



УДК 631.41 **В.Н. Гукалов, В.И. Савич, С.Л. Белопухов, О.А. Шапкина, В.В. Верхотуров**  
**V.N. Gukalov, V.I. Savich, S.L. Belopukhov, O.A. Shapkina, V.V. Verkhoturov**

## ИНФОРМАЦИОННАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ

### INFORMATION ESTIMATION OF HEAVY METAL STATUS IN SOILS

**Ключевые слова:** тяжелые металлы, химическое загрязнение, ландшафт, почва, вода, информационная и математическая оценка.

Предлагается информационная оценка состояния тяжелых металлов в почвах. Объектом исследования выбраны выщелоченные черноземы глинистого гранулометрического состава, расположенные на разных элементах рельефа и под отдельными хозяйственными угодьями. Определено содержание свинца, меди, железа, калия, кальция, магния в черноземах на разных элементах рельефа, весной, летом, осенью в течение 10 лет, в водах реки, донных отложениях, иле. Установлена корреляция содержания изученных металлов в разных компонентах ландшафта. Показано, что при загрязнении почв тяжелыми металлами изменяется соотношение их положительно и отрицательно заряженных комплексных соединений, увеличивается испарение из почв в воздушную среду. В дегумицированных черноземах содержание подвижных форм Ca, Mg, K, Fe возрастает во фракциях структурных отдельностей меньшего размера. Для более гумусированных аналогов почв такой закономерности не отмечается. Состояние тяжелых металлов в почвах меняется в сезонной динамике. В большей степени это относится к подвижным формам. Изменение влажности и температуры почв приводят к изменению в почвах и концентрации CO<sub>2</sub> в почвенном воздухе и в растворе, а затем последовательно к иным показателям: микробиологической активности, pH, Eh, комплексобразующей и восстанавливающей способности почвенных растворов. Это является причиной изменения подвижности тяжелых металлов в почвах, которые влияют на микробиологические и ферментативные процессы и последовательно на все свойства почв. Дегградация почв характеризуется отличием структурных взаимосвязей по вектору и скалярной величине от таких взаимосвязей в модели плодородия изучаемой почвы. Структурные взаимосвязи описываются уравнениями регрессии и парной корреляции. При загрязнении почв свинцом не только увеличилось содержание водорастворимого свинца, но возросло также содержание водорастворимых соединений железа, марганца. Это обусловлено вытеснением этих элементов из почвенно-

поглощающего комплекса ионом Pb и частичным подкислением почв при внесении в них Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. Однако последний процесс не должен иметь для черноземов существенного значения. Загрязнение почв тяжелыми металлами приводит и к изменению доли их положительно и отрицательно заряженных соединений в почвах. Предлагается учитывать математические структурные взаимосвязи содержания тяжелых металлов и свойств почв, в ландшафте, как дополнительную характеристику степени опасности загрязнения ими.

**Keywords:** heavy metals, chemical pollution, landscape, soil, water, information and mathematical estimation.

This study proposes an information estimation of heavy metal status in soils. Leached chernozems of marginalitic particle-size composition located in different relief features and agricultural lands were studied. The following data of 10-year long research is discussed: the content of lead, copper, iron, potassium, calcium and magnesium in chernozems in various relief features in spring, summer and autumn, in a river, bottom sediments and river mud. The correlation of the heavy metal content in various agricultural landscapes was evaluated. It has been found that under soil heavy metal contamination the ratio of positively and negatively charged complex compounds varies, and their evaporation from the soil into the air increases. The heavy metal status in soils changes seasonally. This refers to mobile forms mostly. The variations in soil moisture and temperature lead to the variations of CO<sub>2</sub> concentration in soil, soil air and soil solution, and then successively affect other such indices as microbiological activity, pH, Eh, the complexing and reducing abilities of soil solutions. This causes a change in the mobility of heavy metals that affect the microbiological and enzymatic processes and consecutively all soil characteristics. Soil degradation is characterized by structural connections in vector and scalar quantity. The structural connections are described by the equations of regression and bivariate correlation. Under soil contamination by lead, both the content of water-soluble lead and the content of water-soluble compounds of iron and manganese increased. This is due to the displacement of these elements from the soil-

absorbing complex by Pb ion and by partial soil acidification when  $Pb(NO_3)_2$  is added. However, the latter process should not be considered significant for chernozems. It is proposed to take into account

the mathematical structural relationships of heavy metal content and soil properties in various landscapes as an additional characteristic in estimating the hazard rate of soil contamination.

**Гукалов Владимир Николаевич**, к.с.-х.н., докторант, Российский государственный аграрный университет – МСХА им. К.А. Тимирязева. Тел.: (499) 976-08-97. E-mail: mshapochv@mail.ru.

**Савич Виталий Игоревич**, д.с.-х.н., проф., каф. почвоведения, геологии и ландшафтоведения, Российский государственный аграрный университет – МСХА им. К.А. Тимирязева. Тел.: (499) 976-32-16. E-mail: Savich.mail@gmail.com.

**Белопухов Сергей Леонидович**, д.с.-х.н., проф., зав. каф. физической и органической химии, Российский государственный аграрный университет – МСХА им. К.А. Тимирязева. Тел.: (499) 976-32-16. E-mail: belopuhov@mail.ru.

**Шапкина Ольга Александровна**, аспирант, Российский государственный аграрный университет – МСХА им. К.А. Тимирязева. Тел.: (499) 976-08-97. E-mail: soillab@timacad.ru.

**Верхотуров Василий Владимирович**, д.б.н., проф., каф. технологии продуктов питания и химии, Иркутский государственный технический университет. Тел.: (3952) 40-59-81. E-mail: biovervv@mail.ru.

**Gukalov Vladimir Nikolayevich**, Cand. Agr. Sci., Doctoral Degree Applicant, Russian State Agricultural University – Timiryazev Moscow Agricultural Academy. Ph.: (499) 976-08-97. E-mail: mshapochv@mail.ru.

**Savich Vitaliy Igorevich**, Dr. Agr. Sci., Prof., Chair of Soil Science, Geology and Landscape Studies, Russian State Agricultural University – Timiryazev Moscow Agricultural Academy. Ph.: (499) 976-32-16. E-mail: Savich.mail@gmail.com.

**Belopukhov Sergey Leonidovich**, Dr. Agr. Sci., Prof., Head, Chair of Physical and Organic Chemistry, Russian State Agricultural University – Timiryazev Moscow Agricultural Academy. Ph.: (499) 976-32-16. E-mail: belopuhov@mail.ru.

**Shapkina Olga Aleksandrovna**, Post-Graduate Student, Russian State Agricultural University – Timiryazev Moscow Agricultural Academy. Ph.: (499) 976-08-97. E-mail: soillab@timacad.ru.

**Verkhoturov Vasilii Vladimirovich**, Dr. Bio. Sci., Prof., Chair of Food Technologies and Chemistry, Irkutsk State Technical University. Ph.: (3952) 40-59-81. E-mail: biovervv@mail.ru.

### Введение

Влияние тяжелых металлов на компоненты экологической системы определяется трансформацией, аккумуляцией и миграцией вещества, энергии и информации. Эти процессы зависят от интервалов доз, форм соединений, свойств почв, факторов почвообразования. Это влияние происходит на разных иерархических уровнях и неодинаково действует на разные компоненты экологической системы и на отдельные, протекающие в них процессы. Необходимо рассматривать влияние тяжелых металлов на рост и развитие растений с учетом изменения отдельных процессов метаболизма, последовательного протекания реакций, информационно-энергетической оценки такого влияния. В проведенных ранее исследованиях показана перспективность оценки состояния тяжелых металлов в почвах по содержанию и соотношению их положительно и отрицательно заряженных комплексных соединений, учитывая фракционный состав соединений тяжелых металлов, определяемый на основе конкурирующего комплексообразования, т.е. с учетом комплексов с разной константой устойчивости и с определенной молекулярной массой [1-5].

Важное практическое значение имеет оценка депонирующей способности почв по отношению к тяжелым металлам, буферной емкости к ним почв в разных интервалах концентраций тяжелых металлов в растворе. При прогнозе поступления тяжелых металлов в грунтовые воды и растения целесообразна

оценка способности почв к поддержанию концентрации изучаемых ионов в почвенном растворе при их отчуждении с урожаем и миграции [6, 7]. В соответствии с предыдущими проведенными нами исследованиями необходима комплексная оценка состояния тяжелых металлов в почве по факторам емкости, интенсивности, кинетики, мобильности, буферности и буферной емкости [8, 9]. Проведенные исследования показали выделение тяжелых металлов из почв с испарением и из растений с транспирацией. Эти эманации были выше при загрязнении почв тяжелыми металлами [10, 11].

**Цель работы** – провести информационную оценку состояния тяжелых металлов в почвах. **Задачи:** определить содержание свинца, меди, железа, калия, кальция, магния в черноземах на разных элементах рельефа, весной, летом, осенью в течение 10 лет, в водах реки, донных отложениях, в иле; провести корреляционную оценку между содержанием изученных металлов в разных компонентах ландшафта.

### Материалы и методы исследований

Объектом исследования выбраны выщелоченные черноземы глинистого гранулометрического состава, расположенные на разных элементах рельефа и под отдельными хозяйственными угодьями [1]. Методика исследования состояла в определении агрохимических и физико-химических свойств почв, валовых и подвижных форм поливалентных ка-

тионов общепринятыми методами [12] в сезонной динамике в течение 9 лет.

Дополнительно определены положительно и отрицательно заряженные соединения катионов, представленные их комплексами с органическими лигандами [13], продукты испарения из почв, содержание Pb, Ca, Mg, Fe, K в вытяжке 1М  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  с  $\text{pH}=4,8$  в структурных отдельностях различного размера. Содержание тяжелых металлов определено также в поверхностных водах реки, в донных отложениях и в иле. При оценке содержания подвижных форм поливалентных катионов в исходных образцах чернозема после загрязнения их свинцом в почвы вносились 100 г  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  на 100 г почв, затем образцы компостировались при 100%-ной влажности от полной влагоемкости в течение 2 недель. В опытах по исследованию содержания положительно и отрицательно заряженных соединений металлов в условиях загрязнения почв свинцом брали навески почв массой 5 г, напряжение – 12 вольт, время десорбции из хроматографической бумаги раствором 0,1М  $\text{HCl}$  составляло 10 мин. По полученным данным рассчитаны математические взаимосвязи между содержанием тяжелых металлов в отдельных компонентах ландшафта и между загрязнением и свойствами почв. Принятый уровень вероятности  $R=0,95$ .

#### Результаты и их обсуждение

При загрязнении почв тяжелыми металлами протекает ряд последовательных реакций в микроорганизмах, почвах, почвенных растворах, в растениях по типу ионного обмена, осадкообразования, комплексообразования, конкурирующего комплексообразования. При этом сначала протекают более быстрые реакции, а затем образуются более термодинамически устойчивые соединения [14]. Загрязнение почв тяжелыми металлами является запускающим механизмом для ряда последовательных реакций деградации почв, которые имеют такое же экологическое значение, как и само содержание тяжелых металлов. Это изменение  $\text{pH}$  среды, микробиологической и ферментативной активности, гумусированности, структурообразования и последующих реакций.

Первой стадией воздействия тяжелых металлов на почву является изменение скорости и адекватности ответных реакций почвы на внешние воздействия, изменение энергетики процессов, КПД использования почвой вещества, энергии и информации. Загрязнение почв одним тяжелым металлом приводит к изменению подвижности других тяжелых металлов (табл. 1).

В изучаемых образцах определено содержание водорастворимых соединений тя-

желых металлов в испарениях из почв. При загрязнении почв свинцом его содержание в испарениях из почв возросло в черноземах от 0,06 до 0,08 мг/л; никелем – от 0,01 до 0,2; железом – от 0,004 до 0,002; медью – от 0,05 до 0,07 мг/л. В деградированном черноземе (менее гумусированном) содержание свинца в испарениях из почв возросло от 0,2 до 1,1 мг/л; железа – от 0,03 до 0,05; марганца – от 0,02 до 0,19; меди – от 0,01 до 0,02 мг/л.

При загрязнении почв свинцом не только увеличилось содержание водорастворимого свинца, но возросло также содержание водорастворимых соединений железа, марганца. Это обусловлено вытеснением этих элементов из почвенно-поглощающего комплекса (ППК) ионом Pb и частичным подкислением почв при внесении в них  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ . Однако последний процесс не должен иметь для черноземов существенного значения. Загрязнение почв тяжелыми металлами приводит к изменению доли их положительно и отрицательно заряженных соединений в почвах (табл. 2).

Из представленных данных следует, что загрязнение почв свинцом увеличило содержание подвижных форм Pb, извлекаемых из почв методом химической автографии на основе электролиза (в менее гумусированном черноземе с меньшей емкостью поглощения катионов). В этой же почве несколько увеличилось содержание подвижного железа. При этом в почвах увеличилась доля отрицательно заряженных соединений Ca, Mg, Fe, Pb (рис.).

При пересчете из мг/л в мг/100 г содержание положительно и отрицательно заряженных соединений кальция, магния, железа, свинца, вытесняемых из навески почв при напряжении 12 вольт, составляет для Ca 1-2 мг/100 г; Mg – 2-4 мг/л; Fe – 0,1-0,02; Pb – 0,03-0,002 мг/100 г. С нашей точки зрения, информационная оценка состояния тяжелых металлов в почвах обусловлена их взаимосвязями с другими свойствами почв [11, 15]. С увеличением степени гумусированности в почвах увеличивается содержание ионов аммония при развитии анаэробного процесса, в связи с увеличением сорбционной емкости увеличивается содержание  $\text{P}_2\text{O}_5$  (табл. 3). Однако это увеличение обусловлено и малой подвижностью  $\text{P}_2\text{O}_5$  в форме фосфатов и задержкой его в верхнем слое почв. В связи с восстановительными условиями и при увеличении емкости поглощения почв и, возможно, в связи с образованием фосфатных комплексов в почвах в верхнем слое значительно больше марганца, никеля, больше цинка, меди, свинца (значение  $\text{pH} = 8,38-8,54$ ).

Таблица 1

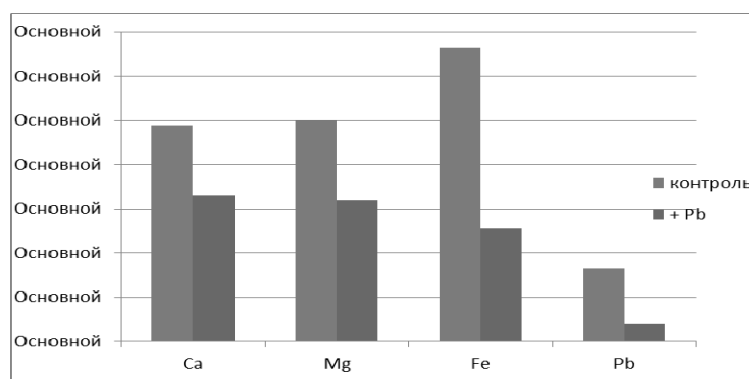
**Содержание подвижных форм поливалентных катионов в исходных образцах чернозема после загрязнения их свинцом, мг/л**

| Варианты                           | Pb   | Ni   | Fe    | Mn    | Zn    | Cu    |
|------------------------------------|------|------|-------|-------|-------|-------|
| Чернозем, контроль                 | 0,06 | 0,01 | 0,004 | 0,016 | 0,004 | 0,049 |
| + Pb                               | 0,19 | -    | 0,03  | 0,02  | -     | 0,017 |
| Чернозем деградированный, контроль | 0,08 | 0,02 | 0,02  | 0,012 | -     | 0,068 |
| + Pb                               | 1,06 | -    | 0,05  | 0,19  | -     | 0,025 |

Таблица 2

**Содержание положительно и отрицательно заряженных соединений Cu, Mg, Fe, Pb в исходных образцах черноземов и при загрязнении их свинцом, мг/л**

| Варианты                           | Заряд соединений | Ca  | Mg   | Fe   | Pb   |
|------------------------------------|------------------|-----|------|------|------|
| Чернозем, контроль                 | +                | 8,7 | 10,9 | 0,4  | -    |
|                                    | -                | 9,1 | 11,5 | 0,3  | 0,03 |
| + Pb                               | +                | 4,8 | 12,1 | 0,29 | -    |
|                                    | -                | 9,1 | 19,5 | 0,34 | -    |
| Чернозем деградированный, контроль | +                | 7,3 | 16,6 | 0,28 | -    |
|                                    | -                | 7,3 | 15,8 | 0,21 | -    |
| + Pb                               | +                | 4,7 | 10,6 | 0,11 | 0,01 |
|                                    | -                | 5,9 | 15,8 | 0,65 | 0,13 |



**Рис. Изменение содержания положительно и отрицательно заряженных соединений Ca, Mg, Fe, Pb при загрязнении почв свинцом, отношение  $ML^+/ML^-$**

Таблица 3

**Связь содержания гумуса, содержания подвижных форм  $P_2O_5$  и  $NH_4$  с содержанием подвижных форм тяжелых металлов в лугово-черноземной почве балки (по профилю почв)**

| Содержание гумуса | $NH_4$         | $P_2O_5$        | Zn            | Cu            | Mn               | Pb            | Ni            |
|-------------------|----------------|-----------------|---------------|---------------|------------------|---------------|---------------|
|                   | мг/100 г       |                 | мг/кг         |               |                  |               |               |
| $3,4 \pm 0,3$     | $27,9 \pm 2,1$ | $41,5 \pm 26,3$ | $4,3 \pm 0,3$ | $5,6 \pm 0,4$ | $125,0 \pm 25,5$ | $4,4 \pm 0,2$ | $6,3 \pm 0,6$ |
| $2,6 \pm 0,2$     | $22,7 \pm 0,8$ | $8,7 \pm 1,9$   | $3,5 \pm 0,2$ | $4,4 \pm 0,1$ | $46,4 \pm 21,7$  | $3,8 \pm 0,1$ | $3,9 \pm 0,4$ |

Состояние тяжелых металлов в почвах меняется в сезонной динамике. В большей степени это относится к подвижным формам. Изменение влажности и температуры почв приводит к изменению в почвах и концентрации  $CO_2$  в почвенном воздухе и в растворе, а затем последовательно к иным показателям: микробиологической активности, pH, Eh, комплексообразующей и восстанавливающей способности почвенных растворов. Это, в свою очередь, является причиной изменения подвижности тяжелых металлов в почвах, которые влияют на микробиологические и ферментативные процессы и последовательно на все свойства почв. Таким образом,

причина влияет на следствие, а следствие – на причину.

Достаточная влажность почв в пределах периода биологической активности почв (ПБА) приводит к усилению разложения органических остатков, что сопровождается увеличением комплексообразующей способности почвенных растворов. Избыточное увлажнение почв одновременно ведет к увеличению анаэробнозиса и подвижности ионов переменной валентности (Fe, Mn, Cu).

По данным в наибольшей степени в сезонной динамике изменялось содержание подвижных форм марганца, как элемента с переменной валентностью. Так, его содержание



в полях севооборота для подвижных форм составляло весной  $227 \pm 6,8$  мг/кг, летом –  $209,3 \pm 3,8$ , а осенью –  $190,5 \pm 5,8$  мг/кг. Под лесополосой содержание подвижных форм было выше в связи с более интенсивным развитием восстановительных процессов, однако тренд сезонной динамики сохранялся. Содержание подвижных форм Mn весной, летом и осенью составляло, соответственно,  $274,4 \pm 6,3$ ;  $243,1 \pm 6,2$  и  $219,1 \pm 2,6$  мг/кг. В меньшей степени такая зависимость проявляется и для меди.

По полученным данным в связи со значительным варьированием содержания подвижных форм тяжелых металлов в течение ряда лет для оценки тренда сезонной динамики целесообразно использовать непараметрические критерии различия. Информационную оценку состояния тяжелых металлов в почвах имеет и их распределение по слоям структурных отдельностей почв и содержание в структурных отдельностях различного размера. Структурные отдельности различного размера отличаются по содержанию гумуса, илистой фракции, содержанию отдельных вторичных и первичных минералов. Это приводит к разной сорбционной емкости отдельных фракций, следовательно, и к разному содержанию в них биофильных элементов и токсикантов.

Чаще более мелкая фракция содержит больше ила, гумуса и в них больше накапливаются биофильные элементы и токсиканты. Однако это касается валового содержания. Содержание подвижных форм биофильных элементов и токсикантов во фракциях мелкого размера может быть ниже, в связи с большей прочностью связи этих элементов с твердой фазой почвы.

Во фракциях структурных отдельностей более крупного и более мелкого размера существенно отличаются микробиологическая активность, газовый состав почв, окислительно-восстановительные условия. Это влияет на подвижность элементов переменной валентности Fe, Mn, Cu,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , на интенсивность

связанных с ними процессов, следовательно, и на другие свойства почв. В крупных структурных отдельностях на поверхности окислительно-восстановительный потенциал более высокий, в центре – более низкий. В более гумусированных отдельностях величина Eh ниже. В проведенных исследованиях изучались структурные отдельности чернозема Краснодарского края разного размера. После их разделения методом сухого просеивания проводилась десорбция элементов  $0,1\text{M CH}_3\text{COONH}_4$  с  $\text{pH}=4,8$  (5 г почв и 25 мл десорбента).

Из представленных данных следует, что в деградированных почвах с меньшей гумусированностью в более мелких фракциях больше Ca, Mg, Fe, K, что соответствует теоретическим закономерностям, т.к. в этих фракциях в основном больше емкость поглощения катионов (табл. 4). Однако для деградированных черноземов такая закономерность проявляется только для Ca. Очевидно, в крупных фракциях невыпаханных черноземов больше органических остатков, что и определяет накопление там исследуемых катионов.

Содержание тяжелых металлов взаимосвязано с отдельными компонентами экологической системы. Так, содержание в поверхностных водах зависит от содержания тяжелых металлов в донных осадках и в почвах водораздельных пространств. Так, по полученным данным взаимосвязь содержания Cu, Ni, Mn в поверхностных водах ( $Y$ ), иле ( $X_2$ ), донных отложениях ( $X_1$ ) представлена уравнением 1:

$$Y = 0,003 + 0,0003X_2 - 0,0004X_1 \quad (1)$$

$$r = 0,98; F = 66,5.$$

Коэффициент корреляции содержания этих элементов в воде и в донных отложениях составлял 0,96; а в воде и в иле – 0,98 (содержание в воде выражалось в мг/дм<sup>3</sup>, валовое содержание в донных отложениях в местах отбора проб в мг/кг, подвижных форм элементов в речном иле в мг/кг).

Таблица 4

**Содержание тяжелых металлов в структурных отдельностях разного размера выщелоченных черноземов, мг/л**

| Размер фракций, мм       | Pb              | Ca*            | Mg*            | Fe              | K               |
|--------------------------|-----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|
| Чернозем                 |                 |                |                |                 |                 |
| > 10                     | $0,33 \pm 0,01$ | $23,8 \pm 0,5$ | $10,4 \pm 0,1$ | $0,36 \pm 0,03$ | $95,5 \pm 1,4$  |
| 10-1                     | $0,13 \pm 0,01$ | $25,8 \pm 0,8$ | $9,7 \pm 0,1$  | $0,30 \pm 0,03$ | $82,2 \pm 1,1$  |
| < 1                      | $0,15 \pm 0,01$ | $26,4 \pm 0,6$ | $9,9 \pm 0,3$  | $0,20 \pm 0,05$ | $79,5 \pm 1,7$  |
| Деградированный чернозем |                 |                |                |                 |                 |
| > 10                     | $0,15 \pm 0,01$ | $18,6 \pm 1,4$ | $8,7 \pm 0,3$  | $0,23 \pm 0,02$ | $94,3 \pm 1,5$  |
| 10-1                     | $0,11 \pm 0,01$ | $26,1 \pm 1,2$ | $9,6 \pm 0,2$  | $0,20 \pm 0,03$ | $104,5 \pm 3,6$ |
| < 1                      | $0,13 \pm 0,01$ | $28,9 \pm 3,3$ | $10,4 \pm 0,9$ | $0,21 \pm 0,02$ | $118,7 \pm 5,6$ |

\* Кроме фракции меньше 0,25 мм.

Для Co, Zn, Pb зависимости отличались. Связь их содержания в воде, донных отложениях и в иле описывалась уравнением (2):

$$Y = 0,0097 + 0,0005X_1 - 0,0015X_2 \quad (2)$$

$$r = 0,94; F = 22,6.$$

Коэффициент корреляции содержания Cu, Zn, Pb в поверхностных водах и в донных отложениях составлял 0,94; в водах и в иле – 0,78. При этом концентрация тяжелых металлов в изучаемых объектах изменялась в течение вегетационного периода: весной, летом и осенью. Так, содержание в воде в эти периоды составляло, соответственно, Co – 0,002; 0,03 и 0,02; Zn – 0,01; 0,02 и 0,05, т.е. концентрация этих элементов в воде было выше летом и ниже весной при разбавлении поверхностных вод осадками зимнего периода.

Концентрация тяжелых металлов в воде реки зависела от их поступления в реку в поселке. Так, перед поселком, в поселке и после поселка содержание свинца в воде (мг/дм<sup>3</sup>) составляло, соответственно, 0,006; 0,009 и 0,008; в иле – 3,4; 2,4 и 4,0 мг/кг. В то же время для марганца рассматриваемая зависимость отличалась от зависимости для свинца. Содержание Mn в воде перед поселком, в поселке и после поселка составляло, 0,08; 0,10 и 0,3 мг/дм<sup>3</sup>; а в иле – соответственно, 207, 260 и 270 мг/дм<sup>3</sup>, при корреляции содержания Mn в воде и в иле.

По полученным данным токсичность тяжелых металлов для компонентов агрофитоценоза в пределах поля, помимо содержания их подвижных форм в корнеобитаемом слое (Y), зависит от изменения содержания в течение вегетационного периода (k, K); от изменения содержания по элементам рельефа (k<sub>i</sub>; P); загрязнения водной (k, Вод) и воздушной среды (k<sub>i</sub>, Воз), содержания в структурных отдельностях различного размера (k<sub>i</sub>, Ст) и определяется уравнением:

$$Y = Y_{K-2} = Y_{K-1} = \sum k_i Z_i^n, \quad (3)$$

где Z<sub>i</sub> – перечисленные факторы.

Токсичность самих тяжелых металлов в образцах почв зависит от сочетания свойств почв (X<sub>i</sub>) – гумуса, ила, емкости поглощения, рН, Eh и т.д.:

$$Y_{K-1} = Y \cdot \sum k_i X_i, \quad (4)$$

где Y<sub>K-1</sub> и Y<sub>K-2</sub> – соответственно, скорректированные уровни токсичности.

### Заклучение

Таким образом, с нашей точки зрения, состояние тяжелых металлов в почвах обусловлено математическими структурными взаимосвязями состояния тяжелых металлов и свойств почв, состояния биоты, растений, вод, приземного слоя воздуха. При этом необходим учет принципа эмерджентности, эффектов синергизма и антагонизма. Структурные взаимосвязи описываются уравнения-

ми регрессии и парной корреляции. Деградация почв характеризуется отличием структурных взаимосвязей по вектору и скалярной величине от таких взаимосвязей в модели плодородия изучаемой почвы.

Информационная оценка обусловлена также последовательным изменением свойств, процессов и режимов почв при загрязнении их тяжелыми металлами, взаимосвязями причины и следствия, единством и борьбой противоположностей.

### Библиографический список

1. Гукалов В.Н. Тяжелые металлы в системе агрофитоценозов. – Краснодар: Изд-во КубГАУ, 2010. – 345 с.
2. Савич В.И., Седых В.А., Никиточкин Д.Н. и др. Агроэкологическая оценка свинца в системе почва-растение. – М.: ЦИНАО, 2012 – 356 с.
3. Шнее Т.В., Старых С.Э., Фёдорова Т.А., Маслова М.Д., Белопухов С.Л., Шевченко А.А. Изменение физико-химических свойств почвенных коллоидов в зависимости от ионного состава почвенного поглощающего комплекса // Плодородие. – 2014. – № 3. – С. 33-35.
4. Маслова М.Д., Шнее Т.В., Белопухов С.Л., Байбеков Р.Ф. Исследование коллоидно-химических свойств солонцовых почв физико-химическими методами // Плодородие. – 2014. – № 2. – С. 41-43.
5. Белопухов С.Л., Дмитревский Л.Л., Князев Д.А., Кончиц В.А. Исследование донорно-акцепторных соединений оксида серы (IV) методом ИК-спектроскопии // Координационная химия. – 1987. – Т. 13. – Вып. 8. – С. 1047-1049.
6. Шатилова Т.И., Витол И.С., Герчиу Я.П., Белопухов С.Л., Семко В.Т. Действие препаратов-фиторегуляторов на формирование качества зерновых культур // Достижения науки и техники АПК. – 2010. – № 12. – С. 47-48.
7. Белопухов С.Л., Жевнеров А.В., Калашкина Е.В., Дмитревская И.И. Определение микроэлементного состава продукции льноводства // Бутлеровские сообщения. – 2012. – Т. 32. – № 10. – С. 72-75.
8. Савич В.И., Белопухов С.Л., Никиточкин Д.Н., Филиппова А.В. Использование новых методов очистки урбанизированных почв от тяжёлых металлов // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2013. – № 6. – С. 203-205.
9. Moskalenko A.I., Belopukhov S.L., Ivlev A.A., Boev V.I. General procedure for the synthesis of spirocyclic 3-hydroxy- and 3-oxotetrahydrofurans containing carbo- and heterocyclic fragments // Russian Journal of Organic Chemistry. – 2011. – V. 47. – No. 7. – P. 1091-1096.

10. Шнее Т.В., Кончиц В.А., Шевченко А.А., Белопухов С.Л. Исследование коллоидно-химических свойств зональных и солонцовых почв Омской области // Бутлеровские сообщения. – 2010. – Т. 21. – № 7. – С. 74-77.

11. Шнее Т.В., Белопухов С.Л. Применение электрокинетического потенциала при изучении коллоидно-химической природы засоленных почв Армении // Известия государственного аграрного университета Армении. – 2010. – № 4. – С. 10-13.

12. Савич В.И., Шишов Л.Л., Амергузин Х.А. и др. Агрономическая оценка и методы определения агрохимических и физико-химических свойств почв. – Астана: АкПол, 2004. – 620 с.

13. Савич В.И. Физико-химические основы плодородия почв. – М.: РГАУ-МСХА, 2013. – 431 с.

14. Савич В.И., Федорин Ю.В., Химина Е.Г. и др. Почвы мегаполисов, их экологическая оценка, использование и создание (на примере г. Москвы) – М.: Агробизнесцентр, 2007. – 660 с.

15. Савич В.И., Белопухов С.Л., Никиточкин Д.Н., Филиппова А.В. Новые методы очистки почв от тяжелых металлов // Известия Оренбургского ГАУ. – 2013. – № 4. – С. 216-218.

#### References

1. Gukalov V.N. Tyazhelye metally v sisteme agrofitotsenozov. – Krasnodar: Izd-vo: KubGAU, 2010. – 345 s.

2. Savich V.I., Sedykh V.A., Nikitochkin D.N. i dr. Agroekologicheskaya otsenka svintsya v sisteme pochva-rastenie. – M.: TsINAO, 2012. – 356 s.

3. Shnee T.V., Starykh S.E., Fedorova T.A., Maslova M.D., Belopukhov S.L., Shevchenko A.A. Izmenenie fiziko-khimicheskikh svoystv pochvennykh kolloidov v zavisimosti ot ionnogo sostava pochvennogo pogloshchayushchego kompleksa // Plodorodie. – 2014. – № 3. – С. 33-35.

4. Maslova M.D., Shnee T.V., Belopukhov S.L., Baibekov R.F. Issledovanie kolloidno-khimicheskikh svoystv solontsovykh pochv fiziko-khimicheskimi metodami // Plodorodie. – 2014. – № 2. – С. 41-43.

5. Belopukhov S.L., Dmitrevskii L.L., Knyazev D.A., Konchits V.A. Issledovanie donorno-aktseptornykh soedinenii oksida sery (IV) metodom IK-spektroskopii // Koordinatsionnaya khimiya. – 1987. – Т. 13. – Вып. 8. – С. 1047-1049.

6. Shatilova T.I., Vitol I.S., Gerchiu Ya.P., Belopukhov S.L., Semko V.T. Deistvie preparatov-fitoregulyatorov na formirovanie kachestva zernovykh kul'tur // Dostizheniya nauki i tekhniki APK. – 2010. – № 12. – С. 47-48.

7. Belopukhov S.L., Zhevnerov A.V., Kalabashkina E.V., Dmitrevskaya I.I. Opredelenie mikroelementnogo sostava produktsii l'novodstva // Butlerovskie soobshcheniya. – 2012. – Т. 32. – № 10. – С. 72-75.

8. Savich V.I., Belopukhov S.L., Nikitochkin D.N., Filippova A.V. Ispol'zovanie novykh metodov oчитki urbanizirovannykh pochv ot tyazhelykh metallov // Izvestiya Orenburgskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta. – 2013. – № 6. – С. 203-205.

9. Moskalenko A.I., Belopukhov S.L., Ivlev A.A., Boev V.I. General procedure for the synthesis of spirocyclic 3-hydroxy- and 3-oxotetrahydrofurans containing carbo- and heterocyclic fragments // Russian Journal of Organic Chemistry. – 2011. – V. 47. – No. 7. – P. 1091-1096.

10. Shnee T.V., Konchits V.A., Shevchenko A.A., Belopukhov S.L. Issledovanie kolloidno-khimicheskikh svoystv zonal'nykh i solontsovykh pochv Omskoi oblasti // Butlerovskie soobshcheniya. – 2010. – Т. 21. – № 7. – С. 74-77.

11. Shnee T.V., Belopukhov S.L. Primenenie elektrokineticheskogo potentsiala pri izuchenii kolloidno-khimicheskoi prirody zasolennykh pochv Armenii // Izvestiya gosudarstvennogo agrarnogo universiteta Armenii. – 2010. – № 4. – С. 10-13.

12. Savich V.I., Shishov L.L., Amerguzhin Kh.A. i dr. Agronomicheskaya otsenka i metody opredeleniya agrokhimicheskikh i fiziko-khimicheskikh svoystv pochv. – Astana: AkPol, 2004. – 620 s.

13. Savich V.I. Fiziko-khimicheskie osnovy plodorodiya pochv. – M.: RGAU-MSKhA, 2013. – 431 s.

14. Savich V.I., Fedorin Yu.V., Khimina E.G. i dr. Pochvy megapolisov, ikh ekologicheskaya otsenka, ispol'zovanie i sozdanie (na primere g. Moskvy). – M.: Agrobiznesstsentr, 2007. – 660 s.

15. Savich V.I., Belopukhov S.L., Nikitochkin D.N., Filippova A.V. Novye metody oчитki pochv ot tyazhelykh metallov // Izvestiya Orenburgskogo GAU. – 2013. – № 4. – С. 216-218.

