

География

УДК 550.42:504.064.2.001.18

ИДЕНТИФИКАЦИЯ ИСТОЧНИКОВ ПОТЕНЦИАЛЬНО ТОКСИЧНЫХ
ЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ ПРИ РАЗРАБОТКЕ КОРЕННЫХ
МЕСТОРОЖДЕНИЙ АЛМАЗОВ

А. Г. ГОЛОЛОБОВА *, Я. Б. ЛЕГОСТАЕВА **

*Институт геологии алмаза и благородных металлов,
Сибирское отделение РАН (ИГАБМ СО РАН), Якутск, Россия*

В работе рассмотрено содержание восьми потенциально токсичных элементов (Mn, Ni, Co, Cr, Pb, Zn, Cd, As) в почвах, сформированных на территории промышленной площадки Удачнинского горно-обогатительного комбината (УГОК), расположенного в Западной Якутии (Россия). Для определения экологических рисков загрязнения почв рассчитан индекс потенциального экологического риска *RI*. Концентрации потенциально токсичных элементов уменьшались в следующем порядке: Mn > Ni > Zn > Co > Pb > Cr > As > Cd. 19,51% исследуемой территории характеризовались высоким потенциальным экологическим риском по Mn и Ni. Остальные элементы отличались низким потенциальным экологическим риском (4,87%). Наибольшее влияние на загрязнение почв оказывают районы, расположенные около карьеров трубок “Удачная” и “Зарница”, хвостохранилищ и площадки разгрузки высокоминерализованных вод на поверхность ландшафта.

<https://doi.org/10.46991/PYSUC.2025.59.2.225>

Keywords: soil pollution, potentially toxic elements, mobile forms, kimberlite field, mining and processing division, Yakutia.

Введение. В последние годы горнодобывающая промышленность стала причиной серьезных экологических проблем [1]. Горнодобывающие работы, которые охватывают добычу полезных ископаемых и руд как под землей, так и на поверхности, сопровождаются ухудшением состояния окружающей среды, загрязнением и связанными с этим заболеваниями из-за выброса определенных микроэлементов в окружающую среду [2]. Среди различных химических загрязнителей микроэлементы, особенно те, которые являются потенциально токсичными (ПТЭ), представляют значительный экологический риск из-за стойкости их соединений, неразлагаемости, высокой биоаккумуляции и токсичности [3]. На концентрацию ПТЭ в почвах влияют два основных источника: естественный фон, являющийся компиляцией природно-геологических условий, и антропогенное воздействие [4, 5]. Первый источник в

* E-mail: nuta0687@mail.ru

** E-mail: ylego@mail.ru

основном исходит из природных материалов гипергенеза горных пород. Второй – это результат интенсивной деятельности человека. Наиболее существенное воздействие на окружающую среду оказывают открытые горные работы, например, открытая разработка коренных месторождений алмазов, которые сопровождаются рядом масштабных геомеханических нарушений. К ним относятся создание выработок, карьеров, образование отвалов, которые вызваны аэродинамическими нарушениями, а также изменение режима водоемов, гидрогеологические нарушения [6, 7]. Литосфера наиболее подвержена негативному воздействию, при этом образование карьеров и отвалов и т.д. приводит к трансформации рельефа с образованием новых форм. Опосредованное влияние на все компоненты экосистемы с проявлением техногенных геохимических аномалий в почвах, растительном покрове, водной среде [8–10]. Общеизвестно, что почва является значительным геохимическим поглотителем различных загрязняющих веществ, выступая в качестве канала для их переноса в атмосферу, гидросферу и биомассу [11–13]. Поэтому исследования почвенного покрова с оценкой геоэкологических рисков, связанных с концентрацией и мобилизацией ПТЭ, будут актуальны многие годы.

Для проведения данного исследования поставлены следующие цели: 1) изучить содержание и распределение ПТЭ в почвах исследуемой территории; 2) оценить потенциальный экологический риск ПТЭ; 3) определить связь между ПТЭ и возможными источниками с использованием корреляционного анализа, иерархического кластерного анализа и положительной матричной факторизации (ПМФ). Ожидается, что результаты данного исследования послужат основой для разработки политики, направленной на снижение загрязнения ПТЭ в горнодобывающих регионах и смягчения связанных с этим рисков для здоровья местных сообществ.

Материалы и методы исследования.

Характеристика природно-климатических условий. Район исследований расположен на северо-западе Якутии (северо-восток России) в центральной части Далдыно-Алакитского горнорудного района, в пределах Далдынского кимберлитового поля ($N 66^{\circ}25'47''$, $E 112^{\circ}24'07''$).

Далдынское кимберлитовое поле охватывает одно из крупнейших промышленных предприятий Якутии – Удачнинский горно-обогатительный комбинат (УГОК) АК “АЛРОСА”, который работает с 1971 г. В настоящее время УГОК занимается разработкой двух коренных месторождений алмазов – кимберлитовых трубок “Удачная” и “Зарница” [14, 15].

Далдыно-Алакитский район находится в зоне сплошного распространения и близкого залегания многолетнемерзлых пород. Климат территории характеризуется резкой континентальностью, среднегодовая температура $12,7^{\circ}\text{C}$. Амплитуда максимума и минимума среднемесячных данных колеблется от $-41,6$ до $14,8^{\circ}\text{C}$. Разница температур между холодным и теплым сезонами значительна – от 34 до -64°C . Среднегодовое количество осадков 200 – 250 мм , причем 75 – 80% из них выпадает в теплый период года (с апреля по октябрь). Снежный покров сохраняется от 220 до 250 дней в году, средняя высота относительно невысокая [16]. Рельеф исследуемой территории

холмисто-долинный с высотой 400–500 м и относительными высотами над ближайшими водотоками 100–250 м [17]. Основной зональный тип почв – *Cryosols*, интразональный – *Fluvisols*. Подчиненные типы – *Rendzic Leptosols* и *Umbric Gleysols* [15, 17]. Территория расположена в подзоне разреженных северотаежных лиственничных лесов, которые занимают 80% площади и представлены в основном *Larix Gmelini*.

Отбор образцов почвы проводился на территории УГОК в пределах промышленной зоны. Образцы почвы отбирались с глубины 0–20 см, высушивались при комнатной температуре, просеивались через сито <1,0 мм и хранились в полиэтиленовых пакетах для проведения анализов в лаборатории.

Образцы анализировались на pH потенциометрическим методом [18], органическое вещество почвы – фотоэлектрическим колориметрическим методом [19], общий азот – спектрофотометрическим методом [20], гранулометрический состав – методом седиментационного анализа с использованием метода пипетки [21]. Концентрацию подвижных форм ПТЭ свинца (Pb), никеля (Ni), марганца (Mn), кадмия (Cd), кобальта (Co), хрома (Cr), цинка (Zn) и мышьяка (As) определяли с помощью атомно-абсорбционного спектрофотометра (AAC) модели МГА-1000 производства ГХ Люмэкс [22]. Для подготовки образцов к анализу с помощью AAC 1 г почвы смешивали с 10 мл 1 N HNO₃.

Для обеспечения и контроля качества использовали контрольные и стандартные образцы (SDPC-1,-2,-3 и SSC-1,-2,-3, Всероссийский государственный центр стандартных материалов). Стандартное отклонение составило < 5% для всех элементов. Вся стеклянная посуда и пластиковые контейнеры перед использованием были замочены в 10% (об./об.) HNO₃ не менее чем на 24 ч и тщательно очищены деионизированной водой. Все химические реагенты были гарантными реагентами.

Перед статистическим анализом распределение набора данных оценивалось с использованием методов Колмогорова-Смирнова ($p < 0,2$) и Шапиро-Уилка ($p < 0,05$); если значение распределения не было нормальным, данные преобразовывались в соответствии с принципами анализа композиционных данных (CoDa) [23–25] с использованием преобразования центрированного логарифмического отношения (clr).

Из-за сложности источников ПТЭ, вызывающих загрязнение почвы [26], часто необходимо получать исходную информацию косвенно с помощью статистического анализа. Корреляционный анализ элементных переменных может определять степень близости между элементами, таким образом эффективно идентифицируя их источник или путь миграции. Высокие коэффициенты корреляции указывают на наличие схожих геохимических процессов, факторов и реакций, влияющих на распределение ПТЭ [2], в то время как отрицательные или незначительные корреляции могут представлять разные источники ПТЭ [27, 28]. Иерархический кластерный анализ является альтернативным подходом для проверки результатов корреляционного анализа. Кластерный анализ обычно используется для представления группы переменных, которые сопоставимы друг с другом в определенном месте отбора проб, в отличие от параметров, которые демонстрируют особую

изменчивость [29, 30]. Несравнимые участки отображаются в отдельной кластерной группе для выделения конкретных участков, соответствующих уровню загрязнения [31, 32]. Идентичный участок отображается в одной кластерной группе, а другой участок отображается в другой кластерной группе.

Все статистические анализы были выполнены с использованием программного обеспечения Statistica v. 13.0, IBM SPSS Statistics v. 23.0, Surfer и OriginPro 2024.

Для оценки токсикологического воздействия ПТЭ на экосистему был применен индекс потенциального экологического риска RI [33]. Этот метод позволяет напрямую отразить опасность, представляющую одним или несколькими ПТЭ. Этот подход широко использовался для исследования загрязнения окружающей почвы ПТЭ в различных горнодобывающих регионах и для демонстрации потенциальных экологических рисков, представляемых общим загрязнением. Уравнения для этого метода следующие:

$$E_r^i = T_r^i \cdot P_i, \quad (1)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \cdot P_i = \sum_{i=1}^n T_r^i \cdot \frac{C_n}{B_n}, \quad (2)$$

где E_r^i – потенциальный экологический фактор риска i -го ПТЭ; P_i – измеренное содержание элемента i , мг/кг ; T_r^i – фактор токсичности i -го ПТЭ, а коэффициент токсичности каждого ПТЭ равен: Cd = 30, Ni = Pb = Co = 5, Zn = Mn = 1, Cr = 2 и As = 10 [33–35]. C_n – измеренная концентрация микроэлементов в почве, мг/кг ; B_n – геохимическое фоновое значение соответствующего микроэлемента, мг/кг , или его эталонное значение n . RI можно разделить на пять уровней: низкий экологический риск ($RI < 150$), умеренный экологический риск ($150 \leq RI < 300$), значительный экологический риск ($300 \leq RI < 600$) и очень высокий экологический риск ($RI > 600$) [36].

Модель ПМФ – это метод поиска источников, основанный на технологии факторного анализа. Модель ПМФ вычисляет неопределенность каждого химического компонента в образцах по вкладу, а затем использует метод наименьших квадратов для распределения источника и количественной оценки вкладов загрязняющих веществ. Вклады источников в каждый компонент ограничены положительными значениями, а оценки ошибок применяются для индивидуальных весов точек данных, полагаясь на более физически значимые предположения. Согласно Руководству пользователя EPA PMF 5.0, вклад каждого источника рассчитывается по уравнению:

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij}, \quad (3)$$

где x_{ij} – содержание элемента j в образце i ; g_{ik} – вклад источника k в образец i ; f_{kj} – массовая доля элемента j в источнике k ; а e_{ij} – остаточная матрица, которая исключается из модели.

Для получения соответствующих профилей факторов и их вкладов целевая функция Q минимизируется. Q рассчитывается по уравнению

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{x_{ij} - \sum_k^p g_{ik} f_{kj}}{u_{ij}} \right)^2, \quad (4)$$

где u_{ij} – неопределенность элемента j в образце i , рассчитываемая по уравнениям (5) и (6):

$$Unc = \frac{5}{6} \cdot MDL, \quad (5)$$

$$Unc = \sqrt{(error\ fraction \cdot c)^2 + MDL^2} \quad (\text{для } c > MDL). \quad (6)$$

где c – значения концентрации в образцах почвы; MDL – предел обнаружения, определяемый методом, специфичным для конкретного вида, а *error fraction* представляет собой процент неопределенности измерения.

Результаты исследований и их обсуждение. Результаты статистического анализа физико-химических свойств почв приведены в табл. 1. Для исследуемых почв УГОК характерны преимущественно щелочные почвенные условия. Щелочная среда способствует формированию в почвах геохимических барьеров, что может способствовать осаждению и накоплению ПТЭ [37]. Следовательно, высока вероятность накопления ПТЭ, что может представлять существенную угрозу. Содержание органического вещества почв относительно высокое и демонстрирует среднюю пространственную изменчивость. Высокие значения, скорее всего, связаны с низкой степенью разложения растительных остатков, на что указывают данные по соотношению $C_{\text{орг}}/N_{\text{общ}}$. Не исключено также влияние промышленного освоения территории, что привело к подавлению естественных процессов почвообразования. Поэтому эти данные могут отражать не столько фактическую гумусированность почв, сколько общее содержание в них углерода, в котором существенна техногенная составляющая (топливные углеводороды, смазочные масла и т. д.) [38]. Характеристики и размер частиц почвы определяют степень сорбционной емкости, что способствует удержанию ПТЭ почвой. Чем больше в почве мелких частиц, тем выше сорбционная емкость почвы. Исследуемые почвы имеют преимущественно тяжелые фракции, что увеличивает вероятность удержания наибольшего количества ПТЭ. В ранних работах отмечалось, что почвы северных таежных зон имеют более тяжелый гранулометрический состав и высокую сорбционную емкость, в которых накапливается довольно большое количество ПТЭ [39].

Таблица 1

Физико-химическая характеристика почв исследуемой территории

Параметры	Физико-химические свойства					Гранулометрический состав, мм							
	pH	humus, %	SOC, %	TN, %	SOC/TN	1,0– 0,25– 0,25	0,25– 0,05– 0,05	0,05– 0,01– 0,005	0,01– 0,005– 0,001	<0,001	<0,01	>0,01	
Mean	7,62	9,88	5,73	0,81	7,06	1,04	7,65	23,45	10,34	15,83	25,21	51,38	32,14
Geometric mean	7,56	7,01	4,07	0,62	6,56	0,44	6,66	22,57	10,31	15,28	24,12	51,24	31,43
Median	7,80	6,20	3,60	0,76	4,72	0,34	6,26	26,62	10,19	15,72	27,92	50,02	33,08
Minimum	4,32	1,10	0,64	0,03	13,80	0,05	3,00	15,61	9,55	11,67	12,70	46,55	22,14
Maximum	9,30	47,00	27,26	1,98	25,52	2,81	12,19	30,86	11,55	23,66	29,74	57,71	42,59
Variance	0,72	72,52	24,40	0,23	106,55	1,47	18,06	47,76	0,68	24,01	49,90	18,09	55,80
Standard deviation	0,85	8,52	4,94	0,48	10,32	1,21	4,25	6,91	0,83	4,90	7,06	4,25	7,47

Note: SOC – soil organic carbon, TN – total N.

Средние концентрации Mn, Ni, Zn, Co, Pb, Cr, As и Cd составили 311,6; 15,4; 12,1; 4,53; 2,21; 1,94; 0,22 и 0,14 мг/кг соответственно (табл. 2). Эти результаты также превышают фоновые значения для Mn, Ni, Zn, Co, Pb и As в 1,65; 4,93; 1,28; 1,72; 1,23 и 1,69 раза соответственно. Коэффициенты вариации ПТЭ в исследуемых почвах имеют следующую убывающую последовательность: Mn > Ni > Zn > Co > Cr > Pb > As > Cd.

Коэффициент почвенной вариации (CV) применялся для оценки однородности и изменчивости содержания ПТЭ в почве [40]. Общепризнано, что природные элементы, как правило, демонстрируют низкие CV , тогда как элементы, связанные с антропогенными источниками, характеризуются высокими CV и отражают неоднородное распределение концентраций. Об этом свидетельствуют и другие исследования [41, 42]. CV для Mn, Ni, Zn, Co и Cr продемонстрировали высокую изменчивость, тогда как распределение Pb, As и Cd в исследуемой территории более однородно. Можно предположить, что элементы Mn, Ni, Zn, Co и Cr в исследуемой области подвержены внешним воздействиям, которые в значительной степени обусловлены деятельностью человека, такой как транспорт и промышленные работы. Превышение фоновых значений ПТЭ в исследуемых почвах свидетельствует об этом влиянии.

Значения Er каждого ПТЭ варьируют в диапазоне: 1,65–33,0 для Pb; 5,0–819,0 для Ni; 34,8–1856,0 для Mn; 0,78–33,6 для Cd; 2,7–173,3 для Co; 0,22–42,9 для Cr; 0,05–36,5 для Zn и 0,25–8,4 для As. Порядок средних значений Er для исследуемых элементов следующий: Mn > Ni > Co > Zn > Pb > Cd > Cr > As. Результаты комплексной оценки RI колеблются от 92,0 до 2840,9 со средним значением 485,8. Доля с уровнем высокого экологического риска составила 19,51%, тогда как доли значительного, умеренного и низкого RI составили 21,95%, 53,66% и 4,88% соответственно, при этом Mn и Ni были основными факторами риска (рис. 1). К районам с высоким RI относятся отвалы пустой породы, хвостохранилища и зона сброса высокоминерализованных вод (рис. 2).

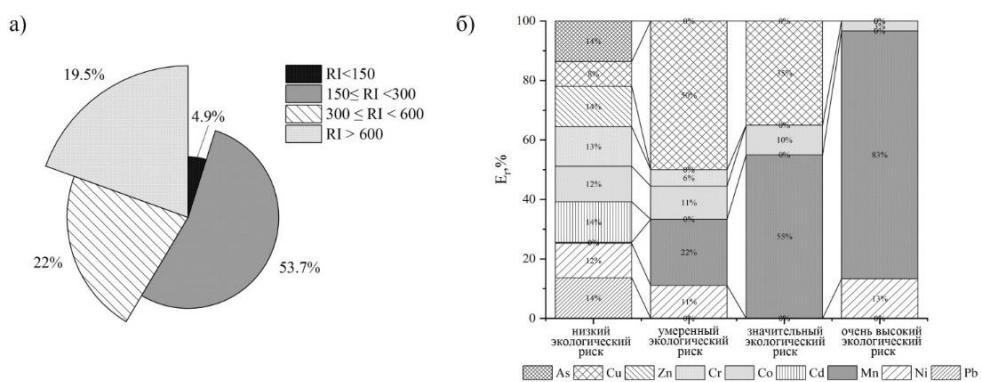


Рис. 1. а) доли степени потенциального RI ; б) вклад каждого элемента в потенциальный RI .

Корреляционный анализ является важной основой для определения источника ПТЭ. Результаты корреляционного анализа ПТЭ в исследуемой области представлены на рис. 3. Корреляционное исследование соответствующих

элементов показало значительную высокую положительную корреляцию между Cr, Ni и Co при $p \leq 0,01$. Другая значимая, но более слабая корреляция наблюдалась между Cd и Zn при $p \leq 0,05$. Они также показали отрицательную корреляцию с предыдущей группой – Ni, Co и Cr. Кроме того, значимая отрицательная корреляция наблюдалась между Pb и Ni ($p \leq 0,05$), Pb и Co ($p \leq 0,01$) и Mn и Cr ($p \leq 0,05$).

Таблица 2

Описательная статистика подвижных форм ПТЭ на исследуемой территории, мг/кг

Элемент	Фон	Mean	Geometric mean	Median	Min	Max	Variance	Standard deviation	Standard error	Skewness	Kurtosis
Pb	1,79	2,21	1,80	1,96	0,33	6,60	1,584	1,41	0,22	1,13	1,08
Ni	3,12	15,39	3,43	2,40	1,00	163,80	295,4	40,97	6,40	3,17	8,82
Mn	189,0	311,63	199,98	184,90	34,76	1856,0	4242,9	415,5	64,88	3,00	8,49
Cd	0,11	0,14	0,11	0,10	0,03	1,12	0,035	0,18	0,03	4,56	24,00
Co	2,64	4,53	2,73	2,69	0,53	34,65	53,49	6,92	1,08	3,47	12,20
Cr	0,93	1,94	0,97	0,85	0,11	21,45	18,79	4,08	0,64	4,08	16,70
Zn	9,47	12,10	9,36	11,46	0,05	36,46	51,78	6,99	1,09	1,17	2,53
As	0,13	0,22	0,12	0,20	0,03	0,84	42,22	0,21	0,03	1,03	0,62

Известно, что Cr, Ni и Co сидерофилы и являются элементами группы железа [43]. Кроме этого, Cr, Ni, Co типоморфны кимберлитам, что отражает геохимическую специфику кимберлитового магматизма на территории Далдынского кимберлитового поля. Таким образом, высокие концентрации этих элементов объясняются вторичным поступлением на поверхность почвы в виде взвешенной мелкодисперсной пыли почвенного материала в результате аэрогенного рассеивания при буровзрывных работах, ветровой эрозии отвалов и т.п., а также при воздействии антропогенной и промышленной деятельности на территории УГОК.

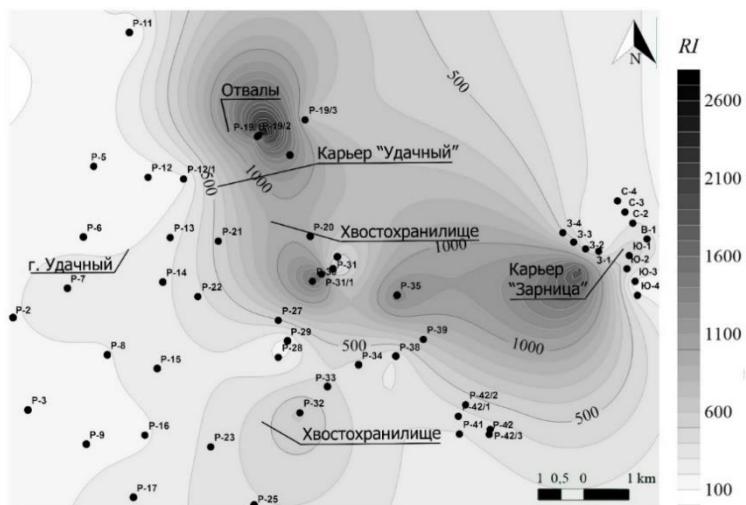


Рис. 2. Оценка загрязнения почвы ПТЭ с помощью индекса RI.

Ассоциация Cd-Zn позволяет предположить, что эти элементы могут иметь схожее происхождение. Обзор литературы показывает, что практически все предприятия выбрасывают в окружающую среду пыль, содержание Cd в которой значительно превышает его уровень в верхнем слое почвы [12, 44]. Следовательно, часто наблюдаемое накопление Cd в верхнем слое почвы часто связывают с загрязнением [11]. Высокое содержание Cd в почве исследуемой территории также может являться результатом большого содержания негидролизуемого растительного материала. На это указывает положительная корреляция между содержанием почвенной органики и концентрацией Cd, наблюдавшаяся в ранних исследованиях [15].

Pb								
Pb	1.0	Ni						
Ni	-0.41 [*]	1.0	Mn					
Mn	0.13	-0.28	1.0	Cd				
Cd	0.17	-0.58 ^{**}	0.12	1.0	Co			
Co	-0.47 ^{**}	0.62^{**}	-0.012	-0.56 ^{**}	1.0	Cr		
Cr	-0.11	0.68^{**}	-0.37 [*]	-0.67 ^{**}	0.54^{**}	1.0	Zn	
Zn	0.29	-0.51 ^{**}	-0.0061	0.40[*]	-0.64 ^{**}	-0.46 ^{**}	1.0	As
As	-0.14	-0.32	-0.24	-0.023	-0.21	-0.22	-0.26	1.0

* $p \leq 0.05$ ** $p \leq 0.01$

Рис. 3. Корреляционный анализ ПТЭ.

Zn может иметь литогенный источник, поскольку он образует ряд растворимых солей (например хлориды, сульфаты и нитраты) или нерастворимых солей (например силикаты, карбонаты, фосфаты, оксиды и сульфиды) в зависимости от преобладающих педогенных процессов [45]. Однако высокие концентрации Zn часто приписываются антропогенной деятельности, а именно воздействию автотранспорта [41, 46, 47]. Аналогичные результаты были получены в исследованиях [48–50].

Иерархический кластерный анализ напрямую отражает корреляцию между ПТЭ и идентифицирует источники их появления в почвах. В результате настоящего исследования с использованием метода Уорда построены тепловая карта и дендрограмма (рис. 4). Анализ дендрограммы выявил три кластера ПТЭ: 1 кластер – Zn и Cd; 2 кластер – Co, Cr, Ni; 3 кластер – Pb, Mn и As.

Дендрограмма точек отбора проб образует три группы. Группа 1 включает точки P-35, P-19/1, P-19/2, P-19, P-15 с наибольшими концентрациями ПТЭ, которые непосредственно находятся в зоне воздействия объектов промышленной площадки. Этот результат иллюстрирует влияние антропогенной деятельности на изменение концентраций исследуемых микроэлементов.

В группах 2 и 3 доля почв в пределах нормы одинакова – 43,9 и 43,9% соответственно. Однако можно выделить несколько участков с обогащением Mn, Zn, Pb, Ni, Co и Cr в группе 2 и Mn, Zn, Pb, As, Ni, Co и Cr в группе 3.

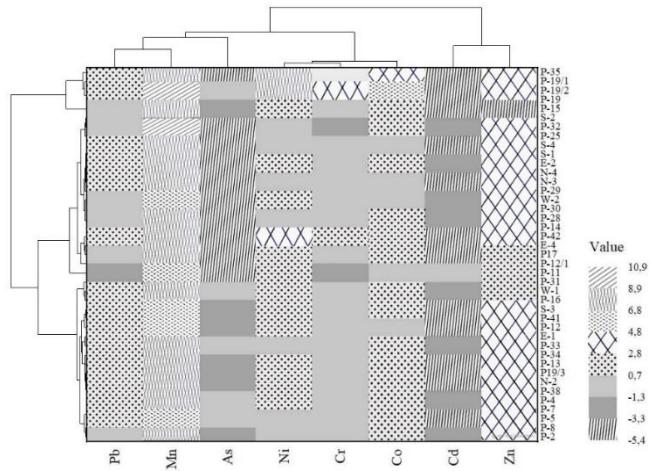


Рис. 4. Термальная карта уровней ПТЭ в почве и точек отбора проб в районе исследования.

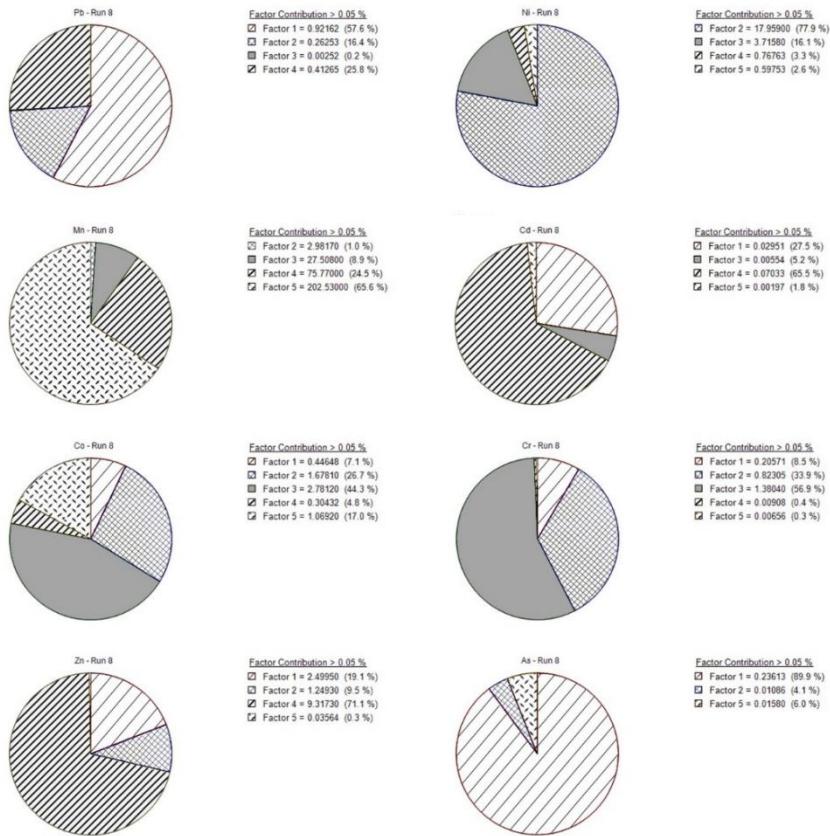


Рис. 5. Факторный профиль ПТЭ из анализа модели ПМФ, показывающий процентные вклады элементов.

Таким образом, при корреляционном и иерархическом кластерном анализе, выявлены две идентичные группы ПТЭ: Ni-Co-Cr и Cd-Zn. Положительная корреляция между металлами указывает на тенденцию совместного накопления, что является результатом одновременного возникновение и взаимозависимости; они происходят из схожих источников и мигрируют вместе [43, 51].

Результаты ПМФ показывают (рис. 5), что основным элементом нагрузки для Фактора 1 являются As (89,9%) и Pb (57,6%), для Фактора 2 – Ni (77,9%), для Фактора 3 – Cr (56,9%) и Co (44,3%), для Фактора 4 – Cd (65,5%) и Zn (71,1%), для Фактора 5 – Mn (65,6%).

Основными элементами нагрузки в Факторе 1 являются As и Pb. По сравнению с фоновым значением среднегеометрические содержания As и Pb были меньше соответствующего им фонового значения. Их средние значения Er были менее 30. Это доказывает, что исследуемая территория не имела значительного загрязнения As и Pb, и они могли в основном происходить из природных источников. В исследования [52, 53] показано, что также основным источником As и Pb в почвах являлась материнская порода.

В Факторе 2 доминировал Ni, который является элементом группы железа и легко связывается с оксидами в почве, кроме этого, он тесно связан с кимберлитами и долеритами [54]. Однако высокое значение CV и уровни загрязнения указывали на то, что Ni находился под влиянием антропогенной деятельности. Самые высокие концентрации зафиксированы на бортах карьера трубы “Удачная” и в зоне выхода высокоминерализованных вод.

В Факторе 3 основную нагрузку давали элементы Cr и Co, которые обычно являются репрезентативными элементами природных источников, они широко присутствовали в педогенном процессе и почвообразующей породе [55]. Большинство образцов почвы характеризуются содержанием Co и Cr, идентичным фоновым параметрам, зафиксированные уровни идентифицируются преимущественно как незагрязненные, а высокие концентрации Cr и Co в почвах приурочены к отвалам пустых пород. Кроме того, как упоминалось выше, эти элементы являются типоморфными элементами кимберлитов, т. е. имеют естественный генезис. Следовательно, этот фактор классифицируется как смешанный – природного геологического и антропогенного происхождения.

Основными элементами нагрузки в Факторе 4 являются Cd и Zn. Среднее геометрическое содержание и уровни загрязнения низкие. В этом случае наблюдаются отдельные локальные точки со значительными концентрациями. Высокое содержания Zn в первую очередь фиксируется вблизи дорог, а также в густонаселенных и перегруженных городских районах, а высокое значение Cd наблюдались в районе полигона дренажных рассолов и высокоминерализованных вод “Октябрьский”. Таким образом, Фактор 4 выявляет транспортную и промышленную нагрузку.

Основным характерным элементом в Факторе 5 является Mn. По данным [56], Mn является вездесущим по распространенности элементом в земной коре. Однако высокое значение CV и очень высокие уровни загрязнения указывают на то, что Mn в почвах исследуемой территории находится как отклик антропогенной деятельности.

Заключение. Согласно результатам исследования, содержание ПТЭ в почвах промышленной площадки УГОК характеризуется значительной изменчивостью, при этом наблюдается высокая пространственная изменчивость. Средние концентрации Mn, Ni, Zn, Co, Pb и As превышают фоновые значения. Результаты оценки потенциального экологического риска показали, что среднее значение на исследуемой территории составило 485,8, что свидетельствует о значительном *RI*. Высокий *RI* имели 19,51% участков, основными элементами фактора риска являлись Mn и Ni. Горячие точки выявлены в зонах воздействия отвалов труб “Удачная” и “Зарница”, хвостохранилищ и в зоне сброса высокоминерализованных вод. Результаты корреляционного анализа и иерархического кластерного анализа выявили одни и те же группы элементов: Co–Cr–Ni и Cd–Zn. С помощью анализа модели ПМФ выделено пять возможных источников. Среди РТЭ в почвах исследуемой территории Pb и As преимущественно имеют природное происхождение и поступают из материнской породы. Концентрации Co, Cr и Ni являются результатом сочетания антропогенного воздействия и литогенной природы. Cd, Zn и Mn в основном происходят из различных антропогенных и промышленных источников.

В этом исследовании подчеркивается важность рассмотрения текущего загрязнения почв ПТЭ как важного фактора, который следует учитывать при разработке стратегий по смягчению последствий загрязнения в районах добычи полезных ископаемых.

Статья подготовлена в рамках выполнения проекта по Гранту РНФ № 24-27-20128 “Исследование, идентификация и оценка потенциального геоэкологического риска загрязнения природной среды при поисках и освоении месторождений полезных ископаемых в резко континентальных биоклиматических условиях”.

Поступила 04.04.2025
Получена с рецензии 28.05.2025
Утверждена 15.08.2025

ЛИТЕРАТУРА

1. Oelofse S. Mine Water Pollution – Acid Mine Decant, Effluent and Treatment: A Consideration of Key Emerging Issues That May Impact the State of the Environment. *Emerging Issues Paper: Mine Water Pollution* (2008), 83–91.
2. Oyebamiji A., Odebunmi A., et al. Assessment of Trace Metals Contamination in Stream Sediments and Soils in Abuja Leather Mining, Southwestern Nigeria. *Acta Geochimica* **37** (2018), 592–613.
<https://doi.org/10.1007/s11631-017-0256-1>
3. Ali H., Khan E., Ilahi I. Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. *Journal Chemistry* (2019), 6730305.
<https://doi.org/10.1155/2019/6730305>

4. Nanos N., Rodríguez Martín J.A. Multiscale Analysis of Heavy Metal Contents in Soils: Spatial Variability in the Duero River Basin (Spain). *Geoderma* **189** (2012), 554–562.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.06.006>
5. Zhang C.S. Using Multivariate Analyses and GIS to Identify Pollutants and their Spatial Patterns in Urban Soils in Galway, Ireland. *Environmental Pollution* **142** (2006), 501–511.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.028>
6. Бугаева Г.Г., Когут А.В. Факторы экологического риска в зоне действия открытых горных работ. *Горный информационно-аналитический бюллетень* **15** (2007), 292–296.
7. Калыбеков Т. Системный анализ геоэкологического риска технологических процессов открытых горных работ. *Горный журнал Казахстана* **7** (2013), 41–43.
8. Худякова Л.И., Войлошников О.В. Геоэкологические риски при разработке месторождений с магнийсиликатными породами и пути их снижения. *Горный информационно-аналитический вестник* **2** (2018), 111–117.
<https://doi.org/10.25018/0236-1493-2018-2-0-111-117>
9. Edwards D.P., Sloan S., et al. Mining and the African Environment. *Conservation Letters* **7** (2014), 302–311.
<https://doi.org/10.1111/conl.12076>
10. Raska P., Balej M., Raska M. Differential Evolution of Rockwall and Talus Cones in Abandoned Basalt Quarries and its Implications for restoration Management: Case Study from the Radobyl Hill, N Czech Republic. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* **25** (2011), 297–312.
<https://doi.org/10.1080/17480930.2011.605547>
11. Kabata-Pendias A. *Trace Elements in Soils and Plants*. 4th ed. CRS Press, Boca Raton, FL, USA (2011), 548.
12. Lv J., Liu Y., et al. Identifying the Origins and Spatial Distributions of Heavy Metals in Soils of Ju Country (Eastern China) Using Multivariate and Geostatistical Approach. *Journal Soils and Sediments* **15** (2015), 163–178.
<https://doi.org/10.1007/s11368-014-0937-x>
13. Siegel F.R. *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. Berlin, Springer (2001), 217.
14. СП Удачнинский ГОК АК “АЛРОСА” (ПАО). Мониторинг устойчивого развития (accessed on 1 October 2022).
<https://monitoring-esg.ru/esg-analitika/analitika-po-kompaniyam/sp-ak-alrosa-pao-udachninskij-gorno-obogatitelnyj-kombinat>
15. Gololobova A., Legostaeva Y. An Assessment of the Impact of the Mining Industry on Soil and Plant Contamination by Potentially Toxic Elements in Boreal Forests. *Forests* **14** (2023), 1641.
<https://doi.org/10.3390/f14081641>
16. Миронова С.И. *Растительные сукцессии на природно-техногенных ландшафтах Западной Якутии и их оптимизация*. Москва, ИД “Академия Естествознания” (2016), 140.
17. Легостаева Я.Б., Гололобова А.Г. Особенности распределения микроэлементов в почвах фоновых и импактных зон на участках алмазодобычи на северо-западе сибирской платформы. *Изв. Томского политехнического университета. Инженеринг георесурсов* **332** (2021), 142–153.
<https://doi.org/10.18799/24131830/2021/9/3364>
18. ISO 10390; *Soil Quality-Determination of pH*. ISO, Geneva, Switzerland (2005).
19. ISO 14235; *Soil Quality-Determination of Organic Carbon by Sulfochromic Oxidation*. ISO, Geneva, Switzerland (1998).
20. NF ISO 11261; *Dosage de L'azote Total-Methode de Kjeldahl Modifiee; Qualite des Sols*. Association Française de Normalization. France, Paris (1995).
21. Ильин В.Б. *Тяжелые металлы в системе почва–растение*. Новосибирск, Наука (1991), 151.
22. Метод М 03-07-2014. Измерение массовой доли элементов (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn) в пробах почв, грунтов, донных отложений и осадках сточных вод. ПНД Ф 16.1 : 2 : 2.2 : 2.3. 63–09.
23. Aitchison J. *The Statistical Analysis of Compositional Data*. UK, London, Chapman and Hall (1986), 416.

24. Aitchison J. *The Statistical Analysis of Compositional Data*. USA, NJ, Caldwell, Blackburn Press (2003), 460.
25. Pawlowsky-Glahn V., Buccianti A. *Compositional Data Analysis: Theory and Applications*. UK, Chichester, Wiley. UK, West Sussex (2011), 400.
26. Chen L.H., Luo X.F., Hasi Q.G. Pollute Situation and Correlation Analysis of Soil Heavy Metals in Oil Field. *Journal of North China University* **32** (2011), 189–194.
<https://doi.org/10.3969/j.issn.1673-3193.2011.02.015>
27. Huang J., Wu Y., et al. Health Risk Assessment of Heavy Metal (loid)s in Park Soils of the Largest Megacity in China by Using Monte Carlo Simulation Coupled with Positive Matrix Factorization Model. *Journal of Hazardous Materials* **415** (2021), 125629.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125629>
28. Liu J., Liu Y., et al. Quantitative Contributions of the Major Sources of Heavy Metals in Soils to Ecosystem and Human Health Risks: A Case Study of Yulin, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **164** (2018), 261–269.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.08.030>
29. Li S., Yang L., et al. Spatial Distribution of Heavy Metal Concentrations in Peri-Urban Soils in Eastern China. *Environ. Environmental Science and Pollution Research* **26** (2019), 1615–1627.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-3691-6>
30. Rodríguez-Martin J.A.R., Ramos-Miras J.J., Boluda R., Gil C. Spatial Relations of Heavy Metals in Arable and Greenhouse Soils of a Mediterranean Environment Region (Spain). *Geoderma* **200** (2013), 180–188.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.02.014>
31. Li J., He M., et al. Analysis and Assessment on Heavy Metal Sources in the Coastal Soils Developed from Alluvial Deposits Using Multivariate Statistical Methods. *J. Hazard. Mater* **164** (2009), 976–981.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.112>
32. Mico C., Recatala L., et al. Assessing Heavy Metal Sources in Agricultural Soils of an European Mediterranean Area by Multivariate Analysis. *Chemosphere* **65** (2006), 863–872.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.016>
33. Hakanson L. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control-A Sedimentological Approach. *Water Research* **14** (1980), 975–1001.
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
34. Ruey-An D., Yu-Tin L. Characterization and Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contaminations in Surface Sediment and Water from Gao-ping River Taiwan. *Water Research* **38** (2004), 1733–1744.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.042>
35. Zhuang W., Wang Q., et al. A New Ecological Risk Assessment Index for Metal Elements in Sediments Based on Receptor Model, Speciation, and Toxicity Coefficient by Taking the Nansihu Lake as an Example. *Ecological Indicators* **89** (2018), 725–737.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.033>
36. Kilavi P.K., Kaniu M.I., et al. Assessment of Heavy Metal Pollution in Soil and Associated Risks in the Environs Adjacent to a Heavy Mineral Sand Mine on the South Coast of Kenya. *Water, Air, & Soil Pollution* **234** (2023), 748.
<https://doi.org/10.1007/s11270-023-06751-5>
37. Воробьева К.Ю., Прохорова Н.В. Особенности загрязнения медью почв объектов гражданского строительства в Самарской области. Тольятти, ИЭВБ РАН “Анна”. *Экологический сборник “Труды молодых ученых”* **7** (2019), 115–116.
38. Прохорова Н.В. Эколого-geoхимическая роль автотранспорта в условиях городской среды. *Вестник СамГУ. Естественнонаучная серия* **5** (2005), 188–199.
39. Gololobova A.G., Legostaeva Ya.B. The Stability of Frozen Soils in Conditions of Development of Mining Industry. *Proc. of 17th Inter. Multidisciplinary Scientif. GeoConference SGEM* **17** (2017), 655–662.
<https://doi.org/10.5593/sgem2017/32/S13.085>

40. Hu X., Zhang Y., et al. Bioaccessibility and Health Risk of Arsenic, Mercury and Other Metals in Urban Street Dusts from a Mega-City, Nanjing, China. *Environmental Pollution* **159** (2011) 1215–1221.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.037>
41. Huang S., Tu J., et al. Multivariate Analysis of Trace Element Concentrations in Atmospheric Deposition in the Yangtze River Delta, East China. *Atmospheric Environ.* **43** (2009), 5781–5790.
<https://doi.org/10.12691/jeph-3-3-2>
42. Li X., Liu L., et al. Heavy Metal Contamination of Urban Soil in an Old Industrial City (Shenyang) in Northeast China. *Geoderma* **192** (2013), 50–58.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.011>
43. Nuralykyzy B., Wang P., et al. Heavy Metal Contents and Assessment of Soil Contamination in Different Land-Use Types in the Qaidam Basin. *Sustainability* **13** (2021), 12020.
<https://doi.org/10.3390/su132112020>
44. Rodríguez M.J.A., Arias M.L., Corbi J.M.G. Heavy Metals Contents in Agricultural Topsoils in the Ebro Basin (Spain). Application of the Multivariate Geostatistical Methods to Study Spatial Variations. *Environmental Pollution* **144** (2006), 1001–1012.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.045>
45. Gololobova A., Legostaeva Y., et al. Geochemical Characteristics of Soils to the Impact of Diamond Mining in Siberia (Russia). *Minerals* **12** (2022), 1518.
<https://doi.org/10.3390/min12121518>
46. Янин Е.П. Пылевые выбросы предприятий как источник загрязнения городской среды кадмием. *Экология урбанизированных территорий* **1** (2009), 30–35.
47. Adriano D.C. *Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. New York, Springer-Verlag (2001), 867.
<https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>
48. Bem H., Gallorini M., Rizzio E., et al. Comparative Studies on the Concentrations of Some Elements in the Urban Air Particulate Matter in Lodz City of Poland and in Milan, Italy. *Environment International* **29** (2003), 423–428.
[https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00190-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00190-3)
49. Jiries A.G., Hussein H.H., Halash Z. The Quality of Water and Sediments of Street Runoff in Amman, Jordan. *Hydrological Processes* **15** (2001), 815–824.
<https://doi.org/10.1002/hyp.186>
50. Nezhad M.T.K., Tabatabaii S.M., Gholami A. Geochemical Assessment of Steel Smelter-Impacted Urban Soils, Ahvaz, Iran. *J. Geochem. Explor.* **152** (2015), 91–109.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.02.005>
51. Robertson D.J., Taylor K.G., Hoon S.R. Geochemical and Mineral Magnetic Characterisation of Urban Sediment Particulates. *Applied Geochemistry* **18** (2003), 269–282.
[https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00125-7](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00125-7)
52. Fei X.F., Lou Z.H., et al. Contamination Assessment and Source Apportionment of Heavy Metals in Agricultural Soil through the Synthesis of PMF and GeogDetector Models. *Sci. of the Total Environ.* **747** (2020), 141293.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141293>
53. Huang C.C., Cai L.M., et al. Quantitative Analysis of Ecological Risk and Human Health Risk of Potentially Toxic Elements in Farmland Soil Using the PMF Model. *Land Degradation and Development* **33** (2022), 1954–1967.
<https://doi.org/10.1002/ldr.4277>
54. Fang Z., Hua C., et al. Pollution Assessment and Source Apportionment of Heavy Metal(loids) in Soil of Huangshui River Basin, Qinghai Province, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* **37** (2023), 4843–4855.
<https://doi.org/10.1007/s00477-023-02544-8>
55. Wang J., Yu D., Wang Y. Source Analysis of Heavy Metal Pollution in Agricultural Soil Irrigated with Sewage in Wuqing, Tianjin. *Scientific Reports* **11** (2021), 17816.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-96367-8>
56. Goncalves A.C., Nacke H., et al. Heavy Metal Contamination in Brazilian Agricultural Soils due to Application of Fertilizers. *Environment. Risk Assess. of Soil Contamin.* **4** (2014), 105–135.
<https://doi.org/10.5772/57268>

Ա. Գ. ԳՈԼՈԼՈԲՈՎԱ, Յա. Բ. ԼԵԳՈՍՏԱԵՎԱ

**ՀՈՂԵՐՈՒՄ ՊՈՏԵՆՑԻԱԼ ԹՈՒԱՎՈՐ ՏԱՐՐԵՐԻ ԱՂԲՅՈՒՐՆԵՐԻ
ԲԱՑԱԿՑՑՈՒՄԸ ԱՌԱՋՆԱՅԻՆ ԱԴԱՄԱՎՈՐԻ ՀԱՆՔԱՎԱՅՐԵՐԻ
ՄՇԱԿՄԱՆ ՀՆԹԱՑՔՈՒՄ**

Ամփոփում

Աշխատանքում ուսումնասիրվում է ութ պոտենցիալ թունավոր տարրերի (Mn, Ni, Co, Cr, Pb, Zn, Cd, As) պարունակությունը հողերում, որոնք ձևավորվել են Արևմտյան Յակուտիայում (Ուլյասստան) Ուլյաչնի լեռնահարաստացնող գործարանի արդյունաբերական հրապարակի տարածքում: Հողի աղտոտման բնապահպանական ռիսկերը որոշելու համար հաշվարկվել է պոտենցիալ բնապահպանական ռիսկի ինդեքսը (RI): Պոտենցիալ թունավոր տարրերի կոնցենտրացիան նվազել է հետևյալ հաջորդականությամբ՝ Mn > Ni > Zn > Co > Pb > Cr > As > Cd: Ուսումնասիրվող տարածքի 19,51%-ը բնութագրվում է Mn-ի և Ni-ի համար բարձր պոտենցիալ բնապահպանական ռիսկով: Մնացած տարրերն ունեն ցածր պոտենցիալ բնապահպանական ռիսկ (4,87%): Հողի աղտոտվածության վրա ամենամեծ ազդեցությունն ունեն այն շրջանները, որոնք մոտ են գոտվում «Ուլյաչնայա» և «Զարնիցա» քարհանքերի խողովակներին, պոչամբարներին և բարձր հանքայնացված ջրերի լանդշաֆտի մակերես բերնաթափման տարածքին:

A. G. GOLOLOBOVA, Ya. B. LEGOSTAEVA

**IDENTIFICATION OF SOURCES OF POTENTIALLY TOXIC ELEMENTS
IN SOILS IN SOILS DURING THE DEVELOPMENT OF PRIMARY
DIAMOND DEPOSITS**

Summary

Eight potentially toxic elements (Mn, Ni, Co, Cr, Pb, Zn, Cd, As) in soils formed on the territory of the industrial site of the Udachny Mining and Processing Division were considered in this study. The Potential Environmental Risk (*RI*) was calculated to determine environmental risks of soil contamination. The concentrations of potentially toxic elements decreased in the following order Mn > Ni > Zn > Co > Pb > Cr > As > Cd. 19.51% of the sites in the study area exhibited a high potential environmental risk for Mn and Ni, while only 4.87% exhibited a low potential environmental risk for other potentially toxic elements. The greatest impact on soils contamination are exerted by the areas of the Udachny and Zarnitsa pipes, tailings ponds and the areas highly mineralized water outlet. The five main diverse sources of PTEs in this study area's soils were natural, mining activities, transportation, industrialisation, as well as highly mineralized waters.