

Сравнительный анализ экологического состояния почв вблизи полигонов хранения отходов разного времени функционирования

© 2020. А. С. Олькова¹, к. т. н., доцент, Е. В. Маханова², к. х. н., доцент,

¹Вятский государственный университет,

610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

²Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, д. 133,

e-mail: morgan-abend@mail.ru, elena-makhanova@yandex.ru

Исследование воздействий полигонов хранения отходов на окружающую среду является важной задачей как с социальной, так и с экологической позиций. Целью работы был сравнительный анализ экологического состояния почв вблизи двух полигонов отходов: завершившего своё функционирование после 48 лет работы (г. Киров, Россия) и объекта, действующего с 2007 г. (г. Слободской, Кировская область, Россия). Пробы почв (0–15 см) отбирали на границах санитарно-защитных зон (СЗЗ) и на удалении от них на 1000 м в разных направлениях от объектов. В почвах определяли содержание тяжёлых металлов (ТМ) и устанавливали их токсичность для разных организмов. На участках, удалённых от СЗЗ закрытого полигона, выявлено валовое содержание меди, превышающее установленный норматив; на нескольких участках наблюдалось высокое содержание подвижных форм свинца и кадмия относительно валового содержания (20–50%). На участках вблизи действующего полигона превышений нормативов ТМ не установлено. В биотестах по *Paramecium caudatum* и *Escherichia coli* показана средняя степень токсичности почв длительно работавшего полигона как на границах СЗЗ, так и на расстоянии 1000 м от неё. При исследовании воздействия полигона, принимающего отходы, более токсичными оказались почвы на участках, расположенных ближе к полигону. Токсичность связываем с опасными сочетаниями металлов Cu+Zn и Cu+Ni, выявленными для территорий вблизи двух полигонов. На примере почв вблизи действующего полигона показана зависимость угнетения роста корня (контактный метод, *Lepidium sativum*) от содержания подвижных форм меди и цинка, $r = -0,6$ и $r = -0,97$ соответственно. Таким образом, экологическое состояние почв в зоне потенциального влияния старейшего полигона твёрдых бытовых отходов (ТБО) г. Кирова близко по многим характеристикам к почвам действующего полигона ТБО г. Слободского.

Ключевые слова: полигон твёрдых бытовых отходов, тяжёлые металлы, совместное действие веществ, биотестирование, *Paramecium caudatum*, *Escherichia coli*, *Lepidium sativum*.

Comparative analysis of the ecological state of soils near waste landfills of different periods of operation

© 2020. A. S. Olkova¹ ORCID: 0000-0002-5798-8211[†]

E. V. Mahanova² ORCID: 0000-0002-6611-8349[†]

¹Vyatka State University,

36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

²Vyatka State Agricultural Academy,

133, Oktyabrsky Prospekt, Kirov, Russia, 610017,

e-mail: morgan-abend@mail.ru, elena-makhanova@yandex.ru

The study of the impact of waste storage sites on the environment is an important task from both a social and an environmental standpoint. The aim of the work was a comparative analysis of the ecological state of soils near two waste landfills: one of them completed its functioning after 48 years of operation (Kirov, Russia), and another object is operating now since 2007 (Slobodskoy, Russia). Areas of soil sampling (0–15 cm) were located at the boundaries of the sanitary protection zones (SPZ) and at a distance of 1000 m from them. We determined the content of heavy metals (HM) in soils and established the toxicity of soils for different organisms. In areas remote from the sanitary zone of the closed landfill, we identified a gross copper content exceeding the established standard; at several sites, we observed a high content of mobile forms of lead and cadmium compared to the gross content (20–50%). We did not find any excess of HM standards in the areas near the existing landfill. We carried out a bioassay on changes in the chemotaxis of *Paramecium caudatum* and bioluminescence of *Escherichia coli* (strain M-17). The soils near the closed landfill were moderately toxic at the boundaries of the SPZ and at a distance of 1000 m. The soils in the area affected by the working landfill were more toxic in the areas located closer to the waste storage site. We explain the toxicity of soils due to the dangerous combination of

the metals Cu+Zn and Cu+Ni, which is shown for areas near two landfills. Using the example of soils near the existing landfill, we showed the dependence of the inhibition of root growth (contact method, *Lepidium sativum*) on the content of mobile forms of copper and zinc, $r = -0.6$ and $r = -0.97$, respectively. Thus, the soils in the zone of potential influence of the oldest solid waste landfill in Kirov and the existing landfill in Slobodskoy are in a similar ecological state.

Keywords: solid waste landfill, heavy metals, combined action of substances, bioassay, *Paramecium caudatum*, *Escherichia coli*, *Lepidium sativum*.

По разным оценкам, в результате деятельности одного человека в день образуется от 0,5 до 4,5 кг твёрдых отходов [1, 2]. Основная масса твёрдых бытовых отходов (ТБО) складывается на специально оборудованных полигонах. Известно, что несмотря на внедрение природоохранных мер при организации таких полигонов, загрязнение окружающей среды (ОС) формируется как на территории хранения отходов, так и за пределами полигонов [3, 4]. Обсуждаются проблемы не только действующих свалок и полигонов, но и закрытых объектов, которые продолжают быть источниками загрязнения ОС [6, 7].

Значительная часть органических составляющих ТБО может подвергаться естественной биодеструкции. Полимерные компоненты крайне медленно разрушаются, что приводит к физическому загрязнению территории и длительному выводу её из хозяйственного использования. Возрастает масса отходов, которые становятся источниками тяжёлых металлов (ТМ) в ОС. Считается, что большая часть ТМ, содержащихся в ТБО, остаётся на полигоне, так как их миграция ограничена за счёт анаэробных условий в толще захоронений, а также сорбции на частицах почвы, образовании прочных хелатных комплексов с неорганическими и органическими лигандами [7–9]. В то же время показано, что загрязнение почвы вследствие действия полигона отходов для многих металлов распространяется не только в поверхностных почвенных горизонтах, но и вглубь [5]. Поэтому наблюдение за накоплением ТМ в почве зон потенциального влияния полигонов ТБО и оценка токсичности почв, как следствия этого процесса, является актуальной научной задачей.

Целью нашей работы был сравнительный анализ экологического состояния почв вблизи полигона ТБО, завершившего своё функционирование, и действующего полигона.

Материалы и методы исследования

Исследовали пробы почв, отобранные в 2018 г. вблизи полигонов ТБО г. Кирова (1,5 км южнее пос. Костино) и г. Слободского (д. Ерусалим). Полигон, принимавший ТБО

г. Кирова, был открыт в 1972 г. с расчётным сроком эксплуатации в 20 лет. В 2020 г. он выведен из эксплуатации, территория находится на рекультивации [10]. Полигон вблизи г. Слободского действует относительно недавно – с 2007 г., его расчётный объём складирования отходов составляет 246,6 тыс. м³, тогда как на полигоне г. Кирова (пос. Костино) накоплено более 30 млн м³ ТБО. Оба полигона находятся в одинаковых природно-климатических условиях Европейского Северо-Востока.

Пробы почв отбирали на границах санитарно-защитных зон (СЗЗ) и за их пределами. Установленные размеры СЗЗ для двух полигонов – 500 м. Участки отбора проб вблизи закрытого полигона находились на северной и южной границе СЗЗ, а также на расстоянии 1000 м от СЗЗ в этих же направлениях. При исследовании состояния почв действующего полигона принцип расположения участков был аналогичным, но в северо-восточном и юго-западном направлениях. Территории пробоотборных площадей безлесные, тип почв – дерново-подзолистый. Отбирали смешанные пробы почв с площади 25 м² [11]. Пробоподготовку вели в соответствии с используемыми далее методиками измерений.

В образцах определяли содержание ТМ – валовое и подвижное [12]. Устанавливали токсичность водных вытяжек из почв двумя экспресс-методами: по изменению хемотаксиса инфузорий *Paramecium caudatum* и биолюминесценции бактериального препарата на основе *Escherichia coli* [13, 14]. Кроме этого, проводили фитотестирование образцов контактным и элюатным методом по длине корней и побегов кресс-салата *Lepidium sativum* [15].

Полученные результаты подвергали математической обработке с дальнейшим представлением данных в виде $M \pm S$, где M – среднее арифметическое, S – стандартное отклонение. Достоверность различий оценивали по критерию Стьюдента с учётом уровней значимости (p), вычисленных для двух сравниваемых значений. Для подтверждения или опровержения взаимосвязи полученных характеристик почвы вычисляли коэффициент корреляции Пирсона r . Для расчётов использовали программу Microsoft Excel.

Результаты и обсуждение

Содержание тяжёлых металлов в исследуемых образцах сравнивали с установленными нормативами для почв [16]. В таблице 1 отмечены не только превышения ПДК, но и концентрации ТМ, кратность которых равна или превышает 0,5 ПДК (табл. 1). Такие уровни накопления ТМ имеют значение для формирования экологического статуса почв, особенно, если наблюдается одновременное загрязнение соединениями нескольких металлов [17].

Превышения нормативов содержания ТМ в почве территорий потенциального влияния закрытого полигона были установлены только для валовой формы меди на площадках, удалённых от СЗЗ на 1000 м. В южном направлении превышение ПДК составило 1,6 раза, а в северном – установленная валовая концентрация меди оказалась равна нормативу (55 мг/кг). При этом на участках, расположенных ближе к полигону, – на границе СЗЗ, содержание меди не достигало ПДК, но превышало половину норматива. Медь имеет высокую способность к комплексообразованию с органическими лигандами – в водных моделях до 65% [18]. Это снижает биодоступность меди для живых организмов, но позволяет ей мигрировать в виде растворимых органоминеральных комплексов.

На участке, расположенном в 1000 м от южной границы СЗЗ, отмечено, что валовое содержание никеля и свинца, а также содержание подвижных форм свинца превышает 0,5 ПДК. При этом наблюдается высокое содержание подвижного свинца относительно его валового содержания в пробе (56,4%). При анализе соотношения валового содержания кадмия и концентрации его подвижных форм в почвенных пробах также оказалось, что доля лабильных соединений данного элемента высока: от 20 до 50% от общего содержания. Такая ситуация характерна для антропогенного загрязнения почвенного покрова [19].

В зоне потенциального влияния действующего полигона около г. Слободского также обращает на себя внимание накопление меди (табл. 2). Превышений нормативов не установлено, однако на всех участках валовое содержание меди было больше 0,5 ПДК. Этот условный предел достигнут также для валового содержания цинка и никеля на границе СЗЗ в юго-западном направлении. Содержание никеля на расстоянии 1000 м от СЗЗ снижается незначительно и остаётся выше 0,5 ПДК.

Полученные нами данные согласуются с результатами работы [20], в которой показано наиболее значительное загрязнение почвы соединениями Cu, Zn и Pb в районе хранения ТБО. На первом месте по накоплению в почве можно расположить медь. Это характерная

Таблица 1 / Table 1

Содержание валовых и подвижных форм металлов в почвах (мг/кг) вблизи полигона ТБО г. Кирова (2018 г.)
Content of gross and mobile forms of metals in soils (mg/kg) near the Kirov landfill (2018)

Металл Metal		Участок отбора / Selection site			
		500 м от полигона – северная граница СЗЗ 500 m from the landfill – the northern border of the SPZ	1000 м от северной границы СЗЗ 1000 m from the northern border of the SPZ	500 м от полигона – южная граница СЗЗ 500 from the landfill – southern border of the SPZ	1000 м от южной границы СЗЗ 1000 m from the southern border of the SPZ
Cu	1	36±8	55±13	37±8	90±21
	2	1,23±0,28	0,53±0,12	0,45±0,13	1,09±0,25
Zn	1	16±5	30±10	18±6	51±17
	2	2,0±0,7	1,9±0,6	0,70±0,23	2,3±0,8
Pb	1	8,2±1,7	6,9±1,5	17,8±3,7	7,8±4,6
	2	1,24±0,26	0,63±0,16	0,55±0,14	4,4±0,9
Cd	1	0,31±0,08	0,36±0,09	0,3±0,08	0,44±0,11
	2	0,15±0,04	0,110±0,033	0,115±0,034	0,090±0,027
Ni	1	17±5	28±8	23±7	58±16
	2	0,53±0,22	0,33±0,14	0,35±0,15	0,43±0,18

Примечание: 1 – валовое содержание металла в пробе почвы, 2 – содержание подвижных форм металлов в пробе почвы; выделение жирным шрифтом – кратность ПДК ≥ 0,5, выделение жирным шрифтом и курсивом – кратность ПДК ≥ 1.

Note: 1 – gross metal content in a soil sample, 2 – content of mobile forms of metals in a soil sample; boldface – excess of MPC ≥ 0.5, bold and italic – excess of MPC ≥ 1.

Таблица 2 / Table 2

Содержание валовых и подвижных форм металлов в почвах (мг/кг) вблизи полигона ТБО г. Слободского (2018 г.) / Content of gross and mobile forms of metals in soils (mg/kg) near the waste landfill in Slobodskoy (2018)

Металл Metal	Участок отбора / Selection site				
	500 м от полигона – северо-восточная граница СЗЗ 500 m from the landfill – north-eastern border of the SPZ	1000 м от северо-восточной границы СЗЗ 1000 m from the north-eastern border of the SPZ	500 м от полигона – юго-западная граница СЗЗ 500 from the landfill – south-western border of the SPZ	1000 м от юго-западной границы СЗЗ 1000 m from the south-western border of the SPZ	
Cu	1	37±7	35±8	25±6	25±6
	2	0,92±0,21	0,57±0,13	1,20±0,28	1,18±0,27
Zn	1	0,48±0,21	24±8	62±20	44±14
	2	14±5	0,71±0,24	1,5±0,5	2,8±0,9
Pb	1	3,4±0,7	5,0±1,0	7,8±1,6	5,1±1,2
	2	0,55±0,14	0,31±0,08	0,46±0,11	0,52±0,13
Cd	1	0,25±0,06	0,34±0,08	0,36±0,09	0,24±0,06
	2	< 0,01	0,060±0,018	0,14±0,04	0,125±0,038
Ni	1	20±6	26±7	60±17	49±14
	2	0,46±0,19	0,48±0,20	1,16±0,32	1,07±0,3

Примечание / Note: см. таблицу 1/see table 1.

особенность воздействия хранения бытовых отходов на прилегающие к полигонам почвы. Например, в нашем исследовании урбанозёмов г. Кирова, напротив, накопления меди и никеля не было выявлено [19].

Таким образом, для полигона, завершившего функционирование, выявлена опасность совместного действия меди и свинца, а для действующего полигона отмечено совместное присутствие меди и цинка, а также меди и никеля в концентрациях, превышающих 0,5 ПДК. Поэтому, несмотря на отсутствие высоких уровней загрязнения ТМ, их выявленные сочетания могут привести к негативным эффектам со стороны живых организмов. Например, уровень токсичности цинка и меди, а также цинка и никеля в пять раз больше, чем их сумма [17].

Оценка токсичности почвенных образцов была проведена с использованием тестов, учитывающих предлетальные реакции организмов, что в большинстве случаев повышает чувствительность методов [21].

Большинство водных вытяжек из почв, отобранных вблизи закрытого полигона отходов (г. Киров), оказалось токсичными для *P. caudatum* и *E. coli*. В том числе образцы, отнесённые к I группе токсичности, по своим фактическим индексам токсичности близки ко II группе, кроме пробы с участка в 1000 м от южной границы СЗЗ (табл. 3).

Вблизи полигона, действующего относительно недавно – с 2007 г., ситуация отлича-

лась тем, что токсичность почв, удалённых от СЗЗ, была в целом ниже, чем почв, отобранных на границах защитной зоны.

Известно, что на токсичность водных вытяжек из почв влияют в основном подвижные формы элементов, обладающие повышенной биодоступностью [23]. Был проведён корреляционный анализ зависимости между содержанием подвижных форм металлов и токсичностью для двух микроорганизмов. На примере образцов, отобранных вблизи полигона, завершившего функционирование, показан высокий уровень взаимосвязи между концентрацией подвижного свинца и снижением хемотаксиса инфузорий ($r = 0,95$), а также содержанием подвижного кадмия и угнетением биолюминесценции бактерий ($r = 0,91$). Однако эти закономерности не проявились при аналогичном анализе, выполненном для проб действующего полигона (г. Слободской). Связываем это со сложными эффектами, происходящими при совместном действии веществ.

В целом, по результатам биотестирования можно сделать заключение, что накопившиеся вблизи полигонов ТБО соединения ТМ могут негативно влиять на наиболее чувствительные живые организмы, несмотря на невысокий общий уровень загрязнения.

Оценка фитотоксичности почвенных образцов, отобранных в зоне потенциального воздействия двух полигонов ТБО, была прове-

дена с использованием кресс-салата (*Lepidium sativum*) контактным и элюатным методами. Параллельно тестировали почвенные образцы (контактный метод) и водные вытяжки из них (элюатный метод). В качестве контроля использовали прокалённый речной песок для контактного метода и дистиллированную воду – для элюатного метода. Погрешность результатов не превышала 25% в соответствии с используемой методикой измерений. Полученные результаты отражены на рисунках 1 и 2.

Почвы, отобранные вблизи закрытого полигона (г. Киров), по результатам фитотестов являются не токсичными. Полученные почвенные водные вытяжки вызывали стимуляцию роста корня кресс-салата в 2 и более раза ($p < 0,05$). Показатели длины побега также были больше контроля при тестировании всех проб, но без значимой разницы ($p > 0,05$). Проращивание семян непосредственно на исследуемой почве, контактным методом, приводило к стимуляции корня и побега только

Таблица 3 / Table 3

Характеристика почвенных образцов действующего полигона ТБО и завершившего функционирование / Characteristics of soil samples from a working waste landfill and a non-working waste landfill

Полигон Landfills	Участок отбора пробы Selection site	Кратность ПДК Excess of MPC		Результаты биотестирования The results of the bioassay	
		валовая форма ТМ gross form НМ	подвижная форма ТМ movable form НМ	<i>P. caudatum</i>	<i>E. coli</i>
Закрытый полигон ТБО (г. Киров) Closed landfill (Kirov)	500 м от полигона – северная граница СЗЗ 500 m from the landfill – northern border of the SPZ	Cu 0,65	–	0,37±0,08 I группа I group	56,9±3,8 III группа III group
	1000 м от северной границы СЗЗ 1000 m from the northern border of the SPZ	Cu 1,0	–	0,41±0,08 II группа II group	35,8±1,1 II группа II group
	500 м от полигона – южная граница СЗЗ 500 m from the landfill – southern border of the SPZ	Cu 0,67 Pb 0,59	–	0,39±0,08 I группа I group	42,0±0,9 II группа II group
	1000 м от южной границы СЗЗ 1000 m from the southern border of the SPZ	Cu 1,64 Zn 0,51 Ni 0,68	Pb 0,73	0,61±0,12 II группа II group	0 I группа I group
Действующий полигон ТБО (г. Слободской) Operating waste landfill (Slobodskoy)	500 м от полигона – северо-восточная граница СЗЗ 500 m from the landfill – north-eastern border of the SPZ	Cu 0,56	–	0,33±0,07 I группа I group	85,9±1,6 III группа III group
	1000 м от северо-восточной границы СЗЗ 1000 m from the north-eastern border of the SPZ	Cu 0,64	–	0,32±0,1 I группа I group	0 I группа I group
	500 м от полигона – юго-западная граница СЗЗ 500 m from the landfill – south-western border of the SPZ	Cu 0,50 Zn 0,62 Ni 0,71	–	0,13±0,05 I группа I group	62,3±1,7 III группа III group
	1000 м от юго-западной границы СЗЗ 1000 m from the south-western border of the SPZ	Cu 0,50 Ni 0,58	–	0,43±0,18 II группа II group	13,8±1,0 I группа I group

Примечание: «–» – значение не достигало 0,5 ПДК. Степень токсичности: I – допустимая, II – умеренная (средняя), III – высокая.

Note: “–” – the value did not reach 0.5 MPC. Degree of toxicity: I – permissible, II – moderate (medium), III – high.

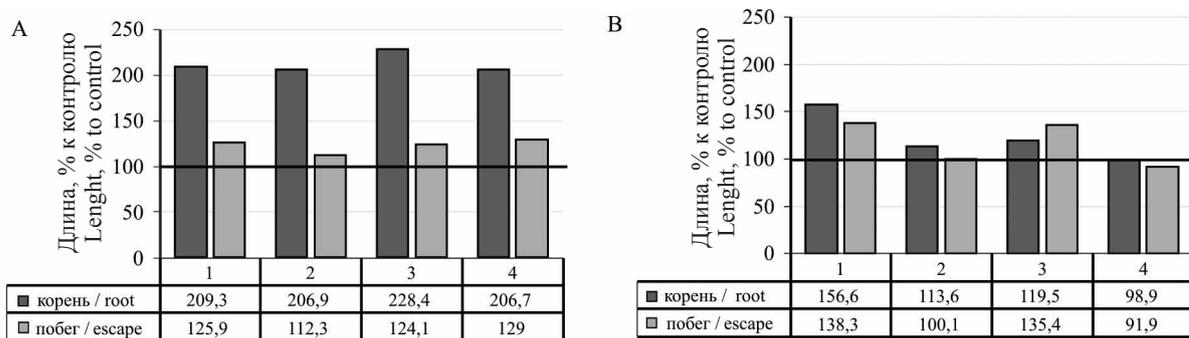


Рис. 1. Результаты фитотестирования почв на границе и за пределами СЗЗ закрытого полигона ТБО (г. Киров): А – результаты, полученные элюатным методом, В – результаты, полученные контактным методом. Прямой чертой обозначен контроль (100%). Участки: 1 – 500 м от полигона – северная граница СЗЗ, 2 – 1000 м от северной границы СЗЗ, 3 – 500 м от полигона – южная граница СЗЗ, 4 – 1000 м от южной границы СЗЗ

Fig. 1. Results of phytotesting of soils at the border and outside the SPZ of the closed solid waste landfill (Kirov): A – results obtained by the eluate method, B – results obtained by the contact method. The straight line indicates control (100%). Sites: 1 – 500 m from the landfill – the northern border of the SPZ, 2 – 1000 m from the northern border of the SPZ, 3 – 500 m from the landfill – the southern border of the SPZ, 4 – 1000 m from the southern border of the SPZ

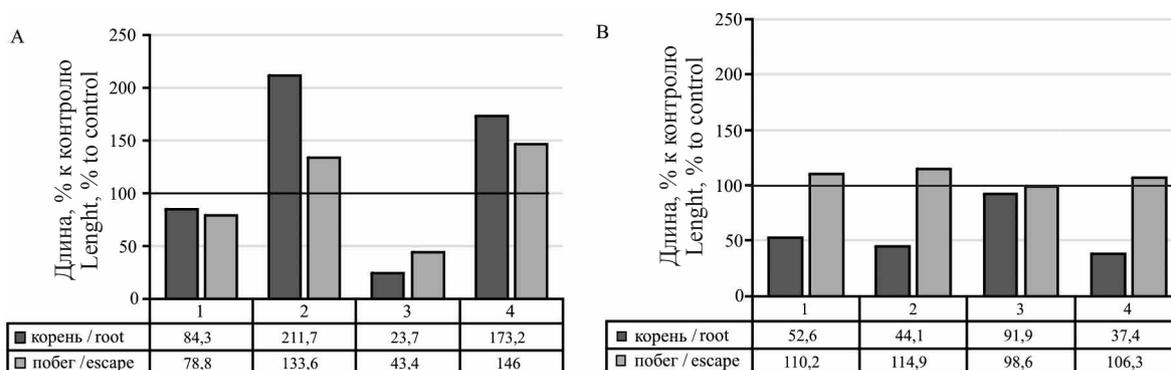


Рис. 2. Результаты фитотестирования почв на границе и за пределами СЗЗ действующего полигона ТБО (г. Слободской). Условные обозначения: см. рисунок 1. Участки: 1 – 500 м от полигона – северо-восточная граница СЗЗ, 2 – 1000 м от северо-восточной границы СЗЗ, 3 – 500 м от полигона – юго-западная граница СЗЗ, 4 – 1000 м от юго-западной границы СЗЗ

Fig. 2. Results of phytotesting of soils on the border and outside the SPZ of the operating solid waste landfill (Slobodskoy). Legend: see Figure 1. Sites: 1 – 500 m from the landfill - north-eastern border of the SPZ, 2 – 1000 m from the north-eastern border of the SPZ, 3 – 500 m from the landfill – south-western border of the SPZ, 4 – 1000 m from the south-western border of the SPZ

в пробах, взятых на границах СЗЗ. Результаты для почв с удалённых участков были близки к контрольным данным, с недостоверной тенденцией к угнетению показателя токсичности.

При фитотестировании образцов, отобранных вблизи действующего полигона (г. Слободской), показано, что водные вытяжки почв с участков на границе СЗЗ угнетали рост как корня, так и побега кресс-салата ($p < 0,05$ для участка в юго-западном направлении). При удалении от границы СЗЗ на 1000 м такого эффекта уже не отмечали.

Вновь при сравнении результатов контактного и элюатного фитотестирования для

большинства проб наблюдали более значительное снижение ростовой активности корней и побегов при непосредственном контакте семян с почвой. В итоге по результатам контактного фитотеста по показателю угнетения роста корня токсичными оказались пробы почв, взятые на границе СЗЗ по двум направлениям и одна проба, удалённая от СЗЗ в юго-западном направлении.

Сравнительный анализ данных, полученных двумя способами проведения эксперимента, позволяет сделать вывод о том, что контактный фитотест чувствительнее, чем элюатный. Корреляционный анализ за-

висимости средних длин корней и побегов от содержания подвижных форм ТМ в пробах почв это подтверждает. Например, коэффициент Пирсона при сравнении содержания меди и показателя «длина корня», полученного элюатным методом, $r = 0,09$, тогда как контактный метод показал обратную зависимость с коэффициентом $r = -0,6$. Также контактным методом выявлена взаимосвязь уменьшения длины корня и содержания в почве подвижных форм цинка, $r = -0,97$.

Полученные данные свидетельствуют о проявлении эффектов веществ, которые в силу своих физико-химических свойств не переходят в водную вытяжку, но способны оказать действие на организмы при прямом контакте. Большая чувствительность контактных методов биотестирования отмечается и другими учёными с предложением увеличивать время контакта почвы с водой до 12–24 ч, как это принято в зарубежной практике фитотестирования [24].

Заключение

По комплексу проведённых анализов, почвы, прилегающие к полигонам, находятся в удовлетворительном состоянии. На большинстве обследованных участков отмечается накопление меди, однако установленный норматив превышен в единичных случаях. Для нескольких участков вблизи закрытого полигона г. Кирова показаны высокие доли подвижных форм свинца и кадмия. Большинство проб, отобранных вблизи этого старейшего полигона г. Кирова, являлись среднетоксичными в тестах по реакциям *P. caudatum* и *E. coli*, что, вероятно, также связано с совместным действием таких металлов, как медь, цинк, свинец и никель, обнаруженных в концентрациях, превышающих 0,5 ПДК. Токсичность образцов почв, приуроченных к полигону г. Слободского, действующему 13 лет, была выше на границе СЗЗ и снижалась при удалении от неё.

Только по показателям фитотоксичности по результатам контактного теста пробы почв с участков вблизи действующего полигона оказались более токсичными, чем пробы с территорий вблизи закрытого полигона. Это может быть связано с другими видами загрязнений, определение которых не входило в задачи работы.

В целом, несмотря на значительный срок эксплуатации и превышение его расчётного срока, старейший полигон ТБО г. Кирова (пос. Костино) оказывает воздействие на почвен-

ный покров прилегающих территорий, сопоставимое с влиянием объекта, работающего на 30 лет меньше и в менее интенсивном режиме. Этот факт не уменьшает экологических проблем земель, занятых самим полигоном. Также остаётся открытым вопрос о воздействии полигонов ТБО на грунты, находящиеся под плодородным слоем почвы, а также на подземные воды.

References

1. Bakare A.A., Mosuro A.A., Osibanjo O. An *in vivo* evaluation of induction of abnormal sperm morphology in mice by landfill leachates // Mutation Research-Genetic Toxicology and Environmental. 2005. V. 582. P. 28–34. doi: 10.1016/j.mrgentox.2004.12.007
2. Wanwari S., Ghosh P., Das M.T., Thakur I.S. *In vitro* toxicity evaluation of organic extract of landfill soil and its detoxification by indigenous pyrene-degrading *Bacillus* sp. ISTPY1 // International Biodeterioration & Biodegradation. 2014. V. 90. P. 145–151.
3. El-Fadel M., Findikakis A.N., Leckie J.O. Environmental impacts of solid waste landfilling // Journal of Environmental Management. 1997. V. 50. P. 1–25. doi: 10.1006/jema.1995.0131
4. Kaliaskarova Z.K., Aliyeva Z.N., Ikanova A.S., Negim E.S.M. Soil pollution with heavy metals on the land of the karasai landfill of municipal solid waste in almaty city // News of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan-Series of Geology and Technical Sciences. 2019. V. 6. P. 256–267. doi: 10.32014/2019.2518-170X.177
5. Othman R., Latiff N.H.M., Baharuddin Z.M., Hashim K.S.H.Y., Mahamod L.H.L.H. Closed landfill heavy metal contamination distribution profiles at different soil depths and radiuses // Applied Ecology and Environmental Research. 2019. V. 17. No. 4. P. 8059–8067. doi: 10.15666/aeer/1704_80598067
6. Wong M.H., Chan Y.S.G., Zhang C., Wang-Wai N.C. Comparison of pioneer and native woodland species growing on top of an engineered landfill, Hong Kong: restoration program // Land Degradation & Development. 2015. V. 27. No. 3. P. 500–510. doi: 10.1002/ldr.2380
7. Oygard J.K., Mage A., Gjengedal E. Estimation of the mass-balance of selected metals in four sanitary landfills in Western Norway, with emphasis on the heavy metal content of the deposited waste and the leachate // Water Research. 2004. V. 38. P. 2851–2858. doi: 10.1016/j.watres.2004.03.036
8. Riber C., Fredriksen G.S., Christensen T.H. Heavy metal content of combustible municipal solid waste in Denmark // Waste Management & Research. 2005. V. 23. P. 126–132. doi: 10.1177/0734242X05051195
9. Bozkurt S., Moreno L., Neretnieks I. Long term fate of organics in waste deposits and its effect on metal

release // Science of the Total Environment. 1999. V. 228. P. 135–152.

10. Resolution of the Kirov City Administration No. 1543-p dated 07.15.2020 “On the closure of the municipal waste landfill at the address of the Kirov city municipal entity, Oktyabrsky District, 1,5 km south of the village Kostino, ur. Shepilovs” [Internet resource] https://www.admkirov.ru/upload/iblock/1b0/kss500_20200716_16463102.pdf (Accessed: 2.10.2020) (in Russian).

11. State standard 17.4.3.01–83. Protection of Nature. Soils. General requirements for sampling [Internet resource] <http://docs.cntd.ru/document/1200012800> (Accessed: 2.10.2020) (in Russian).

12. Federal Register 1.31.2012.13573. Methods for measuring the mass fractions of toxic metals in soil samples by the atomic absorption method. Moskva, 2012. 16 p. (in Russian).

13. Federal Register 1.39.2015.19243. Methods for determining the toxicity of soil samples, bottom sediments and sewage sludge by the express method using a device of the Biotester series. Sankt-Peterburg: OOO SPEKTR-M, 2015. 24 p. (in Russian).

14. Environmental regulations of the Federation T 14.1:2:3:4.11-04. T 16.1:2:3:3.8-04. Methods for determining the integral toxicity of surface, including sea, ground, drinking, waste water, water extracts of soils, waste, sewage sludge on the basis of changes in bacterial bioluminescence with the test system “Ekolyum”, 2010. Moskva: OOO “Nera-S”, 2010. 30 p. (in Russian).

15. Federal Register 1.39.2006.02264. Methods for measuring the germination of seeds and the length of roots of seedlings of higher plants to determine the toxicity of technogenically contaminated soils (“contact” method). Moskva, 2006. 30 p. (in Russian).

16. Maximum permissible concentration (MPC) and approximate permissible concentration (APC) of chemicals in the soil. Hygienic standards. GN 2.1.7.2041-06, GN 2.1.7.2042-06 // Bulletin of normative acts of federal executive bodies, No. 10, 03/06/2006, official publication: Collection. Moskva: Federal'nyy centr gigieny i epidemiologii Rospotrebnadzora, 2006. 15 p. (in Russian).

17. Arystovskaya T.V., Tuivarzin G.A. Biochemistry of the minor elements in soil // Soil Biochemistry. N.Y.: Dekker, 1971. V. 2. 408 p.

18. Moiseenko T.I., Dauval'ter V.A., Rodyushkin I.V. Mechanisms of the cycle of natural and anthropogenic metals in the surface waters of the Subarctic // Vodnye resursy. 1998. V. 25. No. 2. P. 231–243 (in Russian).

19. Ol'kova A.S., Berezin G.I., Ashihmina T.Ya. Assessment of the state of soils in urban areas by chemical and ecological-toxicological methods // Povolzhskiy ekologicheskiy zhurnal. 2016. No. 4. P. 411–423 (in Russian).

20. Bahaa-Eldin E.A.R., Yusoff I., Abdul Rahim S., Wan Zuhairi W.Y., Abdul Ghani M.R. Heavy metal contamination of soil beneath a waste disposal site at Dengkil, Selangor, Malaysia // Soil and Sediment Contamination. 2008. V. 17. P. 449–466. doi: 10.1080/15320380802304342

21. Olkova A.S. Modern trends in the development of the methodology of bioassay aquatic environments // Theoretical and Applied Ecology. 2018. V. 3. P. 19–26. doi: 10.25750/1995-4301-2018-3-019-026

23. Terekhova V.A. Soil bioassay: problems and approaches // Eurasian Soil Science. 2011. V. 44. No. 2. P. 173–179. doi: 10.1134/S1064229311020141

24. Pukal'chik M.A., Terekhova V.A., Vavilova V.M., Karpuhin M.M. Comparison of eluate and contact biotesting methods in the assessment of soils contaminated with heavy metals (metalloids) // Pochvovedenie. 2019. No. 4. P. 507–514 (in Russian).