

© КОЛЛЕКТИВ АВТОРОВ, 2020

Маненко А.К.<sup>1</sup>, Ткаченко Г.М.<sup>2</sup>, Касиян О.П.<sup>3</sup>, Юрченко С.Т.<sup>3</sup>

## Гигиеническое обоснование возможности использования ила из сооружений по очистке сточных вод в качестве органического удобрения

<sup>1</sup>Львовский медицинский институт, 79018, Львов, Украина;<sup>2</sup>Институт биологии и наук о Земле, Поморская академия в Слупске, 76-200, Слупск, Республика Польша;<sup>3</sup>Львовский национальный медицинский университет имени Данила Галицкого, 79010, Львов, Украина

**Введение.** В настоящее время перед крупными городами стоит острая проблема поиска путей экологически безопасного размещения и возможности использования осадков сточных вод, которые накапливаются на иловых площадках. Наиболее выгодным способом утилизации этих осадков является использование их в качестве органических удобрений в сельскохозяйственном производстве, что обусловлено высоким содержанием в их составе биогенных элементов (азота, фосфора, калия) и органических веществ. Однако наличие в иле болезнетворных микроорганизмов, тяжёлых металлов и других токсикантов обуславливает необходимость применения научно обоснованного подхода к использованию осадков сточных вод в каждом конкретном случае в качестве удобрения с учётом их качественного и количественного состава.

**Целью** исследования стало гигиеническое обоснование возможности применения ила львовских городских сооружений по очистке сточных вод в сельскохозяйственном производстве в качестве органического удобрения.

**Материал и методы.** Объектом исследования был ил после обработки флокулянтами и центрифугирования и ил, который хранился на площадках львовских городских сооружений по очистке сточных вод в течение 1; 6 и 18 мес. В эксперименте изучали распределение компонентов ила в динамической системе «растение – почва» и устанавливали степень их накопления в тест-растениях. Количественное определение содержания химических элементов в пробах ила и фитомассы проводили методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии.

**Результаты.** Изучена возможность применения ила городских сооружений по очистке сточных вод в сельскохозяйственном производстве в качестве органического удобрения. Установлено, что ил в дозе 50 т/га, взятый сразу же после центрифугирования, не может быть использован на полях в качестве удобрения, поскольку вызывает выраженное фитотоксическое действие. Доза использованного ила 30 т/га после 1,5-летней выдержки на илстых площадках имеет менее выраженное фитотоксическое действие, но наблюдается транслокация из почвы в растения фтора, свинца, кадмия, мышьяка, ртути и марганца в больших количествах. Эта доза также не может быть использована на полях в качестве удобрения. Использование меньших доз и условий дозревания осадков сточных вод в качестве удобрений нужно обосновать дополнительными экспериментами.

**К л ю ч е в ы е с л о в а :** осадки сточных вод; удобрение; тяжёлые металлы.

**Для цитирования:** Маненко А.К., Ткаченко Г.М., Касиян О.П., Юрченко С.Т. Гигиеническое обоснование возможности использования ила из сооружений по очистке сточных вод в качестве органического удобрения. *Гигиена и санитария*. 2020; 99 (3): 259-264. DOI: <https://doi.org/10.33029/0016-9900-2020-99-3-259-264>

**Для корреспонденции:** Ткаченко Галина Михайловна, доктор биол. наук, профессор, Институт биологии и наук о Земле, Поморская академия в Слупске, Слупск, Республика Польша. E-mail: [halyna.tkachenko@apsl.edu.pl](mailto:halyna.tkachenko@apsl.edu.pl)

**Конфликт интересов.** Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

**Финансирование.** Работа выполнена в рамках международного сотрудничества между Институтом биологии и наук о Земле Поморской академии в Слупске (Слупск, Польша), Львовским медицинским институтом и Львовским национальным медицинским университетом имени Данила Галицкого (Львов, Украина)

**Участие авторов:** концепция и дизайн исследования – Маненко А.К.; сбор и обработка материала – Маненко А.К., Ткаченко Г.М.; статистическая обработка – Касиян О.П., Ткаченко Г.М.; написание текста – Касиян О.П., Ткаченко Г.М., Юрченко С.Т.; редактирование – Юрченко С.Т., Касиян О.П., Ткаченко Г.М.; утверждение окончательного варианта статьи, ответственность за целостность всех частей статьи – Маненко А.К., Ткаченко Г.М., Касиян О.П., Юрченко С.Т.

Поступила: 16.06.2018

Принята к печати: 12.12.2019

Опубликована: 20.04.2020

Manenko A.K.<sup>1</sup>, Tkachenko H.M.<sup>2</sup>, Kasiyan O.P.<sup>3</sup>, Yurchenko S.T.<sup>3</sup>

## Hygienic substantiation for the possibility to use of sewage sludge as an organic fertilizer

<sup>1</sup>Lviv Medical Institute, 79018, Lviv, Ukraine;<sup>2</sup>Institute of Biology and Earth Sciences, Pomeranian University in Slupsk, 76-200, Slupsk, Poland;<sup>3</sup>Danylo Halytsky Lviv National Medical University, 79010, Lviv, Ukraine

**Introduction.** Nowadays, in front of large cities, there is an acute problem for finding ways of environmentally safely dispose of accumulated sewage sludge and the possibility of its use. The most profitable way to utilize sewage sludge is to use them as organic fertilizers in agricultural production due to the high content of biogenic elements (nitrogen, phosphorus, potassium) and organic substances in their composition. However, the presence of heavy metals, pathogens, and other toxicants necessitates the study at the regional level the possibility of using these sediments as fertilizers. In each specific case, it is necessary to apply a scientific approach to the use of sewage sludge, since their composition is characterized by a qualitative and quantitative variation of chemical compounds.

*The purpose of the study* was a hygienic justification for the possibility of using sludge for wastewater treatment from the municipal facilities in agricultural production as an organic fertilizer.

**Material and methods.** The object of the study was sludge after treatment with flocculants and centrifugation and sludge stored on the sites of Lviv municipal facilities for 1, 6 and 18 months. In the experiment, the distribution of sludge components in the "plant-soil" dynamic system, as well as the degree of their accumulation in test plants, was determined. Quantitative determination of the of chemical elements content in samples of sludge and phytomass was carried out by atomic absorption spectrophotometry.

**Results.** The effectiveness of the use of sludge from the municipal facilities for wastewater treatment in agricultural production as an organic fertilizer has been studied. It was found that the sludge dose of 50 tons/ha, using immediately after centrifuge, can not be used in the fields as a fertilizer. This dose caused a high phytotoxic effect on plants. The dose of used sludge (30 tons/ha after 1.5 years of maturing on silty areas) had a less pronounced phytotoxic effect, but the fact of fluorine, lead, cadmium, arsenic, mercury and manganese translocation from soil into the plants in high quantities was observed. This dose also cannot be used in the fields as a fertilizer. The use of a smaller dose should be justified by additional experiments.

**К е у о р д с :** sewage sludge; fertilizer; heavy metals.

**For citation:** Manenko A.K., Tkachenko H.M., Kasiyan O.P., Yurchenko S.T. Hygienic substantiation of the possibility to use of sewage sludge as an organic fertilizer. *Gigiena i Sanitariia (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2020; 99(3): 259-264. (In Russ.). DOI: <https://doi.org/10.33029/0016-9900-2020-99-3-259-264>

**For correspondence:** Halyna M. Tkachenko, MD, Ph.D., DSci., Professor, Institute of Biology and Earth Sciences, Pomeranian University in Slupsk, Arciszewski Str. 22b, 76-200, Slupsk, Poland. E-mail: [halyna.tkachenko@apsl.edu.pl](mailto:halyna.tkachenko@apsl.edu.pl)

**Conflict of interest.** The authors declare no conflict of interest.

**Acknowledgment.** The study had no sponsorship. The work was executed within the international cooperation between Institute of Biology and Earth Sciences, Pomeranian University in Slupsk (Poland), Lviv Medical Institute and Danylo Halytsky Lviv National Medical University

**Contribution:** concept and design of the study – Manenko A.K.; collection and processing of material – Manenko A.K., Tkachenko H.M.; statistical processing – Kasiyan O.P., Tkachenko H.M.; writing text – Kasiyan O.P., Tkachenko H.M., Yurchenko S.T.; editing – Yurchenko S.T., Kasiyan O.P., Tkachenko H.M.; approval of the final version of the article, responsibility for the integrity of all parts of the article – Manenko A.K., Tkachenko H.M., Kasiyan O.P., Yurchenko S.T.

Received: September 10, 2019

Accepted: December 12, 2019

Published: April 20, 2020

## Введение

Проблема обращения с отходами, образующимися в процессе очистки сточных вод (СВ) в виде илового осадка, состоит в необходимости отведения больших площадок земли под их хранение, загрязнении воздуха, наземных и подземных вод в результате испарений и фильтрации в почву как химических веществ, так и патогенных микроорганизмов [1, 2]. При отсутствии чётких методов и технологий утилизации осадков СВ этот процесс нельзя считать завершённым [3]. Возможность повторного применения осадков СВ как источников энергии, удобрения в сельском хозяйстве, для выделения биогенных элементов или с другими целями зависит от качества и количества осадка, различных процессов, которые используются на очистных сооружениях, национального законодательства и политики [1, 4].

Высокое содержание в составе осадков СВ биогенных элементов (азота, фосфора, калия, углерода) и органических веществ способствует использованию их в качестве органоминеральных удобрений для поддержания фертильности и повышения урожайности сельскохозяйственных культур. Однако, согласно докладу Европейской комиссии (2010), только 39% производимого осадка сточных вод в Европейском союзе перерабатываются для сельскохозяйственных нужд. Эта ситуация возникает в основном из-за того, что осадок СВ может содержать опасный объём различных загрязнителей. На протяжении десятилетий большое внимание уделялось общей концентрации нескольких тяжёлых металлов и патогенных бактерий. В настоящее время этот список расширили за счёт наночастиц, полиароматических углеводородов, полихлорированных бифенилов, перфторированных поверхностно-активных и других веществ [5]. Наличие болезнетворных микроорганизмов, тяжёлых металлов, радионуклидов, искусственно созданных соединений и других токсикантов не должно исключать возможности использования илового осадка в качестве удобрений. Необходимо научное обоснование к применению такого рода удобрений путём определения дозирования осадков на единицу площади и строгого контролирования периодичности их внесения [2, 3, 6, 7]. Правильное применение этих удобрений позволяет повысить плодородие почв и урожайность

сельскохозяйственных культур, которая не уступает таковой на почвах, удобренных навозом. Наличие извести в механически обезвоженном осадке особенно благоприятно сказывается на кислых почвах [1, 8–10].

На иловых площадках очистных сооружений г. Львова (Украина) ежегодно накапливается около 80 тыс. м<sup>3</sup> ила, поэтому научное обоснование возможности его использования как органического удобрения в сельскохозяйственном производстве является чрезвычайно актуальным и имеет большую экономическую и организационную эффективность.

Целью исследования стало гигиеническое обоснование возможности применения ила львовских городских сооружений по очистке сточных вод в сельскохозяйственном производстве в качестве органического удобрения. Для реализации поставленной цели решали следующие задачи: установить качественный состав исследуемого ила и степень накопления его компонентов в тест-растениях.

## Материал и методы

Объектом исследования был ил после обработки флокулянтном серии «Цетаг» и обезвоженный на комплексе оборудования «ФАБ-Мини» фирмы «Аллайд Коллойдс» (Германия) с использованием центрифуги «ОГШ-63IV» и ил, который хранился на площадках львовских городских сооружений по очистке сточных вод в течение 1; 6 и 18 мес. Изучали миграцию компонентов ила в тест-растения, выращенные на модифицированном модельном эталоне почвы (МЭП). В качестве тест-растения использовали овес, для структурного скелета МЭП – среднезернистый песок, то есть чистую песчаную почву, доставленную из карьера с глубины 2–3 м. Подготовка эталонного образца почвы заключалась в формировании нежизнеспособного структурного скелета путём просеивания песка из карьера через сито Кноппа № 4 с последующей обработкой полученной фракции 1,0 н раствором HCl для окисления органических примесей, промытой водой до нейтральной реакции с использованием рН-метра и прозрачности вод 10 см. Для обеспечения плодородия данного эталонного образца почвы применяли питательную смесь Кноппа (г/кг): Са(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> – 1; КН<sub>2</sub>РО<sub>4</sub> – 0,25; MgSO<sub>4</sub> – 0,25; KCl – 0,12; FeCl<sub>3</sub> – следы, рН – 5,5; навеску

Таблица 1

## Физико-химические показатели проб сырого осадка и ила с площадок очистных сооружений

Показатель	Сырой осадок после центрифугирования	Ил с площадок очистных сооружений после созревания:		
		1 мес	6 мес	18 мес
pH	7,15 ± 0,65	6,37 ± 0,88	7,3 ± 0,8	6,95 ± 0,51
Влажность, %	75,5 ± 10,3	17,0 ± 4,3**	72,0 ± 10,4*	15,2 ± 4,1*. **
Медь, мг/кг	1,0 ± 0,09	12,2 ± 1,4**	1,4 ± 0,2*	5,4 ± 0,9*. **
Алюминий, мг/кг	210,5 ± 25,4	180,4 ± 15,1	153,0 ± 20,7	180,0 ± 24,8
Марганец, мг/кг	170,6 ± 19,9	296,0 ± 33,7**	84,7 ± 10,4*	132,9 ± 15,7*
Железо, мг/кг	2336,9 ± 250,3	420,0 ± 85,1**	2000,0 ± 180,5*	1930,0 ± 185,2*
Кобальт, мг/кг	2,3 ± 1,9	1,05 ± 0,5	61,2 ± 8,9**	3,6 ± 0,61
Магний, мг/кг	2964,1 ± 352,4	1800,0 ± 225,5	20,54 ± 6,48**	36,4 ± 6,8*. **
Цинк, мг/кг	40,1 ± 5,4	20,1 ± 4,5**	61,6 ± 7,8**	55,6 ± 7,8*
Хром, мг/кг	5,9 ± 0,7	19,6 ± 2,5**	3,1 ± 0,5*	6,1 ± 0,9*
Натрий, мг/кг	0,4 ± 0,1	2,7 ± 0,4**	0,3 ± 0,2	0,3 ± 0,4
Олово, мг/кг	1000,5 ± 125,8	0	0	0
Никель, мг/кг	1,76 ± 0,95	32,2 ± 4,5**	7,9 ± 1,9*. **	9,9 ± 1,2*. **
Кальций, мг/кг	22 000,0 ± 254,8	127,2 ± 15,8**	29,3 ± 3,3*. **	64,8 ± 9,4*. **
Свинец, мг/кг	2808,0 ± 330,5	3,6 ± 0,5**	49,8 ± 5,1*. **	499,6 ± 68,4*. **
Калий, мг/кг	0,33 ± 0,1	11,3 ± 2,5**	0,25 ± 0,12*	0,30 ± 0,18*
Кадмий, мг/кг	1,2 ± 0,15	0,6 ± 0,2	3,8 ± 0,6*. **	4,20 ± 0,7*. **
Кремний, мг/кг	427 200 ± 52 745	886 900 ± 101 400	321 200 ± 38 500	553 900 ± 85 400
Фтор, мг/кг	6,62 ± 0,75	5,58 ± 0,89	4,98 ± 0,33	3,99 ± 0,58*
Мышьяк, мг/кг	0,21 ± 0,03	0	0	0
Ртуть, мг/кг	0,050 ± 0,007	0,047 ± 0,002	0,014 ± 0,001*. **	0,016 ± 0,001*. **

Примечание. \* – показатели статистически достоверны в сравнении со значениями проб ила с площадок очистных сооружений после созревания на протяжении одного месяца,  $0,01 > p < 0,05$ ; \*\* – показатели статистически достоверны в сравнении со значениями проб сырого осадка после центрифугирования,  $p < 0,05$ .

компонентов вносили в структурную часть почвы в сухом состоянии из расчёта на 1 кг. Подготовленную почву распределяли на три «поля», по 6 кг в каждом, в подносах с размерами  $0,5 \times 0,44 \times 0,04$  м. Для дренажа и воздухопроницаемости на дно насыпали промытый гравий. Два «поля» использовали как исследовательские с внесением с помощью пульверизатора предварительно растёртого с водой в ступке ила: в первое вносили ил после центрифугирования с нормой расхода 50 т/га, во второе – ил после 18 мес (1,5-летнего) созревания с нормой расхода 30 т/га. Третье «поле» использовалось как контрольная проба почвы без ила. На все модельные поля сеяли овёс, придерживаясь освещённости на уровне 8000 лк, продолжительности освещения – 12 ч/сут, температуры воздуха – 16–20 °С, влажности воздуха – 50–60%. Для поддержания на уровне полевых оптимальных условий влажности посева поливали из расчёта 60% от полной влажности почвы. Частота полива составляла один раз в двое суток. Ежедневно наблюдали за ростом овса. После месячной вегетации зелёную массу срезали для лабораторных исследований.

Качественный состав исследуемых проб ила и степень накопления меди, свинца, цинка, марганца, кадмия, кобальта, никеля, хрома, фтора, ртути и мышьяка в пробах фитомассы из трёх модельных полей определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии (атомно-абсорбционный

спектрометр AAnalyst 400, PerkinElmer, Inc., США), в общем количестве выполнено 210 измерений. Степень загрязнения проб илового осадка ксенобиотиками оценивали по кратности превышения их предельно допустимых концентраций (ПДК) в почве, мг/кг: медь – 3; фтор – 2; цинк – 23; марганец – 500; никель – 4; свинец – 32; кадмий – 0,7; хром – 6; кобальт – 5; мышьяк – 2; ртуть – 2,1 [11–13]. Результаты исследования опытных образцов овса сравнивали с контрольными пробами.

Сравнительный анализ полученных данных проводился с использованием пакета программ Statistica 8.0 (StatSoft, Польша). Нормальность распределения данных определяли по критериям Колмогорова–Смирнова и Шапиро–Уилка. Для оценки существенных различий показателей между группами использовался критерий Краскела–Уоллиса. Критерием статистической достоверности считали  $p < 0,05$  [14].

## Результаты

В ходе проведённых исследований определено высокое фактическое содержание цинка, кадмия, фтора и свинца в сыром осадке СВ после центрифугирования, кратность превышения их допустимого количества в почве составила 1,7; 1,7; 3,3 и 87,8 раза соответственно (табл. 1).

Таблица 2

## Содержание химических веществ в овсе, выращенном на модельной почве с добавлением осадков иловых площадок (30 т/га)

Химический элемент	Результаты спектрального анализа овса, мг/кг	
	контрольные пробы	исследуемые пробы
Фтор	1,5 ± 0,3	2,34 ± 0,35*
Медь	0	4,1 ± 0,39
Цинк	11,97 ± 3,45	18,04 ± 2,94
Марганец	9,42 ± 1,1	9,45 ± 1,25
Никель	0	0
Свинец	0	1,09 ± 0,19
Кадмий	0,16 ± 0,02	0,3 ± 0,02*
Хром	0	0
Кобальт	0	0
Мышьяк	0,042 ± 0,001	0,052 ± 0,001*
Ртуть	0,052 ± 0,002	0,096 ± 0,001*

Примечание. \* – изменения статистически достоверны в сравнении со значениями контрольной пробы,  $p < 0,05$ .

Ил с площадок очистных сооружений после созревания характеризовался уменьшением на протяжении 18 мес влажности до  $15,18 \pm 4,1\%$ , количества фтора в 1,4 раза, кальция – в 2, марганца – в 2,2, меди – в 2,3, хрома – в 3,2, никеля – в 3,3, натрия – в 9, калия – в 37,7 и магния – в 49,5 раза, увеличением содержания цинка в 2,8 раза, кобальта – в 3,4 раза, железа – в 4,6, кадмия – в 7 и свинца – в 138,8 раза ( $0,01 > p < 0,05$ ). После 1,5-годового созревания осадков в пробах наблюдается избыток ксенобиотиков в сравнении с их ПДК в почве: меди – в 4,1 раза в конце первого месяца и 1,8 раза в конце 18-го месяца, хрома – в 3,3 и 1,02 раза соответственно, фтора – в 2,8; 2,5 и 2 раза в конце 1-, 6- и 18-го месяцев, никеля – в 8,05; 1,98 и 2,48 раза соответственно, кадмия – в 5,4 и 6 раз, цинка – в 2,7 и 2,4 раза и свинца – в 1,6 и 15,6 раза в конце 6- и 18-го месяцев и кобальта – в 12,2 раза через полгода созревания ила (см. табл. 1).

Сравнительный анализ показателей в пробах сырого осадка и осадка с площадок городских очистных сооружений после 1,5-годового созревания указывает на различия их состава. В высоковлажном сыром осадке после центрифугирования преобладают магний, кальций, свинец и фтор, а также присутствуют олово и мышьяк, содержание алюминия, железа, натрия, калия, кремния, марганца, цинка, кобальта не отличается от их количества в осадке после созревания. В то же время меди, никеля и кадмия больше в созревшем иле. Фактическая концентрация ртути не превышает предельно допустимой, но выше в осадке после центрифугирования. Во всех исследованных пробах осадков СВ отсутствовали ванадий, титан и молибден.

На первом «поле» с внесённым осадком после центрифугирования в количестве 50 т/га прорастание овса наблюдали на две недели позже, чем на контрольном «поле», при этом 25–30% зёрен не проросли вообще, а дальнейший рост тестрастений был заторможен и характеризовался появлением желтизны всех ростков овса (хлороз). Полученные результаты указывают на выраженное фитотоксическое действие компонентов, внесённых в модельную почву, поэтому определения концентраций химических веществ в самих растениях не проводили.

На втором «поле» при внесении осадков после 1,5-годовой выдержки на иловых площадках с нормой расхода 30 т/га также зарегистрировано фитотоксическое действие, но мень-

шей степени: в течение 6–7 дней наблюдали ингибирование прорастания 10–15% всходов, далее рост овса не отличался от уровня контроля. После месячной вегетации зелёную массу овса срезали и определяли в ней содержание химических веществ, которые транслоцируются с почвы в овёс.

В исследуемых пробах овса в отличие от контрольных количество фтора, кадмия, мышьяка и даже ртути выше соответственно в 1,6; 1,9; 1,2 и 1,8 раза, также отмечено наличие меди и свинца. Никель, хром и кобальт отсутствовали как в контрольных, так и в исследуемых образцах овса (табл. 2).

Полученные результаты свидетельствуют о наличии транслокации – перехода из почвы в растения химических веществ, в том числе солей тяжёлых металлов, в повышенных количествах.

## Обсуждение

Исходя из проведённого анализа полученных результатов можно констатировать большую степень химического загрязнения осадков, в том числе и тяжёлыми металлами, не только после центрифугирования, но и спустя полтора года после их выдержки на иловых площадках. Несмотря на снижение содержания свинца и фтора в отходах после 18 мес созревания, их фактические концентрации превышают предельно допустимые для почвы. Высокими остаются также концентрации меди, никеля, цинка и кадмия. Динамика физико-химических показателей осадков на протяжении их полуторогодовой выдержки указывает на неоднозначность и сложность процессов их трансформации.

Фитотоксическое действие, наблюдаемое на примере овса, и фактические концентрации химических веществ в исследуемых пробах растений указывают на необходимость продолжения эксперимента и подбора других условий получения и количеств осадков сточных вод для их использования в качестве удобрений. При этом нужно также учитывать как факторы, от которых зависят процессы миграции химических веществ в почве, так и свойства самих веществ, например, степень их биоаккумуляции. Используя комплексный подход к возможности использования осадков сточных вод как удобрений, можно максимально уменьшить поступления тяжёлых металлов с почвы в растения, ведь, являясь одними из наиболее важных загрязнителей окружающей среды, они существенно влияют на здоровье человека через пищевую цепь. Из-за быстрой урбанизации, индустриализации и химизации сельскохозяйственной деятельности количество этих элементов в окружающей среде с каждым годом возрастает, а их накопление в человеческом организме разных регионов мира можно использовать для глобальной оценки качества окружающей среды [15, 16]. Употребление зерновых или продуктов из них с вышеприведёнными концентрациями солей металлов может привести к повышению общей заболеваемости населения, в том числе и детей, увеличению количества часто болеющих детей, нарушению функционального состояния систем организма и др.

Потребление зерновых культур с высоким содержанием кадмия будет способствовать блокировке сульфгидрильных групп ферментов, нарушению обмена железа и кальция, синтеза ДНК. Около 50% абсорбированного кадмия накапливается в печени и почках. В эритроцитах и мягких тканях кадмий связывается с  $\alpha_2$ -макроглобулином и альбумином, после чего быстро перераспределяется, главным образом в печени и почках. Там он накапливается в виде комплекса с металлотioneином. Кадмий связывается также с сульфгидрильными группами белков, ведёт к денатурации и инактивации ферментов. Это подавляет деятельность митохондрий, повышая чувствительность клеток к свободнорадикальному окислению. Вещество нарушает межклеточные контакты и механизмы транспорта кальция, что может повысить его внутриклеточную концентрацию и в конечном итоге вызвать апоптоз [16–20].

Свинец, как известно, принадлежит к ядам с политропным механизмом действия, проявляя специфическое токсическое воздействие на органы кровотока, вызывая поражение центральной и периферической нервной системы, желудочно-кишечного тракта, сердечно-сосудистой и иммунной систем. Он оказывает повреждающее действие также на печень, почки, нарушает обменные процессы, в частности синтез белка, имеет гонадо- и эмбриотоксическое действие [15, 16, 21–25].

Интоксикация мышьяком в основном проявляется нарастающим снижением кровяного давления, повышением проницаемости стенок сосудов для элементов крови, различными признаками поражения центральной нервной системы вплоть до развития судорожно-паралитического синдрома, а также резкими расстройствами обменных процессов [15, 24, 26–28].

Попадая в организм, фтор может накапливаться, образуя депо главным образом в костях, частично в волосах, зубах и мышцах. Политропное влияние фтора проявляется декальцинирующим эффектом и сдвигами в минеральном обмене (образует комплексные соединения с магнием, марганцем, железом, цинком, что способствует развитию энзиматических расстройств) и в иммунобиологической реактивности [29–31].

Исследования, проведенные в 2000 г. Дрозд и соавт. (2001), показали, что по содержанию тяжелых металлов примерно 1/3 накопленных на площадках очистных сооружений осадков СВ Донецкой области могут быть использованы в качестве удобрений в сельском хозяйстве, но 2/3 всех объемов осадков (по Украине это более 35 млн тонн по сухому веществу) не пригодны для этих целей [32].

Результаты исследований Куликовой и соавт. (2010) говорят о возможности безопасного использования осадков сточных вод с иловых карт очистных сооружений городов Ульяновск и Дмитровград в качестве удобрения зерновых, пропашных и овощных культур. Результаты исследования подтвердили, что не происходило накопления тяжелых металлов в продукцию, более того, наблюдалось снижение их в томатах. Данный факт объясняется тем, что содержание тяжелых металлов в самих осадках находилось в пределах установленных норм. Также за счёт более энергичного роста растений, который ведёт к распределению элементов в большем объёме биомассы, наблюдалось так называемое биологическое разведение. Кроме того, поступление тяжё-

лых металлов в продукцию снижается при создании оптимального режима питания [1].

По мнению Маркина (2013), процессы миграции ионов тяжёлых металлов из осадка в почвы и выращиваемые культуры неоднозначны и зависят от множества факторов: наличия органического вещества и глинистых минералов в почве, рН почвы, начальных концентраций тяжёлых металлов в почве (фоны) и в осадке, форм тяжёлых металлов, способности выращиваемых культур к их поглощению. Поэтому возможные последствия от внесения осадков на различных почвах под различные культуры спрогнозировать теоретически довольно сложно [3].

Из результатов нашей работы можно сделать вывод о том, что доза 50 т/га ила после центрифугирования, которая будет внесена в почву сельскохозяйственных полей, приведёт к выраженному фитотоксическому действию и торможению роста сельскохозяйственных культур. Поэтому максимальное количество ила (50–60 т/га) нельзя применять на полях до вегетационного периода. Доза ила 30 т/га после 1,5-летней выдержки на площадках также проявляла фитотоксическое действие, но менее выраженное, последствия которого исчезали в течение 6–7 дней, но присутствовала транслокация химических веществ в растения в повышенных количествах. Возможность использования меньших доз для внесения в почву в качестве удобрения необходимо обосновать дополнительными исследованиями.

## Заключение

1. Максимальная доза внесённого ила после центрифугирования в распределении 50 т/га вызывала выраженное фитотоксическое действие на опытном «поле» – торможение прорастания и роста овса и пожелтение стеблей растений. Эта доза не может быть использована на полях в качестве удобрения.
2. Доза использованного осадка 30 т/га после 1,5-летней выдержки на иловых площадках имеет менее выраженное фитотоксическое действие, но зарегистрирован факт транслокации из почвы в растения фтора, свинца, кадмия, мышьяка, марганца, ртути в повышенных количествах. Эта доза также не может быть использована на полях в качестве удобрения.
3. Использование меньших доз и условий выдержки осадков должно быть обосновано дополнительными экспериментами.

## Литература

(пп. 5, 14–31 см. References)

1. Куликова А.Х., Захаров Н.Г., Почина Т.В. Применение осадков сточных вод в качестве удобрения в сельском хозяйстве Ульяновской области. *Агрохимический вестник*. 2010; 5: 32–5.
2. Клименко М.А., Черная Н.А. Перспективы обработки естественным холодом осадка сточных вод для утилизации в цементном производстве. *Энерготехнологии и ресурсосбережение*. 2013; 1: 35–41.
3. Маркин В.В. Утилизация осадков бытовых сточных вод. *Вестник Донбасской национальной академии строительства и архитектуры*. 2013; 3 (101): 138–40.
4. Обработка осадка сточных вод: полезный опыт и практические советы. Проект по городскому сокращению эвтрофикации (*Project on Urban Reduction of Eutrophication, PURE*) через Комиссию по окружающей среде Союза балтийских городов. Vanha Suurtori 7, 20500 Turku, Finland (Финляндия); 2012. 125 с.
5. Плахотник О.М., Волошын М.Д., Журавлёва А.В. Исследование осадков сточных вод с целью получения органоминеральных удобрений. *Вопросы химии и химической технологии*. 2004; 2: 210–3.
6. Анциферова Е.Ю., Большова Т.Н., Касатиков В.А., Юмвихозе Э. Распределение микроэлементов в профиле дерново-подзолистой почвы при внесении осадков сточных вод и известии. В кн.: *Материалы Международной научной конференции «Биологические ресурсы и устойчивое развитие*. Пушино; 2001: 11.
7. Михайлов Л.Н., Пужайкин И.В., Марковская М.П., Марковская Г.К. *Научные основы применения осадков городских сточных вод в качестве удобрения*. Самара: Кн. изд-во; 1998. 160 с.
8. Шуравилин А.В., Сурикова Н.В. Опыт удобрения почв осадком сточных вод в Московской области. *Агрохимический вестник*. 2006; 1: 24–7.
9. Большова Т.Н., Валитова А.Р., Кижаккин П.П., Касатиков В.А. Результаты утилизации осадков сточных вод во Владимирской области. *Агрохимический вестник*. 2006; 1: 28–9.
10. Качество почвы. Определение содержания подвижных соединений марганца (цинка, кадмия, железа, кобальта, меди, никеля, хрома, свинца) в почве в буферной аммонийно-ацетатной вытяжке с рН 4,8 методом атомно-абсорбционной спектроскопии: ДСТУ 4770.1:2007–ДСТУ 4770.9:2007. Киев: Госпотребстандарт Украины; 2009. (Национальные стандарты Украины).
11. Карякин А.В., Грабовская И.Ф. *Методы оптической спектроскопии и люминесценции в анализе природных и сточных вод*. М.: Химия; 1987. 304 с.
12. Кисель В.И. *Загрязнение почв тяжёлыми металлами. Агроэкологическая оценка земель Украины и размещение сельскохозяйственных культур*. Под ред. В.В. Медведова. Киев: Аграрная наука; 1997: 114–25.
13. Дрозд Г.Я., Зотов Н.И., Маслак В.Н. *Техникоэкологические записки по проблеме утилизации осадков городских и промышленных сточных вод*. Донецк: ИЭП НАН Украины; 2001.

## References

- Kulikova A.Kh., Zakharov N.G., Pochinova T.V. Application of sewage sludge as fertilizer for agriculture in Ul'yanovsk region. *Agrokhimicheskiy vestnik*. 2010; 5: 32–5. (in Russian)
- Klimenko M.A., Chernaya N.A. Perspective of Sewage Sludge Treatment by Natural Cold for Utilization in Cement Production. *Energoekhnologii i resursosberezheniye*. 2013; 1: 35–41. (in Russian)
- Markin V.V. Utilization of domestic sewage sludge. *Vestnik Donbasskoy natsional'noy akademii stroitel'stva i arkhitektury*. 2013; 3 (101): 138–40. (in Russian)
- Treatment of sewage sludge: useful experience and practical advice. (*Project on Urban Reduction of Eutrophication, PURE*) through the Union of Baltic Cities Environment Commission. *Vanha Suurtori 7, 20500 Turku (Finland)*; 2012. 125 p. (in Russian)
- Fijalkowski K., Rorat A., Grobelak A., Kacprzak M.J. The presence of contamination in sewage sludge – the current situation. *J Environ Manage*. 2017; 203 (3): 1126–36. DOI: <https://10.1016/j.jenvman.2017.05.068>.
- Plakhotnik O.M., Voloshyn M.D., Zhuravlova A.V. Investigation of sewage sludge in order to obtain organomineral fertilizers. *Voprosy khimii i khimicheskoy tekhnologii*. 2004; 2: 210–3. (in Russian)
- Antsiferova E.Yu., Bolyshva T.N., Kasatikov V.A., Yumvikhose E. Distribution of microelements in the profile of sod-podzolic soil with the introduction of sewage sludge and lime. In: *Proceedings of international science conference "Biological resources and sustainable development"*. Pushchino, October 29. Nov. 2, 2001. Moscow; 2001: 11. (in Russian)
- Mikhailov L.N., Puzhaykin I.V., Markovskaya M.P., Markovskaya G.K. *Scientific basis for the application of municipal sewage sludge as a fertilizer [Nauchnyye osnovy primeneniya osadkov gorodskikh stochnykh vod v kachestve udobreniya]*. Samara: knizhnoe izdatelstvo; 1998. 160 p. (in Russian)
- Shuravilin A.V., Surikova N.V. The experience of fertilizing soils with sewage sludge in the Moscow Region. *Agrokhimicheskiy vestnik*. 2006; 1: 24–7. (in Russian)
- Bolyshva T.N., Valitova A.R., Kizhapkina P.P., Kasatikov V.A. Results of utilization of sewage sludge in the Vladimir region. *Agrokhimicheskiy vestnik*. 2006; 1: 28–9. (in Russian)
- Soil quality. Determination of the manganese movable compounds (zinc, cadmium, iron, cobalt, copper, nickel, chromium, lead) in soil at buffer ammonium acetate extracts with pH 4.8 using atomic absorption spectrophotometry: DSTU 4770.1: 2007; DSTU 4770.9: 2007. Kiev: Gospotrebandart of Ukraine; 2009. 117 p. (National standards of Ukraine). (in Russian)
- Karyakin A.V., Grabovskaya I.F. *Methods of optical spectroscopy and luminescence in the analysis of natural and waste water [Metody opticheskoy spektroskopii i lyuminisentsii v analize prirodnykh i stochnykh vod]*. Moscow: Khimiya; 1987. 304 p. (in Russian)
- Kisel V.I. *Pollution of soils with heavy metals. Agroecological assessment of lands in Ukraine and the location of crops [Zagryazneniye pochv tyazhelyimi metallami. Agroekologicheskaya otsenka zemel' Ukrainy i razmeshcheniye sel'skokhozyaystvennykh kul'tur]*. Ed. V.V. Medvedev. Kiev: Agrarian science; 1997: 114–25. (in Russian)
- Zar J.H. *Biostatistical Analysis*. 4th ed., Prentice Hall Inc., New Jersey; 1999.
- Jose A., Ray J.G. Toxic heavy metals in human blood in relation to certain food and environmental samples in Kerala, South India. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2018; 25 (8): 7946–53.
- Wang M., Zhao W., Jia X., Wei J., Wang S. Eco-toxicology effect on Moina mongolica Daday exposed to Cd<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup>, and Hg<sup>2+</sup> by the food chain. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2018; 25 (16): 16024–36.
- Bernhoft R.A. Cadmium toxicity and treatment. *Sci World J*. 2013: 394652. DOI: <https://10.1155/2013/394652>.
- Rani A., Kumar A., Lal A., Pant M. Cellular mechanisms of cadmium-induced toxicity: a review. *Int J Environ Health Res*. 2014; 24 (4): 378–99.
- Apinan R., Satarug S., Ruengweerayut R., Mahavorasirikul W., Na-Bangchang K. The influence of iron stores on cadmium body burden in a Thai population. *Environ Geochem Health*. 2010; 32 (3): 237–42.
- Athmouni K., Belhaj D., El Feki A., Ayadi H. Optimization, antioxidant properties and GC-MS analysis of Periploca angustifolia polysaccharides and chelation therapy on cadmium-induced toxicity in human HepG2 cells line and rat liver. *Int J Biol Macromol*. 2018; 108: 853–62.
- Patrick L. Lead toxicity, a review of the literature. Part I: Exposure, evaluation, and treatment. *Altern Med Rev*. 2006; 11 (1): 2–22.
- Patrick L. Lead toxicity part II: the role of free radical damage and the use of antioxidants in the pathology and treatment of lead toxicity. *Altern Med Rev*. 2006; 11 (2): 114–27.
- Gidlow D.A. Lead toxicity. *Occup Med (Lond)*. 2015; 65 (5): 348–56.
- Flora S.J., Flora G., Saxena G., Mishra M. Arsenic and lead induced free radical generation and their reversibility following chelation. *Cell Mol Biol (Noisy-le-grand)*. 2007; 53 (1): 26–47.
- de Souza I.D., de Andrade A.S., Dalmolin R.J.S. Lead-interacting proteins and their implication in lead poisoning. *Crit Rev Toxicol*. 2018; 48 (5): 375–86.
- Jomova K., Jenisova Z., Feszterova M., Baros S., Liska J., Hudecova D. et al. Arsenic: toxicity, oxidative stress and human disease. *J Appl Toxicol*. 2011; 31 (2): 95–107.
- Watanabe T., Hirano S. Metabolism of arsenic and its toxicological relevance. *Arch Toxicol*. 2013; 87 (6): 969–79.
- Sinha M., Manna P., Sil P.C. Protective effect of arjunolic acid against arsenic-induced oxidative stress in mouse brain. *J Biochem Mol Toxicol*. 2008; 22 (1): 15–26.
- McIvor M.E. Acute fluoride toxicity. Pathophysiology and management. *Drug Saf*. 1990; 5 (2): 79–85.
- Choi A.L., Sun G., Zhang Y., Grandjean P. Developmental fluoride neurotoxicity: a systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect*. 2012; 120 (10): 1362–68.
- Pandey J., Pandey U. Fluoride contamination and fluorosis in rural community in the vicinity of a phosphate fertilizer factory in India. *Bull Environ Contam Toxicol*. 2011; 87 (3): 245–9.
- Drozd G.Ya., Zotov N.I., Maslak V.N. *Technical and ecological notes on the problem of utilization of urban and industrial sewage sludge [Tekhnikoekologicheskiye zapiski po probleme utilizatsii osadkov gorodskikh i pro myshlennykh stochnykh vod]*. Donetsk: IEP NAS of Ukraine; 2001. (in Russian)