

Vita Datsenko¹, Cand. Sci. (Chem.), Associate Professor

Natalija Khimenko², Cand. Sci. (Chem.), Associate Professor

¹Kharkiv National Automobile and Highway University, Kharkov, Ukraine

²Kharkov National Agricultural University named after V. V. Dokuchayev, Kharkov, Ukraine

PHYTOTOXICITY ASSESSMENT WASTE GALVANIC PRODUCTION

Purpose. At present time the utilization of sludge produced by electroplating plants is a priority direction in science and engineering. The technology monitoring and forecasting of natural environment state and its pollution is a pressing problem.

Methods. To study HM ions the leaching from GS to model Cu and Zn were selected due to their high content in GS industry and high hazard.

Results. Comparative analysis of the values of the maximum permissible concentration of copper and zinc in all tested soils contaminated GS model, showed that Cu layers all the investigated soils have the 2nd (lower) level of contamination (MPC 200). By the nature of the zinc contamination depends on the type of soil and in heavy soils gumussirovannyh degree of contamination with increasing depth varies from very high in the upper layer, experiencing human impacts to an acceptable level in the lower.

The study of the relationship between the content of heavy metals in soil and growth activity test plants revealed that soil contaminated with copper and zinc have comprehensive phytotoxic effect. A combined effect of copper and zinc is manifested as the inhibition or stimulation of growth processes test culture salad "lettuce" and is determined primarily by the level and nature of the dirt, soil properties and biological characteristics test culture.

Evidence-based data provided in the work, are of interest in terms of the methods of bioassay environmental pollution due to the openness and relevance of this issue at the present stage of ecology development. These results confirm the need for agroecological monitoring to prevent possible negative consequences of human activities on the environment.

Keywords: copper, zinc, galvanic waste, soil, biological test culture.

УДК 631.427

В. Даценко¹, канд. хім. наук, доцент**Н. Хищенко², канд. хім. наук, доцент**¹Харківський національний автомобільно-дорожній університет²Харківський національний аграрний університет ім. В. В. Докучаєва**ЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОМИСЛОВИХ ВІДХОДІВ**

Розглянуто особливості міграції міді і цинку в різних типах ґрунтів і представлені експериментальні дані щодо впливу важких металів, що містяться в техногенно-забруднених ґрунтах, на рослинні об'єкти в контрольованих умовах.

Ключові слова: мідь, цинк, гальваношлам, ґрунт, тест-рослина.

УДК 631.427

В. Даценко¹, канд. хім. наук, доцент**Н. Хищенко², канд. хім. наук, доцент**¹Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет²Харьковский национальный аграрный университет им. В. В. Докучаева**ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА
ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ**

Рассмотрены особенности миграции меди и цинка в разных типах почв, представлены экспериментальные данные по влиянию тяжелых металлов, содержащихся в техногенно-загрязненных почвах, на растительные объекты в контролируемых условиях.

Ключевые слова: медь, цинк, гальваношлам, почва, тест-растение.

Введение. В настоящее время утилизация шламов, образующихся при очистке сточных вод гальванических производств, относится к приоритетному направлению развития науки, технологии и техники и прогнозирования состояния природной окружающей среды (ОПС), предотвращения и ликвидации её загрязнения (Касимов, 2011; Даценко В. В., 2012).

Чаще всего гальваношламы (ГШ) складываются на полезных площадях самого предприятия без надлежащего санитарно-экологического контроля. Под действием внешних факторов происходит вымывание из них токсичных веществ, что приводит к загрязнению окружающих природных объектов (Пересадько Г. О.). Для уменьшения их вредного воздействия на окружающую природную среду (ОПС) на предприятиях используются различные методы их обезвреживания: механические, химические, физико-химические и биологические. Однако, отсутствие приемлемого финансирования предприятия

препятствует решению проблем с утилизацией отходов, поэтому большую часть ГШ складировуют в шламонакопителях, что обуславливает возрастание техногенного загрязнения всех компонентов ОПС (Даценко В. В., 2012).

Цель исследования. Миграция химических элементов, содержащихся в складированных ГШ, происходит в результате физико-химических процессов под воздействием климатических и погодных факторов. При этом загрязнения могут распространяться с инфильтрацией атмосферных осадков через слой отхода в почву примыкающих участков (Голец Н. Ю.). В отечественной и зарубежной литературе имеются публикации, посвященные изучению проблемы влияния ГШ на ОПС и здоровье населения (Жовинский, 2002; Подлипский И.И., 2014; Даценко В. В., 2014; Datsenko V. V., 2015; Методика выполнения..., 2009). Однако, содержащаяся в этих публикациях информация не в полном объеме отражает санитарно-гигиенические и экологические характеристики обезвреженных ГШ. Поэтому результаты изложенных в работах исследований невозможно использовать для объективной оценки их экологической безопасности. Достоверная оценка степени безопасности ГШ может быть дана только по результатам экспериментальных исследований при использовании комплекса различных физико-химических и биологических показателей, максимально учитывающих возможность отрицательного воздействия основных опасных химических компонентов, входящих в отходы (Жовинский, 2002; Подлипский И. И., 2014; Даценко В. В., 2014; Datsenko V. V., 2015; Методика выполнения..., 2009).

Постановка цели и задач исследования – определять экотоксичность отходов наиболее эффективно с помощью биологических методов анализа, которые позволяют помимо общего неспецифического влияния на биотест выделить некоторые специфические реакции на отдельные химические вещества или группы веществ (Подлипский И. И., 2014; Datsenko V. V., 2015). Цель исследований – определить особенности миграции меди и цинка в почвах при загрязнении ГШ и установить их влияние на показатели активного роста и развития тест-растений. В соответствии с поставленной целью решались следующие задачи: в лабораторных условиях экспериментально смоделировать систему «ГШ-почва», выявить особенности миграции меди и цинка в разных типах почв, исследовать влияние ТМ, содержащихся в техногенно-загрязненных почвах, на растительные объекты в контролируемых условиях.

Методы исследования. В рамках лабораторных экспериментов для изучения миграции в почве были выбраны металлы Cu и Zn, выбор которых был обоснован их наибольшими концентрациями в промышленных ГШ, а также высоким классом опасности (Даценко В. В., 2012). Для установления особенностей миграции выбранных металлов на моделях почвенных горизонтов использовали образцы почв – дерново-оподзоленной связно-песчаной (ДОСП), луговой аллювиальной супесчаной (ЛАСП), лугово-черноземной легкосуглинистой (ЛЧЛС), чернозема типичного среднесмытого тяжелосуглинистого (ЧТСТС).

В качестве загрязнителей в условиях лабораторного эксперимента использовали модельный шлам, полученный реакцией нейтрализации

сульфатного медно-цинкового раствора известью.

В лабораторных условиях для создания модели почвенных слоев использовали пластиковые трубы с диаметром 35 см и высотой 100 см. Всего в лабораторных экспериментах было задействовано четыре почвенных колонки. На верхней поверхности каждой почвенной колонки помещали измельченный модельный сульфатный медно-цинковый шлам, который в течение 6 месяцев промывался дистиллированной водой в режиме, соответствующему естественному увлажнению. Для установления особенностей миграции Cu и Zn отбирали образцы почв в разных слоях: 0-5 см, 10-15 см, 20-25 см, 50-75 см и 100 см.

Концентрации ионов Cu(II) и Zn(II) в почвах после загрязнения определяли атомно-абсорбционным методом на спектрофотометре «Сатурн» при длине волны для цинка – 213,9 нм, для меди – 324,8 нм; щель = 0,1 нм; $J = 10$ мА.

Для изучения особенностей миграции меди и цинка и их распределения в почвенных слоях были рассмотрены коэффициенты накопления (K_c) элементов, показывающие во сколько раз увеличено содержание данного элемента в загрязненной почве по сравнению с незагрязненной (Даценко, 2015).

Определение степени токсичности образцов почв проводили по методике биотестирования (Datsenko, 2015; Методика выполнения..., 2009), представляющей собой исследование реакции тест-объектов на действие загрязняющих веществ и позволяющей получить интегральную оценку степени их фитотоксичности. В качестве тест-объектов использовали семена кресс-салата и овса, а в качестве показателя токсичности – всхожесть, энергию, дружность и продолжительность прорастания семян в разных слоях почв загрязненных ГШ.

Анализ ростков семян осуществляли на 30 сутки после выращивания. Величину показателя контрольных (L_0) и опытных ($L_{оп}$) семян вычисляли как среднее арифметическое ($L_{ср}$) из совокупности данных о длине надземной части или корней проростков (Методика выполнения, 2009).

Для оценки влияния загрязнения почвы Cu и Zn на прорастание семян использовали следующие показатели: всхожесть, энергию, дружность и продолжительность прорастания (Datsenko V. V., 2015; Методика выполнения..., 2009). Под всхожестью понимали число семян, проросших за 7 суток, выраженное в процентах от общего количества семян, взятых для проращивания; под энергией прорастания – количество семян, проросших за первые 3 суток проращивания в процентах от общего количества семян, взятых для проращивания. Для более точной характеристики скорости прорастания проводили ежедневный учет проросших семян и рассчитывали дружность и продолжительность прорастания.

Результаты и обсуждение. Полученные экспериментальные данные исследований системы «ГШ-почва» представлены в табл. 1. Изучение особенностей миграции меди и цинка из ГШ в рассмотренных типах почв (табл. 1) показали, что техногенная миграция меди и цинка в системе «ГШ – почва» объясняется в первую очередь химическим составом ГШ, т.к. компонентный состав ГШ определяет характер взаимодействия и прочность связи элементов в ГШ с минеральными и органическими компонентами почв.

1. Основные показатели исследований системы «ГШ-почва»

Показатель	Контрольный образец	Слой загрязненной ТМ почвы, см				
		0-5	10-15	20-25	50-75	100
Дерново-оподзоленная связнопесчаная						
pH	5,3	4,40	4,25	4,15	4,15	4,45
$C_{Cu^{2+}}$, мг/кг	2,24	21,53	4,16	5,05	5,03	5,92
$C_{Zn^{2+}}$, мг/кг	6,40	497,88	278,32	248,19	90,4	14,9
ПДК _{п.отн} (Cu)	0,75	7,18	1,36	1,68	1,68	1,97
ПДК _{п.отн} (Zn)	0,28	21,65	12,1	10,8	3,93	0,65
Луговая аллювиальная супесчаная						
pH	7,6	6,40	6,10	5,90	6,20	6,35
$C_{Cu^{2+}}$, мг/кг	1,71	23,08	3,24	1,59	1,66	1,73
$C_{Zn^{2+}}$, мг/кг	1,82	770,32	537,08	181,71	16,97	3,51
ПДК _{п.отн} (Cu)	0,57	7,7	1,1	0,5	0,6	0,6
ПДК _{п.отн} (Zn)	0,08	33,5	23,35	7,9	0,74	0,15
Лугово-черноземная легкосуглинистая						
pH	6,9	5,15	5,45	5,8	6,0	6,15
$C_{Cu^{2+}}$, мг/кг	2,68	90,88	5,53	5,07	3,28	5,43
$C_{Zn^{2+}}$, мг/кг	4,01	2634,82	750,95	58,13	6,89	6,07
ПДК _{п.отн} (Cu)	0,89	3,29	1,84	1,69	1,09	1,81
ПДК _{п.отн} (Zn)	0,17	114,6	32,65	2,53	0,3	0,26
Чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый						
pH	8,7	7,65	8,10	8,10	8,25	8,30
$C_{Cu^{2+}}$, мг/кг	21,30	109,70	16,61	17,25	14,62	21,24
$C_{Zn^{2+}}$, мг/кг	71,77	5274,88	173,22	36,66	55,07	39,88
ПДК _{п.отн} (Cu)	7,10	36,57	5,54	5,75	4,87	7,08
ПДК _{п.отн} (Zn)	3,12	229,3	7,53	1,59	2,39	1,73

*ПДК_{п.отн.} – рассчитаны как соотношение концентраций Cu^{2+} и Zn^{2+} в загрязненных почвах к их ПДК_{п.} соответственно.

Значительное увеличение содержания меди и цинка наблюдается по глубине во всех слоях исследуемых почв в условиях эксперимента. Максимальные накопления в верхнем слое (0-5 см) ($K_c(Cu)=5,2-33,9$ и $K_c(Zn)=73,5-657,1$) значительно превышают аналогичные показатели в нижних (50-100 см) ($K_c(Cu)=1,0-2,6$ и $K_c(Zn)=0,6-2,3$), что связано в первую очередь с техногенным поступлением из шлама. По интенсивности миграции меди и цинка из шлама и трансформации в верхний слой исследуемые почвы можно расположить в ряд: ЧТСТС < ДОСП < ЛАСП < ЛЧЛС.

Изучение изменения кислотности почв после загрязнения их ГШ (табл. 1) показало, что во всех слоях исследуемых почв относительно фоновых образцов происходит снижение уровня pH в 1,1-1,3 раза. Управляющим фактором выщелачивания меди и цинка из ГШ является реакция среды: в кислой и слабокислой среде ГШ способен создавать импактные, ударные техногенные нагрузки на почву. Динамика изменения уровня кислотности в исследуемых почвах с глубиной обусловлена внутрпочвенными процессами (химическими реакциями, сопровождающими выщелачивание шлама и трансформацию веществ в почве): pH в поверхностном слое (0-5 см) на 0,2-0,5 единицы ниже, чем в

подповерхностном (10-15 см). Наибольшее накопление металлов наблюдается в лугово-черноземной среднесуглинистой ($K_c(\text{Cu}) = 34$ и $K_c(\text{Zn}) = 657$), где среда почвы имеет наиболее интенсивное уменьшение рН с 7,0 до 5,0. Отмечено, что в исследуемых почвах с повышением рН подвижность меди и цинка снижается: подвижность Cu в кислых почвах выше, чем в нейтральных или щелочных, а Zn имеет максимальную подвижность в почвах, реакция которых нейтральная или приближается к ней. Наименьшая миграционная способность меди и цинка отмечена в черноземе типичном среднесмытом тяжелосуглинистом, слабощелочные условия которого усиливают переход Cu и Zn в неподвижное состояние, и способствует закреплению почвенными частицами их соединений.

Для экологической и санитарно-гигиенической оценки загрязнения исследуемых почв медью и цинком после загрязнения медно-цинковым шламом были получены сравнительные данные о содержании меди и цинка в тестируемых почвах (C , мг/кг) с их предельно допустимыми концентрациями в почвах ($\text{ПДК}_n(\text{Cu}) = 3$ мг/кг; $\text{ПДК}_n(\text{Zn}) = 23$ мг/кг). В табл. 1 они представлены как значения $\text{ПДК}_{n.\text{отн}}$ ($\text{ПДК}_{n.\text{отн}}$ – рассчитаны как соотношение концентраций Cu^{2+} и Zn^{2+} в загрязненных почвах к их ПДК_n соответственно).

Исследуемые почвы после загрязнения медно-цинковым шламом не зависимо от глубины слоя характеризуются низким уровнем загрязнения по Cu: в ДОСП 7,18-1,36 ПДК; в ЛАСП 7,7-0,5 ПДК; в ЛЧЛС 3,29-0,19 ПДК; в ЧТСТС 36,57-4,87 ПДК. По цинку характер загрязнения определяется типом почвы и в тяжелых гумуссированных почвах степень загрязнения с увеличением глубины меняется от очень высокого (в ЧТСТС 229,3 ПДК) в верхнем слое, испытывающего техногенную нагрузку, до допустимого уровня в нижних (в ЛЧЛС 0,26 ПДК).

Проведенный сравнительный морфологический анализ позволил установить наличие зависимости между активностью роста и развития тест-растений (рис. 1) и содержанием ТМ в почве, превышающих их ПДК (табл. 1). Изменения длины корневой и надземной частей тест-растений (рис. 1) в зависимости от превышения показателя $\text{ПДК}_{n.\text{отн}}$ металлов-токсикантов в почвах (кроме дерново-оподзоленной связнопесчаной для кресс-салата) указывают на отсутствие неблагоприятного фитотоксического воздействия: $L_{\text{оп}}$ надземной части и корневой системы сравнима, а в некоторых слоях даже превышает L_0 в контрольном образце.

Отмечено, что рост и развитие тест-растений не только имеют существенную зависимость от типа загрязненной почвы, но и определяются физиологией самих растений. Так для почвы ДОСП характерно достоверное ингибирование развития салата (рис. 1, а), где семена взошли только в нижних слоях тестируемой почвы (20-25, 50-75, 100 см), а на 20 сутки погибли все ростки. Для овса же наблюдается достоверная тенденция стимуляции роста в аналогичных условиях этой почвы (рис. 1, б), а в нижнем слое (100 см) даже отмечено превышение длины ростков в 1,2 раза и корневой системы в 3,3 раза по сравнению с контрольными образцами. Это можно объяснить тем, что кресс-салат более чувствителен к присутствию ионов ТМ в почвах, чем овес, и ингибирующее действие этих ионов на кресс-салат не снижается со временем, как у овса. В результате этого, за счет истощения собственных ресурсов надежности, растения

салата становятся ослабленными и погибают.

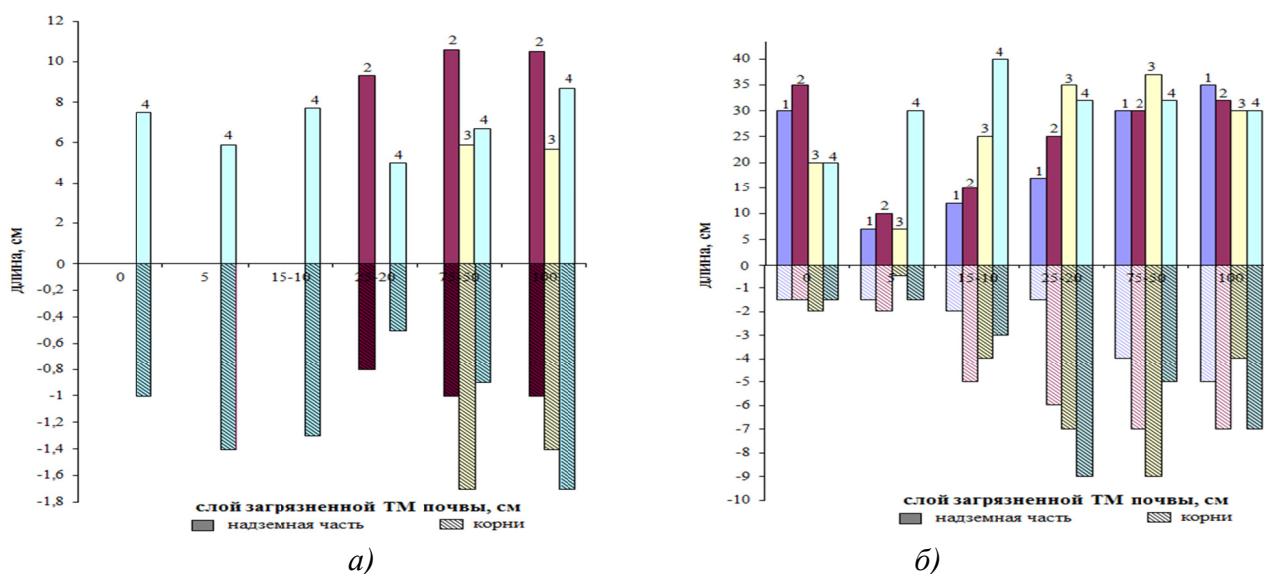


Рис. 1. Зависимости длины проростков кресс-салата (а) и овса (б) (выращивание 30 сут) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – ДОСП, 2 – ЛАСП, 3 – ЛЧЛС, 4 – ЧТСТС

Среди показателей прорастания семян в условиях модельного загрязнения почв ТМ наиболее информативными оказались ростовые показатели (Datsenko, 2015; Методика выполнения..., 2009) – всхожесть, энергия, дружность и продолжительность прорастания (рис. 2-5).

Анализ показателей прорастания семян в условиях модельного загрязнения почв ТМ показал, что до 7 суток стимулирующий эффект меди и цинка на рост исследуемых тест-растений во всех вариантах эксперимента в среднем проявился сильнее, а токсичное действие – слабее. При увеличении срока роста до 30 суток характер развития растений меняется. Для кресс-салата в этом периоде времени в среднем достоверно проявляется угнетающий эффект действия металлов. Для растений овса это воздействие в основном проявляется в стимулировании роста. Такие изменения в развитии растений в ходе выращивания, возможно, объясняются не только типом загрязненных почв и физиологией самих растений, но и влиянием ТМ на исследуемые тест-объекты. Т.к. известно, что Zn и Cu относятся к группе металлов средней степени поглощения растениями (Гладков Е. А., 2010), то на начальных сроках развития семена тест-культур имели достаточный потенциал питательных веществ для подавления негативного влияния ТМ. Однако на более поздних сроках развития угнетающее действие металлов-токсикантов усиливается.

Диаграммы анализа энергии прорастания (рис. 2) для семян исследуемых тест-растений показывают достаточно высокие показатели во всех слоях загрязненных ТМ почв.

В сравнении с контрольными образцами превышение показателя энергии прорастания для семян овса (рис. 2, б) отмечено практически во всех тестируемых почвах (кроме ЛЧЛС). Для кресс-салата аналогичное превышение (рис. 2, а) отмечено в нижних слоях ЛАСП и ЧТСТС, где кратность превышения,

соответственно, составляет 1,3-3,4 и 1,4-1,8.

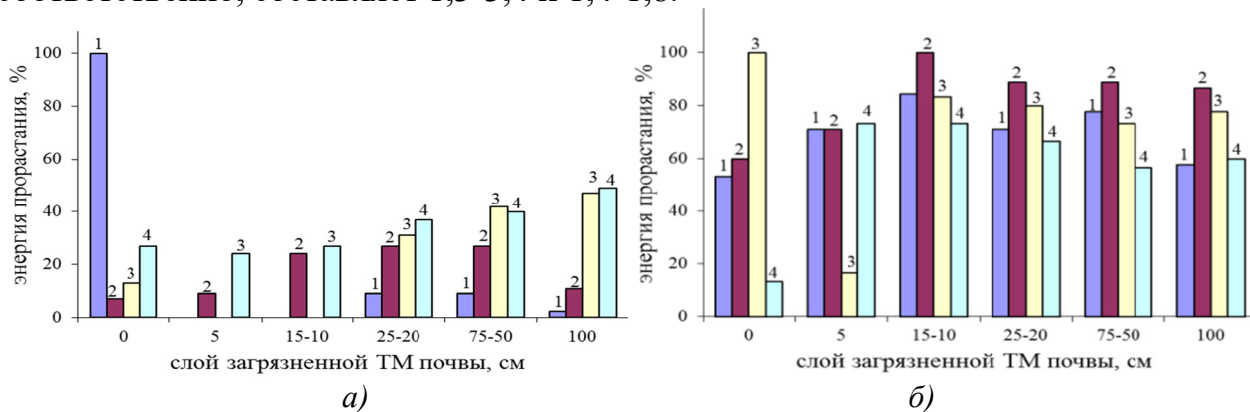


Рис. 2. Зависимость энергии прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – ДОСП, 2 – ЛАСП, 3 – ЛЧЛС, 4 – ЧТСТС

Следует отметить, что энергия прорастания у семян овса значительно выше, чем у семян кресс-салата. Таким образом, в ДОСП кратность такого превышения составляет 9-23, в ЛАСП – 4-6, в ЛЧЛС и ЧТСТС – 2. Это может быть связано с более длительным периодом прорастания семян кресс-салата по сравнению с семенами овса.

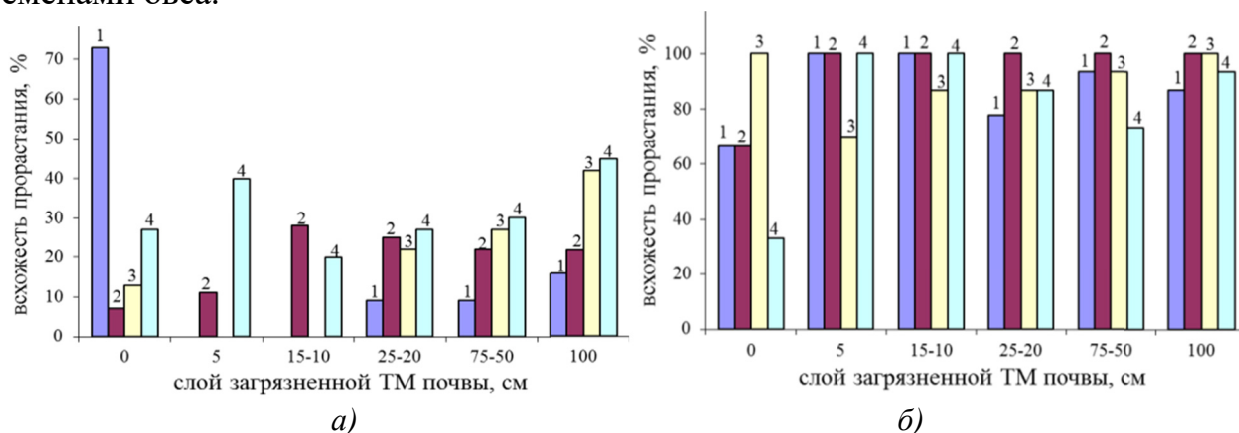


Рис. 3. Зависимость всхожести прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – ДОСП, 2 – ЛАСП, 3 – ЛЧЛС, 4 – ЧТСТС

Показатель всхожести семян (рис. 3) практически во всех вариантах тестируемых почв также достаточно высокий для обеих тест-растений. Отмечено наличие заметной зависимости между содержанием ТМ в почве, превышающих ПДК, активностью роста и развитием, энергией прорастания и всхожестью семян тест-растений. Так, при уменьшении показателя превышения ТМ в слоях тестируемых почв (табл. 1) проявляется стимулирование надземной и корневой систем проростков (рис. 1) исследованных тест-культур при повышении их энергии прорастания (рис. 2) и всхожести (рис. 3), т.е., уменьшение концентрации металлов приводит к снижению токсического действия металлов на тест-растения. Это особенно заметно в нижних слоях почв (20-25, 50-75, 100 см), где содержание ТМ снижается, а всхожесть увеличивается в сравнении с контрольными образцами (кроме ДОСП для кресс-салата). Таким образом можно отметить, что тестируемые почвы не являются фитотоксичными, а определенное превышение в них показателя ПДК_П отн для меди и цинка в некоторой степени способствует

стимулированию процессов роста и развития исследуемых растений. В период наблюдений за ростом и развитием тест-растений при выращивании на загрязненных ТМ почвах установлено, что дружность (рис. 4) и продолжительность прорастания (рис. 5) семян этих растений имеют низкие показатели.

Для семян овса показатель дружности прорастания (рис. 4, б) в сравнении с контрольными образцами имеет достоверно высокие значения практически во всех почвах, кроме ЛЧСП. А для семян кресс-салата (рис. 4, а), наоборот, достоверное превышение в 2-4 раза наблюдается только в ЛЧСП.

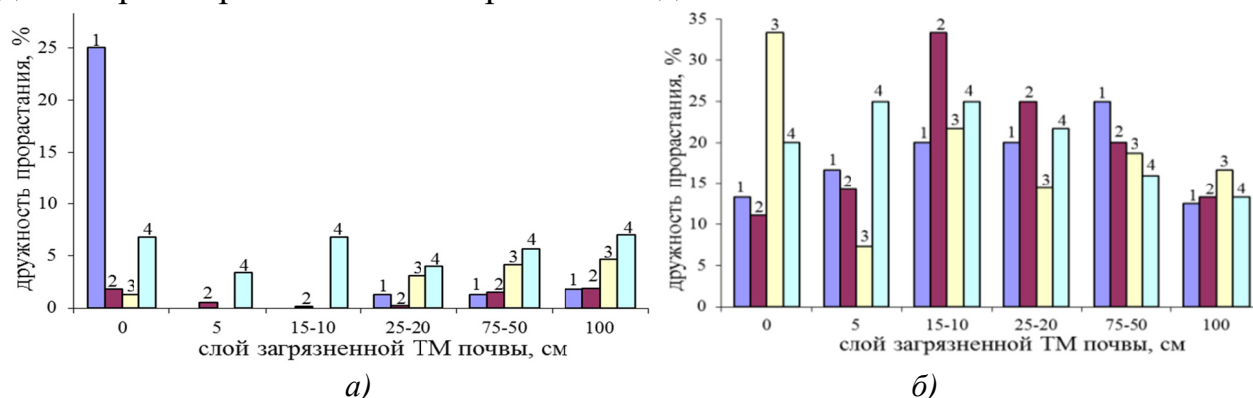


Рис. 4. Зависимость дружности прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя почвы, загрязненной ТМ: 1 – ДОСП, 2 – ЛАСП, 3 – ЛЧЛС, 4 – ЧТСТС

Продолжительность прорастания для семян кресс-салата в 2-4 раза выше в луговых и черноземных почвах в сравнении с контрольными образцами. Для семян овса аналогичное превышение отмечено в ДОСП в 2 раза и ЛЧЛС 1,3 раза.

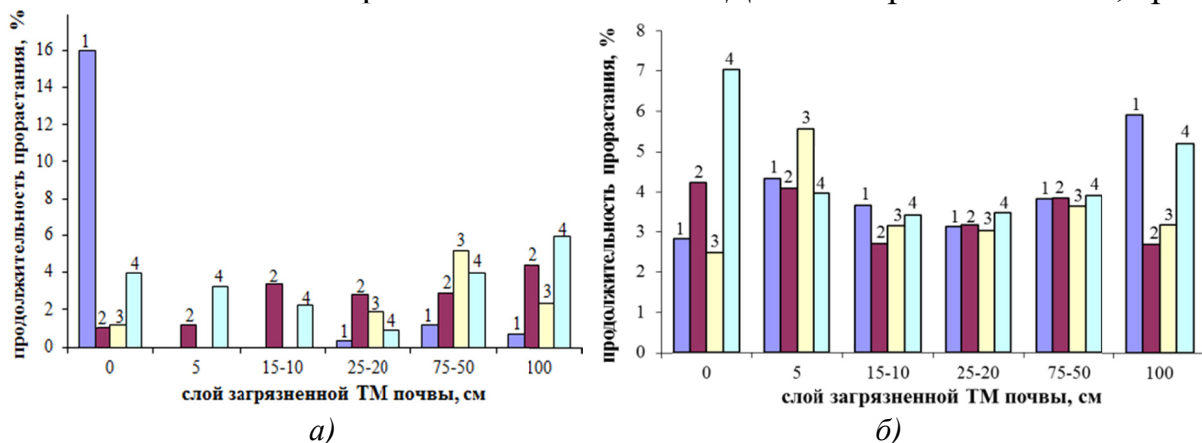


Рис. 5. Зависимость продолжительности прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – ДОСП, 2 – ЛАСП, 3 – ЛЧЛС, 4 – ЧТСТС

Отмеченные выше различия в развитии и росте исследуемых тест-растений (рис. 2-5) зависят от физиолого-биохимических процессов, протекающих в самих растениях. Очевидно, что более высокие показатели всхожести, энергии, дружности и продолжительности прорастания у семян овса (рис. 2-5, б) в сравнении с аналогичными показателями у кресс-салата (рис. 2-5, а), объясняются более высокой сбалансированностью в них запасов питательных веществ и более высоким уровнем фитогормональных процессов. Кроме того установлено, что растения овса оказались менее чувствительными к токсическому действию меди и

цинка, что возможно определяется их более высокой способностью переводить соединения ТМ в физиологически неактивное состояние.

В ходе проведения исследований установлена связь между ростовыми показателями (всхожесть, энергия, дружность и продолжительность прорастания) (рис. 2-5) исследуемых тест-растений и загрязненными ТМ почвами (табл. 1). Однако эта зависимость прослеживается только в слоях одной отдельно взятой почвы, и не всегда имеет однозначное трактование для разных типов почв. Так, например, в верхних слоях (5, 10-15 см) почвы чернозема типичного среднесмытого тяжелосуглинистого с высоким содержанием Cu и Zn (табл. 1) показатели всхожести, энергии, дружности и продолжительности прорастания (рис. 2-5) значительно превышают аналогичные характеристики в других типах почв, где превышение вредности ТМ ниже. Объяснение может быть связано с физико-химическими свойствами самой почвы. Глинистые черноземные почвы по своим характеристикам относятся к почвам, которые содержат большой запас питательных веществ и обладают высокими адсорбционными свойствами, способными прочно связывать тяжелые металлы и, соответственно, предохранять от загрязнения растительную продукцию (Жовинский Э. Я., 2002).

Проведенный сравнительный анализ показателей прорастания, роста и развития семян тест-растений со значениями превышения ПДК_п меди и цинка во всех тестируемых почвах показал, что чаще всего уменьшение концентрации металлов в слоях тестируемых почв приводит к снижению токсического действия металлов. Однако, не всегда эта зависимость однозначна. В некоторых вариантах опытов, как было отмечено выше, повышение показателя вредности меди и цинка в почвах приводит к улучшению роста растений. Расхождения результатов, возможно, объясняется дозой загрязнения почв ТМ. Известно, что в зависимости от концентрации металла, валентности его иона, растворимости и длительности воздействия, ТМ в малых дозах способствуют росту и развитию растений (являясь для них необходимым микроэлементом), однако их высокие концентрации способны подавлять рост растений, нарушая их жизненно важные функции. Следовательно, проведенные нами исследования позволяют предположить, что средние значения показателей превышения меди и цинка в почвах приводят к эффекту стимуляции роста семян растений за счет улучшения режима питания.

Так же отмечено, что действие меди и цинка имеет различную направленность на активность развития тест-растений. По данным эксперимента, в пробах тестируемых почв, где ПДК_{п.отн.}(Cu) превышает ПДК_{п.отн.}(Zn) (табл. 2), наблюдается стимуляция роста и развития тест-растений. Так, однозначно высокие показатели прорастания тест-культуры отмечены в черноземных суглинистых почвах, где кратность превышения ПДК_{п.отн.}(Cu) над ПДК_{п.отн.}(Zn) составляет 2-7. Однако такая зависимость характерна не для всех тест-растений и прослеживается не во всех слоях почв. Неоднозначность корреляции между содержанием меди и цинка в почве, превышающих их ПДК_п и активностью роста тест-растений, возможно, связана в комплексном действии меди и цинка. При совместном воздействии этих двух металлов в неблагоприятных для растений дозах может происходить как усиление, так и ослабление их токсического эффекта. Синергическое действие цинка и меди определяется расположением

этих элементов в соседних группах периодической системы. Причем, как утверждают авторы работ (Гладков Е. А., 2010), особенно высокой фитотоксичностью обладает медь, и, усиление токсического эффекта меди наблюдается в присутствии цинка.

Выводы. В лабораторных условиях при исследовании особенностей миграции меди и цинка в рассмотренных типах почв при загрязнении ГШ и изучении их влияние на показатели активного роста и развития тест-растений экспериментально установлено:

– техногенная миграция меди и цинка в системе «ГШ–почва» характеризуется спецификой почв и объясняется в первую очередь химическим составом ГШ. Значительное увеличение содержания меди и цинка наблюдается по глубине во всех слоях исследуемых почв в условиях эксперимента;

– по интенсивности миграции меди и цинка из шлама и транслокации в верхний слой исследуемые почвы можно расположить в ряд: чернозем типичный среднесмытый тяжело-суглинистый < дерново-оподзоленная связнопесчаная < луговая аллювиальная супесчаная < лугово-черноземная легкосуглинистая;

– подвижность тяжелых металлов зависит от кислотности почв: подвижность Cu в кислых почвах выше, чем в нейтральных или щелочных, а Zn имеет максимальную подвижность в почвах, реакция которых нейтральная или приближается к ней. Наименьшая миграционная способность меди и цинка отмечена в черноземе типичном среднесмытом тяжелосуглинистом, слабощелочные условия которого усиливают переход Cu и Zn в неподвижное состояние и способствует закреплению почвенными частицами их соединений;

– по Cu все слои исследуемых почв имеют низкий уровень загрязнения. По цинку характер загрязнения определяется типом почвы и в тяжелых гумуссированных почвах степень загрязнения с увеличением глубины меняется от очень высокого в верхнем слое, испытывающего техногенную нагрузку, до допустимого уровня в нижних.

– почвы, загрязненные медью и цинком, оказывают комплексный фитотоксический эффект. Совместное воздействие меди и цинка проявляется как в ингибировании, так и стимулировании ростовых процессов исследуемых тест-растений – кресс-салата и овса и определяется, прежде всего, уровнем и характером загрязнения, свойствами почвы и биологической спецификой тест-культуры;

– для почвы дерново-оподзоленной связнопесчаной характерно ингибирование развития тест-растения, а для чернозема типичного среднесмытого тяжелосуглинистого, практически во всех слоях отмечено достоверное стимулирование;

– семена овса имеют более высокие показатели активности роста и развития в сравнении с аналогичными показателями у кресс-салата, что объясняется более высокой сбалансированностью в них запасов питательных веществ и более высоким уровнем фитогормональных процессов. Также растения овса оказались менее чувствительными к токсическому действию меди и цинка, что определяется их более высокой способностью переводить соединения ТМ в физиологически неактивное состояние.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ / REFERENCES

Касимов А. М. Проблемы образования и накопления промышленных отходов в Украине / А. М. Касимов, Е. Е. Решта // Экология и промышленность. – 2011. – № 1. – С. 65-69.

Kasimov A. M., 2011, "Problems of formation and accumulation of industrial waste in Ukraine", Ecology and Industry, No. 1, pp. 65-69.

Даценко В. В. Определение токсических свойств ингредиентов промышленных гальванических отходов / В. В. Даценко // Экология и промышленность. – 2012. – № 2. – С. 102-106.

Datsenko V. V., 2012, "Determination of the toxic properties of industrial galvanic waste", Economics in the Industry, № 2, pp. 102-106.

Пересадько Г. О. Маркетингові дослідження екологічних інновацій на ринку поводження з відходами / Г. О. Пересадько, М. Г. Громико, С. М. Лукаш // Економічні проблеми сталого розвитку: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої пам'яті проф. Балацького О. Ф., м. Суми, 6-8 травня 2014 р.: у 2-х т.; за заг. ред. О. В. Прокопенко, О. В. Люльова. – Суми: СумДУ, 2014. – Т. 1. – С. 211-212.

Peresadko G. O., Gromyko M. G., Lukash S. M., 2014, "Marketing research on environmental innovations in the waste management market", Economic problems of sustainable development: materials of the International scientific and practical conference devoted to memory prof. Balatsky O. F. Sums, 6-8 May 2014: under gen. edit. O.V. Prokopenko, O.V. Lyulyova, Sums, SumDU, T. 1, pp. 211-212.

Голець Н. Ю. Дослідження властивостей про фільтраційного екрана полігону відходів / Н. Ю. Голець, М. С. Мальований, Ю. О. Малик // Вісник Національного авіаційного університету: наук. журнал. – Київ: НАУ, 2009. – № 3. – С. 123-128.

Golets N. Yu., Malyovany M. S., Malik Yu. O., 2009, "Investigation of the properties of the filtration screen of the landfill waste", Bulletin of the National Aviation University: nauk. jorn., Kiev, NAU, № 3, pp. 123-128.

Жовинский Э. Я. Геохимия тяжелых металлов Украины / Э. Я. Жовинский, И. В. Кураева. – Київ: Наук. думка, 2002. – 213 с.

Zhovinsky E. Ya., Kuraev I. V., 2002, "Geochemistry of heavy metals of Ukraine, Kiev, Nauk. op., 213 p.

Подлипский И. И. Аккумулятивная биоиндикация в инженерно-экологических изысканиях / И. И. Подлипский // Инженерные изыскания. – №1. – 2014. – С. 54-63.

Podlipsky I. I., 2014, "Accumulative bioindication in engineering and environmental surveys", Engineering survey, № 1, pp. 54-63.

Даценко В. В. Миграция тяжелых металлов из гальваношламов в почву / В. В. Даценко, Ю. В. Свашенко // Экономика в промышленности. – 2015. – № 2. – С. 35-41.

Datsenko V. V., Svashenko Y. V., 2015, "Migration of heavy metals from galvanic slime into soil", Economics in the Industry, № 2, pp. 35-41.

Datsenko V. V., Khimenko N. L., 2016, "Evaluation of heavy metal complex phytotoxicity", Eurasian J Soil Sci., No. 5 (3), pp. 249-254.

ФР.1.39.2006.02264 Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв. – СПб, 2009. – 19 с.

"FR.1.39.2006.02264 Measurement technique of seed germination and root length of seedlings of higher plants to determine the toxicity of technologically contaminated soils", 2009, SPb., 19 p.

Гладков Е. А. Оценка комплексной фитотоксичности тяжелых металлов и определение ориентировочно допустимых концентраций для цинка и меди / Е. А. Гладков // Сельскохозяйственная биология. – 2010. – № 6. – С. 94-99.

Gladkov E. A., 2010, "Evaluation of complex phytotoxicity of heavy metals and definition of estimated allowable concentrations for zinc and copper", Agricultural Biology, № 6, pp. 94-99.