteme dernovo-podzolistaja pochva-rastenie / E.A. Karpova // *Agrohimija*. 2004. no. 1. pp. 91–96.
6. Mazhajsij Ju.A. Osobennosti raspredelenija tjazhelyh metallov v profiljah pochv Rjazanskoj oblasti / Ju.A. Mazhajsij // *Agrohimija*. 2003. no. 8. pp. 74–79.
7. Mineev V.G. Biologicheskoe zemledelie i mineralnye udobrenija / V.G. Mineev, B. Debreceni, T. Mazur. M.: Kolos, 1993. 415 p.
8. Ovcharenko M.M. Tjzhelye metally v sisteme pochva-rastenie-udobrenie / M.M. Ovcharenko. M., 1997. 45 p.
9. Aasen I., Selmer-Olsen A.F. A study of extraction methods for assessing soil zink buffering capacity in relation to soil properties. *Norw. J. agr. Sc.*, 1991. Vol. 5, no. 1. pp. 89–107.
10. Landberg T., Greger M. Influence of N and N supplementation on Cd accumulation in wheat grains // 7th ICOBTE. Uppsala, 2003. V. 3. pp. 90–91.

---

**Рецензенты:**

Костин Я.В., д.с.-х.н., профессор кафедры агрохимии, почвоведения и физиологии растений, ФГБОУ ВПО «Рязанский государственный агротехнологический университет имени П.А. Костычева», г. Рязань;

Торжков Н.И., д.с.-х.н., профессор кафедры зоотехнии и биологии, ФГБОУ ВПО «Рязанский государственный агротехнологический университет имени П.А. Костычева», г. Рязань.