

УДК 631.427

В.В. ДАЦЕНКО, Н.Л. ХИМЕНКО

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ

Аннотация. В работе экспериментально смоделированы и проанализированы результаты экологического исследования отходов предприятий гальванических производств. Рассмотрены особенности миграции меди и цинка в разных типах почв и 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.

Проблема и ее связь с научными и практическими задачами

Твердые отходы предприятий гальванических производств, так называемые гальваношламы (ГШ), содержащие тяжелые металлы (ТМ), являются источником биотического, механического, химического и иных видов загрязнения [1–3]. 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 [2, 3].

Анализ исследований и публикаций

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 отходов в почву примыкающих участков [4, 5]. В отечественной и зарубежной литературе имеются публикации, посвященные изучению проблемы влияния ГШ на ОПС и здоровье населения [3–11]. 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. При оценке экотоксикологических характеристик промышленных отходов необходимо изучать их комплексное техногенное воздействие: с одной стороны, необходимы сведения о процессах миграции соединений из отходов в почвы, с другой стороны, важно исследовать влияние загрязнителей, проникающих вглубь почвы, на объекты ОПС [3–10].

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 [6, 7, 9]. 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 смоделирована система «ГШ – почва», рассмотрены особенности миграции меди и цинка в разных типах почв, исследовано 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 [2]. Для установления особенностей миграции выбранных металлов на моделях почвенных горизонтов использовали образцы почв – дерново-оподзоленной связно-песчаной, луговой аллювиальной супесчаной, лугово-черноземной легкосуглинистой, чернозема типичного среднесмытого тяжелосуглинистого.

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 4 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, соответствующем 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.

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 [8].

Определение степени токсичности образцов почв проводили по методике биотестирования [9, 10], 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-е 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 [10].

Для оценки влияния загрязнения почвы Cu и Zn на прорастание семян использовали следующие показатели: всхожесть, энергию, дружность и продолжительность прорастания [9, 10]. 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 сут 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 [9, 10].

Экспериментальные результаты и их обсуждение

Полученные экспериментальные данные (табл. 1) исследования особенностей миграции меди и цинка из ГШ в рассмотренных типах почв показали, что техногенная миграция меди и цинка в системе «ГШ – почва» объясняется в первую очередь химическим составом ГШ.

Таблица 1 – Накопление подвижных форм меди и цинка и изменение рН водной вытяжки в почвенных слоях после загрязнения

Показатель	Слой загрязненной ТМ почвы, см				
	0-5	10-15	20-25	50-75	100
Дерново-оподзоленная связнопесчаная (рН_ф = 5,3)					
рН	4,40	4,25	4,15	4,15	4,45
K _c (Cu)	9,6	1,9	2,3	2,2	2,6
K _c (Zn)	77,8	43,5	38,8	14,1	2,3
Луговая аллювиальная супесчаная (рН_ф = 7,6)					
рН	6,40	6,10	5,90	6,20	6,35
K _c (Cu)	13,5	1,9	0,9	1,0	1,0
K _c (Zn)	423,3	259,1	99,8	9,3	1,9
Лугово-черноземная легкосуглинистая (рН_ф = 6,9)					
рН	5,15	5,45	5,8	6,0	6,15
K _c (Cu)	33,9	2,1	1,9	1,2	2,0
K _c (Zn)	657,1	187,3	14,5	1,7	1,5
Чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый (рН_ф = 8,7)					
рН	7,65	8,10	8,10	8,25	8,30
K _c (Cu)	5,2	0,8	0,8	0,7	1,0
K _c (Zn)	73,5	2,4	0,5	0,8	0,6

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) ($K_c(\text{Cu}) = 5,2\text{--}33,9$ и $K_c(\text{Zn}) = 73,5\text{--}657,1$) значительно превышают аналогичные показатели

в нижних (50–100 см) ($K_c(\text{Cu}) = 1,0\text{--}2,6$ и $K_c(\text{Zn}) = 0,6\text{--}2,3$), 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: чернозем типичный среднесмытый тяжело-суглинистый < дерново оподзоленная связнопесчаная < луговая аллювиальная супесчаная < лугово-черноземная легкосуглинистая.

Изучение изменения кислотности почв после загрязнения их ГШ (табл. 2) показало, что во всех слоях исследуемых почв относительно фоновых образцов (pH_f) происходит снижение уровня рН 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): рН 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 способствуют закреплению почвенными частицами их соединений.

Таблица 2 – Значения ПДК_{п.отн.} для ионов меди и цинка в исследуемых почвах после загрязнения

Элементы	ПДК _{п.отн.} В контрольных образцах	Показатель ПДК _{п.отн.} в соответствующем слое загрязненной ТМ почвы, см				
		0–5	10–15	20–25	50–75	100
Дерново-оподзоленная связнопесчаная						
Cu	0,75ПДК	7,18ПДК	1,36ПДК	1,68ПДК	1,68ПДК	1,9ПДК
Zn	0,28ПДК	21,65ПДК	12,1ПДК	10,8ПДК	3,93ПДК	0,65ПДК
Луговая аллювиальная супесчаная						
Cu	0,57ПДК	7,7ПДК	1,1ПДК	0,5ПДК	0,6ПДК	0,6ПДК
Zn	0,08ПДК	33,5ПДК	23,35ПДК	7,9ПДК	0,74ПДК	0,15 ПДК
Лугово-черноземная легкосуглинистая						
Cu	0,89ПДК	3,29ПДК	1,84ПДК	1,69ПДК	1,09ПДК	1,81ПДК
Zn	0,17ПДК	114,6ПДК	32,65ПДК	2,53ПДК	0,3ПДК	0,26ПДК
Чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый						
Cu	7,10ПДК	36,57ПДК	5,54ПДК	5,75ПДК	4,87ПДК	7,08ПДК
Zn	3,12ПДК	229,3ПДК	7,53ПДК	1,59ПДК	2,39ПДК	1,73ПДК

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 ($\text{ПДК}_{\text{п}}(\text{Cu}) = 3$ мг/кг; $\text{ПДК}_{\text{п}}(\text{Zn}) = 23$ мг/кг). В табл. 2 они представлены как значения $\text{ПДК}_{\text{п.отн}}$ ($\text{ПДК}_{\text{п.отн}}$ – рассчитаны как соотношение концентраций Cu^{2+} и Zn^{2+} в загрязненных почвах к их $\text{ПДК}_{\text{п}}$ соответственно). Исследуемые почвы после загрязнения медно-цинковым шламом независимо от глубины слоя характеризуются низким уровнем загрязнения по Cu. По цинку характер загрязнения определяется типом почвы и в тяжелых гумусированных почвах степень загрязнения с увеличением глубины меняется от очень высокого в верхнем слое, испытывающем техногенную нагрузку, до допустимого уровня в нижних.

Проведенный сравнительный морфологический анализ позволил установить наличие зависимости между активностью роста и развития тест-растений (рис. 1) и содержанием ТМ в почве, превышающем их $\text{ПДК}_{\text{п}}$ (табл. 2).

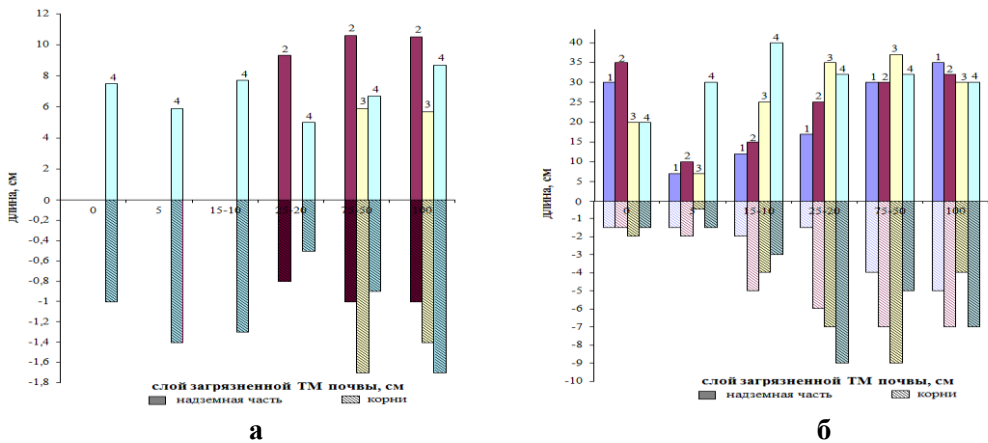


Рис. 1 – Зависимости длины проростков кресс-салата (а) и овса (б) (продолжительность выращивания 30 сут) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмыгтый тяжелосуглинистый

Изменения длины корневой и надземной частей тест-растений (рис. 1) в зависимости от показателя $\text{ПДК}_{\text{п.отн}}$ металлов-токсикантов в почвах (кроме дерново-оподзоленной связнопесчаной для кресс-салата) указывают на отсутствие неблагоприятного фитотоксического воздействия: средняя длина надземной части и корневой системы растений ($L_{\text{оп}}$) сравнима, а в некоторых слоях даже превышает аналогичные показатели в контрольном образце (L_0).

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 дерново-оподзоленной связнопесчаной 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-е 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.

Среди показателей прорастания семян в условиях модельного загрязнения почв ТМ наиболее информативными оказались ростовые показатели [9, 10] – 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 [11], 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.

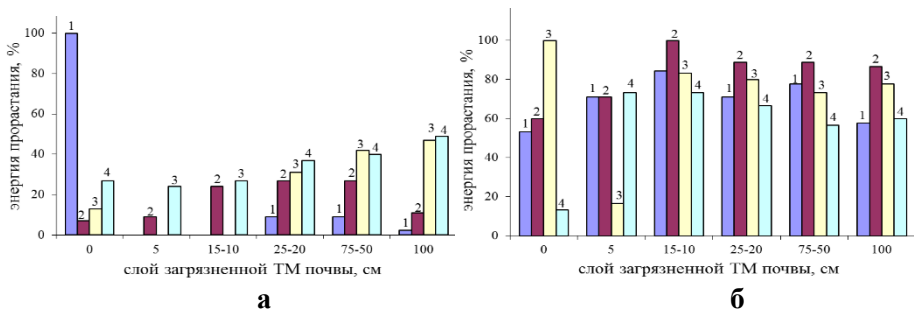


Рис. 2 – Зависимость энергии прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый

В сравнении с контрольными образцами, превышение показателя энергии прорастания для семян овса (рис. 2, б) отмечено практически во всех тестируемых почвах (кроме лугово-черноземной легкосуглинистой). Для кресс-салата аналогичное превышение (рис. 2, а) отмечено в нижних слоях

луговой аллювиальной супесчаной и чернозема типичного среднесмытого тяжелосуглинистого, где кратность превышения, соответственно, составляет 1,3–3,4 и 1,4–1,8.

Следует отметить, что энергия прорастания у семян овса значительно выше, чем у семян кресс-салата. Так, в дерново-оподзоленной связнопесчаной кратность такого превышения составляет 9–23, в луговой аллювиальной супесчаной – 4–6, в лугово-черноземной легкосуглинистой и черноземе типичном среднесмытом тяжелосуглинистом – 2. Это может быть связано с более длительным периодом прорастания семян кресс-салата по сравнению с семенами овса.

Показатель всхожести семян (рис. 3) практически во всех вариантах тестируемых почв также достаточно высокий для обеих тест-растений.

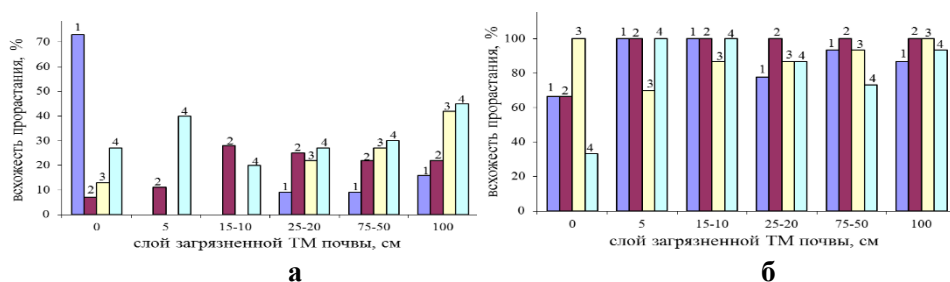


Рис. 3 – Зависимость всхожести прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый

Отмечено наличие заметной зависимости между содержанием ТМ в почве, превышающем ПДК_п, 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 дерново-оподзоленной для кресс-салата). Таким образом, можно отметить, что тестируемые почвы не являются фитотоксичными, а определенное превышение в них показателя ПДК_{п.отн.} 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.

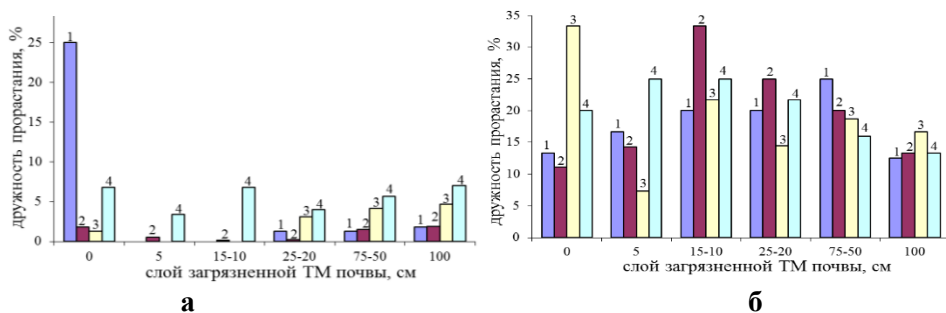


Рис. 4 – Зависимость дружности прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя почвы, загрязненной ТМ: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый

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

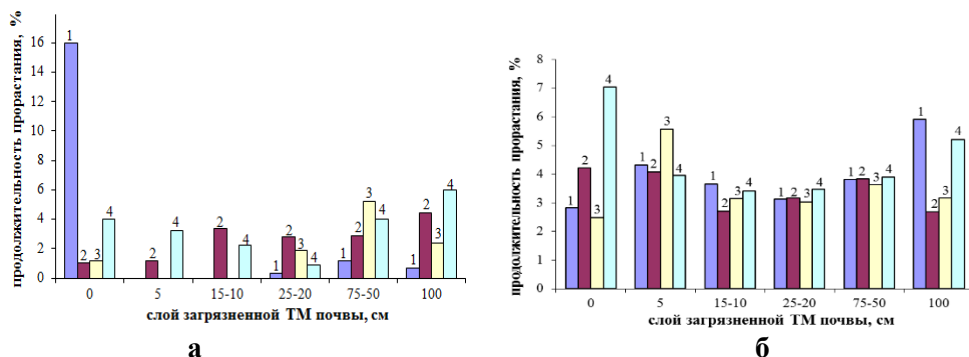


Рис. 5 – Зависимость продолжительности прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый

Продолжительность прорастания (рис. 5) 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 дерново-оподзоленной связнопесчаной в 2 раза и лугово-черноземной легкосуглинистой в 1,3 раза.

Отмеченные выше различия в развитии и росте исследуемых тест-растений (рис. 2–5), очевидно, 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. 2). 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. 2) 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 [5].

Проведенный сравнительный анализ показателей прорастания, роста и развития семян тест-растений со значениями превышения ПДК_{п.отн.} 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, объясняются 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 [11]. 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, эффект стимуляции тест-растений в исследуемых почвах наблюдается, когда значения ПДК_{п.отн.} составляют: в дерново-оподзоленной связнопесчаной для кресс-салата – ПДК_{п.отн.}(Cu) = 0,75ПДК, ПДК_{п.отн.}(Zn) = 0,28ПДК, для овса – ПДК_{п.отн.}(Cu) = 1,36–1,97ПДК, ПДК_{п.отн.}(Zn) = 0,65–12,1ПДК; в луговой аллювиальной супесчаной для кресс-салата – ПДК_{п.отн.}(Cu) = 0,5–1,1ПДК, ПДК_{п.отн.}(Zn) = 0,28ПДК, для овса – ПДК_{п.отн.}(Cu) = 0,6–1,1ПДК, ПДК_{п.отн.}(Zn) = 0,08–23,35ПДК; в лугово-черноземной легкосуглинистой для кресс-салата – ПДК_{п.отн.}(Cu) = 1,09–1,81ПДК, ПДК_{п.отн.}(Zn) = 0,26–0,3ПДК, для овса – ПДК_{п.отн.}(Cu) = 0,89–3,29ПДК, ПДК_{п.отн.}(Zn) = 0,3–114,6ПДК; в черноземе типичном среднесмытом тяжелосуглинистом для кресс-салата – ПДК_{п.отн.}(Cu) = 7,08ПДК, ПДК_{п.отн.}(Zn) = 1,73ПДК, для овса – ПДК_{п.отн.}(Cu) = 5,54–36,57ПДК, ПДК_{п.отн.}(Zn) = 1,59–229,3ПДК.

Также отмечено, что действие меди и цинка имеет различную направленность на активность развития тест-растения. 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. 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, превышающем 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 [11], 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 влияния 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. 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 гумусированных почвах степень загрязнения с увеличением глубины меняется от очень высокого в верхнем слое, испытывающем техногенную нагрузку, до допустимого уровня в нижних;

– 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 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 ЛИТЕРАТУРЫ

1. 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.
2. Даценко В.В. Определение токсических свойств ингредиентов промышленных гальванических отходов / В.В. Даценко // Экология и промышленность. – 2012. – № 2. С. 102–106.
3. Пересадько, Г.О. Маркетингові дослідження екологічних інновацій на ринку поводження з відходами [Текст] / Г.О. Пересадько, М.Г. Громико, С.М. Лукаш // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої пам'яті проф. Балацького О.Ф. «Економічні проблеми сталого розвитку», 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.
4. Голець Н.Ю. Дослідження властивостей профільтраційного екрана полігону відходів / Н.Ю. Голець, М.С. Мальований, Ю.О. Малик // Вісник Національного авіаційного університету: наук. журнал. – К.: Вид-во НАУ. – 2009. – № 3. – С. 123–128.
5. Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов Украины. – К.: Наук. думка, 2002. – 213 с.
6. Ольхович О.П., Мусієнко М.М. Фітоіндикація та фітомоніторинг. – Київ: Фітосоціоцентр, 2005 – 64 с.
7. Подлипский И.И. Аккумулятивная биоиндикация в инженерно-экологических изысканиях / И.И. Подлипский // Инженерные изыскания. – №1. – 2014, – С. 54–63.
8. Даценко В.В. Миграция тяжелых металлов из гальваношламов в почву / В.В. Даценко, Ю.В. Свашенко // Экономика в промышленности. – 2015. – № 2. – С. 35–41.
9. Datsenko V.V. Evaluation of heavy metal complex phytotoxicity / V.V. Datsenko, N.L. Khimenko / Eurasian J Soil Sci. – 2016. – 5 (3). – P. 249–254.
10. 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.
11. 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.

Стаття надійшла до редакції 03.07.2017