

ЭКОЛОГИЯ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ

УДК 502.5:502.4

DOI 10.17072/2079-7877-2018-2-145-155

**ВОЗДЕЙСТВИЕ ФИЛЬТРАЦИОННЫХ ВОД ШЛАМОХРАНИЛИЩА
С СОЛЕСОДЕРЖАЩИМИ ОТХОДАМИ НА ПОВЕРХНОСТНЫЕ И ПОДЗЕМНЫЕ ВОДЫ*****Елена Александровна Хайрулина**

ORCID ID: 0000-0002-9074-8551, Researcher ID: J-8411-2014, SPIN-код: 7558-9427, Author ID: 56029238900

e-mail: khayrulina@psu.ru

*Естественнаучный институт Пермского государственного национального
исследовательского университета, Пермь*

Эксплуатация шламохранилищ с солесодержащими отходами может приводить к изменению свойств грунтов в основании шламохранилища, используемых в качестве противofiltrационного экрана. В результате нарушения экранирующих свойств формируются сток, который поступает в поверхностные и подземные воды. На территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей (Пермский край, Россия) в районе шламохранилища выполнены гидрохимический анализ фильтрационных, поверхностных и подземных вод, анализ вещества шламохранилища. Исследование показало, что фильтрационные воды *Na-Cl* состава с высоким содержанием соединений азота определяют характер загрязнения поверхностных и подземных вод в районе объекта воздействия. Выявлено загрязнение подземных вод четвертичных и шешминских отложений с различной степенью трансформации химического состава. Определена роль процессов ионного обмена и выщелачивания в подземных и поверхностных водах. Установлено, что при сохранении высокого уровня хлоридно-натриевого загрязнения возрастает содержание Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , $Fe_{общ}$.

Ключевые слова: шламохранилище, водорастворимые соли, хлоридно-натриевые воды, ионно-обменные процессы, выщелачивание.

**INFLUENCE OF SLURRY STORAGE FACILITY WITH SALT-BEARING WASTES
ON THE SURFACE AND GROUND WATERS****Elena A. Khayrulina**

ORCID ID: 0000-0002-9074-8551, Researcher ID: J-8411-2014, SPIN-code: 7558-9427, Author ID: 56029238900

e-mail: khayrulina@psu.ru

Natural Science Institute of Perm State University, Perm

Operation of the existing slurry storage facilities with salt-bearing wastes could lead to a change of the soil properties in the bed of embankment dams and slurry ponds used to prevent infiltration. As a result of the barrier properties deterioration, filtration waters are formed, which determines the transformation of the chemical composition of surface water and groundwater. The hydrochemical analysis of drainages, surface and ground water, and chemical analysis of slurry material were carried out on the territory of the Verhnekamskoe Potash Deposit (Perm Krai, Russia). Our study shows that the drainage water of Na-Cl type with high contents of nitrogen compounds pollutes both groundwater and surface water. The pollution of Quaternary and Speckled strata groundwater with different degrees of the chemical composition transformation has been revealed. The role of ion exchange and leaching processes in ground and surface waters has been determined. It has been found that with a high level of chloride-sodium contamination, the content of Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , and Fe_{total} increases.

Keywords: slurry storage, water-soluble salts, sodium chloride water, ion exchange, leaching.

Введение

Горнодобывающая деятельность сопровождается складированием огромных объемов отходов, которые оказывают негативное воздействие на окружающую среду. При размещении отходов важнейшей задачей является предотвращение поступления загрязнителей в окружающую среду. Для этого используют различные изолирующие материалы. В последнее время в конструкции шламохранилищ применяются новые материалы, например, геомембраны [5, 7, 12], которые показали свою высокую эффективность в предотвращении фильтрации стоков. Тем не менее наиболее распространенным способом защиты окружающей среды от поступления загрязнения является использование естественного слабопроницаемого грунтового экрана в основании шламохранилища как наиболее дешевый способ. При их использовании необходимо учитывать химический состав складированных отходов, который может изменять физико-механические и физико-химические свойства грунтов.

На территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей в шламохранилищах накоплено более 30 млн м³ отходов [3]. В шламохранилища поступают вещество нерастворимого остатка в виде глинисто-солевого шлама и избыточные рассолы. Глинисто-солевые шламы на 35–40% состоят из водорастворимых солей. Рассолы имеют *Na-Cl* состав с минерализацией свыше 300 г/л. Загрязнение рассолами окружающей среды является наиболее острой проблемой на объектах складирования отходов калийной промышленности.

Шламохранилище состоит из дамб по периметру площадок, предотвращающих растекание отжимных рассолов и шламов за пределы площадки шламохранилища и отстойника; плавучих насосных станций для откачки избыточных рассолов из секций шламохранилища и отстойника; нагорных канав; магистральных шламопроводов для транспортировки шламов; рассолопроводов возврата оборотных рассолов. Для предотвращения фильтрации рассолов в подземные воды в основании ложа и дамб создаются глинистые экраны.

Ряд исследований [9–11, 16, 26] показал, что взаимодействие рассолов и глинистых частиц снижает экранирующие характеристики грунтов в ложе шламохранилища. Это способствует увеличению фильтрации стоков и дальнейшей миграции загрязнителей в природной среде. В работах Г.А. Колпашникова и др. [9], А.М. Монюшко и С.П. Пахомова [11] в лабораторных условиях установлено влияние солей на снижение деформационных свойства и прочностных характеристик глин. Характер изменения свойств глинистых минералов при поступлении вод с обменными катионами Na⁺ рассмотрен в работе В.И. Осипова [26]. Согласно данным исследованиям минералы монтмориллонита при увлажнении соевыми растворами непрерывно разбухают и теряют свою плотность. Аналогичные исследования проведены S.L. Barbour и N.A. Yang [16] на Саскачеванском месторождении калийных солей (Канада), где было изучено влияние рассолов на изменение геотехнических свойств Са-монтмориллонитовых глин в основании солеотвалов. Ухудшение инженерно-геологических условий при строительстве крупного агропромышленного комплекса на территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей изучено Н.Г. Максимовичем и К.А. Горбуновой [10]. Установлено, что одной из причин осадок фундамента послужило воздействие *Cl-Na* и *SO₄Cl-Na* подземных вод на монтмориллонитовые глины.

Загрязнение подземных вод в районах расположения отходов калийных предприятий происходит повсеместно [18]. Солеотвалы, шламохранилища и рассолоборники рассматриваются в качестве основных источников загрязнения приповерхностной гидросферы на Верхнекамском месторождении (Россия) [3, 4, 22], Старобинском месторождении (Белоруссия) [8], месторождении Эльзаса (Франция) [17, 24] и на старейшем месторождении калийных солей в Германии [15, 25, 27]. Основной поток загрязнителей в окружающую среду поступает с водной миграцией водорастворимых солей и примесей. Несмотря на геотехнические мероприятия через шламохранилище происходит фильтрация рассолов в подземные воды. В результате этого могут формироваться значительные ореолы засоленных подземных вод.

Воздействие шламохранилища на поверхностные и подземные воды рассмотрено на территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей.

Материалы и методы исследования

Шламохранилище было создано в середине 70-х гг. XX в. на левом берегу р. Ленвы, в ее среднем течении. Здесь накоплено около 8 млн м³ шлама. В качестве защиты подземных вод от загрязнения был использован глинистый экран.

В долине р. Ленвы расположены два калийных предприятия. Одно из них находится в верховьях реки и определяет высокий уровень загрязнения реки вверх по течению от рассматриваемого

шламохранилища. Минерализация воды выше шламохранилища составляет 3,4–12,9 г/л, содержание хлоридов изменяется от 1,7 до 6,8 г/л (табл. 1). Ленва является левым притоком р. Кама, что повышает актуальность проблемы засоления.

Под влиянием двух предприятий в долине р. Ленвы сформировалась зона засоления подземных вод (рис. 1). Подземные воды четвертичных и шешминских отложений наиболее подвержены воздействию калийной промышленности [20]. Прежде пресные подземные воды HCO_3-Ca или SO_4-Ca состава четвертичных (Q) и шешминских (P_{1ss}) отложений разгружаются в долине реки в виде площадной разгрузки, родников или субаквально с $Cl-Na$ составом.

Большое количество атмосферных осадков, холодный климат и расчлененность рельефа способствуют активной водной миграции водорастворимых солей, накопленных в шламохранилище.

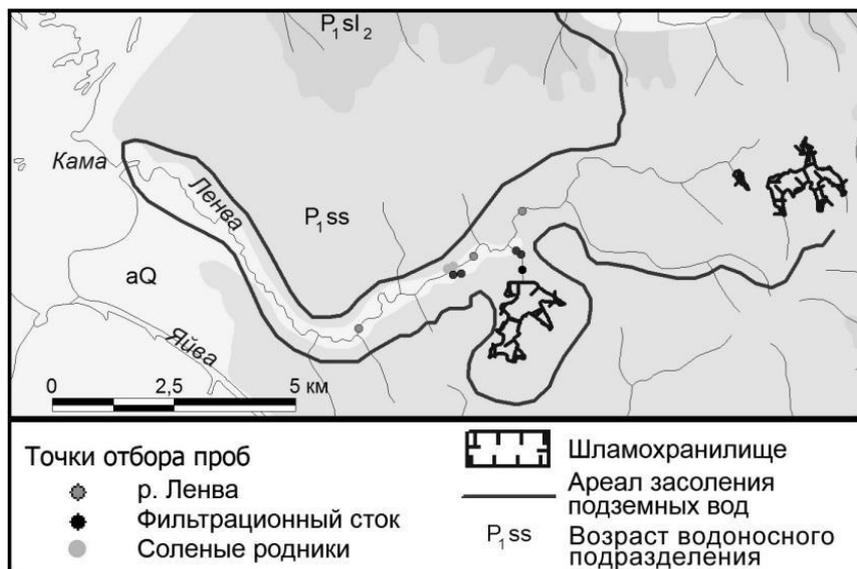


Рис. 1. Территория исследования с гидрогеологическими условиями и схема отбора проб [13]

Для определения химического состава фильтрационных вод шламохранилища калийного предприятия выполнялся отбор проб вещества шламохранилища (10 проб), фильтрующихся через дамбу шламохранилища вод (10 проб). Химический состав р. Ленвы был исследован на различном расстоянии от объекта воздействия (рис. 1): 1 км (18 проб) и 6 км (13 проб) вниз по течению от шламохранилища и 1 км (11 проб) вверх по течению от шламохранилища. Для выявления изменения химического состава подземных вод после контакта фильтрационных вод с горными породами была отобрана вода из двух родников (11 проб). Пробы поверхностных вод, родников и фильтрационных вод отбирались 4 раза в год в пластиковые бутылки в период межени (декабрь, июль) и половодья (май, октябрь). Для определения $Fe_{общ}$ вода отбиралась в другие пластиковые бутылки с добавлением HCl . Общая концентрация HCl в бутылки составила 0,2–0,3 моль/л. Вещество шламохранилища отбиралось в двух горизонтах на глубине 0–15 см (5 проб) и 15–60 см (5 проб).

В пробах поверхностных и подземных вод анализировались NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} методом капиллярного электрофореза на Капель 104; pH водной вытяжки, HCO_3^- и сухой остаток были определены титрованием. Вещество шламохранилища анализировалось рентгенодифрактометрическим методом на дифрактометре D2 Phaser “Bruker”, пробы предварительно высушивались и истирались.

Статистическая обработка результатов химико-аналитических исследований выполнена в программе Statistica7, Exel, а построение Пайпер диаграммы – в программе AqQA.

Для характеристики трансформации химического состава поверхностных и подземных вод проводилось сравнение с фоновыми концентрациями химических веществ [20] и ПДК [6]. Для выявления роли процессов ионного обмена и выщелачивания были рассчитаны два вида коэффициентов: Na/K и Na/Cl . Отношение Na/K позволяет выявить зависимость содержания солей от воздействия калийной промышленности, поскольку естественные выходы высокоминерализованных вод связаны с растворением галитов и характеризуются высоким содержанием Na^+ при минимальных концентрациях K^+ . Отношение Na/Cl дает возможность выявить интенсивность удаления Na^+ из подземных вод в результате ионного обмена с породами.

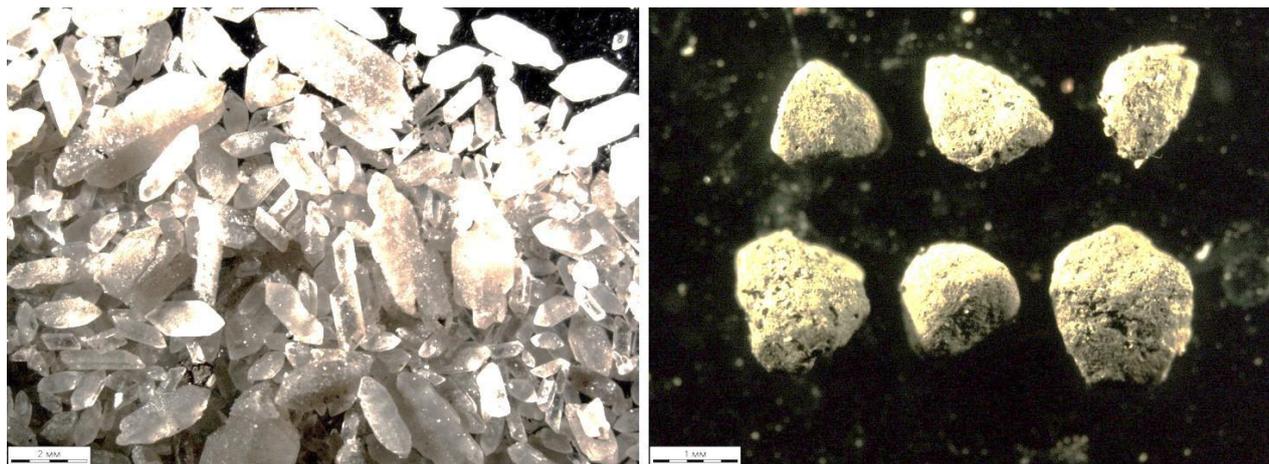
Химический состав вод в районе шламохранилища

Компоненты	Фильтрационный сток	Соленый родник (Q)	Соленый родник(P _{1ss})	р. Ленва 1 км, ниже шламохранилища	р. Ленва 6 км, ниже шламохранилища	р. Ленва 1 км, выше шламохранилища	Фоновые концентрации	ПДК
рН	6,9*	6,9	7,1	7,2	7,2	7,5	7,0	6,5–8,5
	6,34–7,2**	6,8–7,0	7,0–7,1	6,8–7,7	6,8–7,6	7,1–7,8		
HCO ₃ ⁻ , мг/л	340,5	152,6	129,0	137,0	116,5	183,0	77,6	–
	292,9–457,6	11,0–186,0	99,0–148,0	99,0–173,9	64,7–154,9	143,6–286,8		
SO ₄ ²⁻ , мг/л	1834,8	373,5	106,4	600,3	486,3	203,1	11,8	100
	645,8–4189,7	191,0–597,9	83,6–121,7	73,0–1793,0	81,1–1511,0	26,4–840,5		
Cl ⁻ , мг/л	33380,0	14992,3	3209,5	7931,4	6673,5	4464,6	11,8	300
	5540,0–66725,0	6950,0–26180,0	2368,0–5308,0	3320,0–15290,0	2930,5–11860,0	1717,7–6815,0		
NO ₂ ⁻ , мг/л	6,1	<0,2	<0,2	3,3	2,5	<0,2	0,11	0,08
	0,34–10,28	–	–	0,1–12,3	0,2–7,6	–		
NO ₃ ⁻ , мг/л	78,0	27,2	25,4	15,7	16,4	6,3	1,7	40
	15,0–126,2	0,2–65,0	10,8–62,0	2,8–32,4	6,9–32,4	1,3–26,3		
Ca ²⁺ , мг/л	1528,6	1237,0	418,1	1178,6	1033,0	1104,2	26,7	180
	721,4–2713,0	552,0–2166,3	275,0–628,8	561,1–1593,0	601,2–1528,0	440,9–1947,0		
Mg ²⁺ , мг/л	270,2	946,5	76,0	280,5	236,6	263,8	7,5	40
	145,8–727,0	117,0–5185,3	48,5–116,4	121,5–382,8	123,2–320,5	140,2–413,0		
Na ⁺ , мг/л	16998,0	6395,1	1199,7	3082,8	2253,5	954,0	77,8	120
	7055,5–32142,0	2555,0–11005,0	866,0–1920,0	780,8–6422,0	963,5–5042,0	8,7–2576,0		
K ⁺ , мг/л	10796,0	3232,9	489,0	1258,9	745,3	116,1	2,59	50
	5168,8–23688,5	1228,0–5856,4	339,0–894,3,0	158,0–4237,0	62,6–1580,0	4,2–600,0		
Fe _{общ} , мг/л	0,5	0,6	0,8	0,8	0,8	0,5	0,1	0,1
	0,14–0,98	0,11–1,38	0,46–1,38	0,6–0,9	0,6–0,9	0,2–0,7		
NH ₄ ⁺ , мг/л	53,0	16,2	<0,5	23,1	7,9	1,7	0,40	0,5
	5,0–193,0	15,3–17,0	–	0,56–93,5	0,7–20,1	0,4–5,2		
Сухой остаток, мг/л	45053,6	29370,3	5945,0	12888,0	12109,0	7991,7	–	1000
	11637,0–77170,0	11669,0–46140,0	4570,0–9540,0	5293,7–21840,3	5293,7–20065,0	3490,0–12900,0		
Na/K, мэкв/л	2,7	3,1	4,3	4,7	8,2	20,2	13,3	
	2,1–3,0	0,9–3,8	3,6–4,7	3,1–10,8	3,9–53,4	2,0–48,0		
Na/Cl, мэкв/л	0,9	0,6	0,3	0,6	0,5	0,2	1,1	–
	0,6–2,2	0,4–1,2	0,3–0,4		0,4–0,6	0,001–0,39		
Количество проб	10	7	4	18	13	11	23	

Примечание. ПДК ГН 2.1.5.1315-03 [6], *– среднее значение, ** – минимальное и максимальное значения

Результаты и их обсуждение

Состав вещества шламохранилища. Твердая фаза глинисто-солевой суспензии состоит из нерастворимого остатка сильвинитовой руды с примесью переизмельченного сильвинита и галита. Сульфаты представлены ангидритом и гипсом, алюмосиликаты – преимущественно полевыми шпатами, карбонаты – доломитами. В шламохранилище процессы сульфатизации-карбонатизации сопровождаются массовым образованием кристаллов гипса и мелкокристаллической порошкообразной массы зерен доломита (рис. 2). В составе вещества верхнего слоя шламохранилища содержание полевых шпатов составляет 30%, галита 8,8–11,5%, гипса 1,4–19%. В некоторых зонах эти процессы сопровождаются наложенной пиритизацией, вызванной изменением окислительной обстановки на восстановительную ($Eh = 43,8$). Содержание пирита (Fe_2S) изменяется от 1,3 до 1,8%. Также встречаются гидрогётит ($3Fe_2O_3 \cdot 4H_2O$), гидрогематит ($Fe_2O_3 \cdot nH_2O$).



Агрегаты гипса и кристаллы доломита

Окатыши каолиновой глины

Рис. 2. Состав нерастворимого вещества глинисто-солевых шламов

В водной вытяжке вещества осушенной части шламохранилища преобладают Cl^- более 70 г/л, Na^+ 33 г/л, K^+ 19,5 г/л, SO_4^{2-} 19,6 г/л, Ca^{2+} 6,8 г/л и Mg^{2+} 0,9 г/л [14]. Ряд исследований показал, что в течение периода эксплуатации происходит существенная геохимическая трансформация вещества шламохранилища, сопровождающаяся усилением интенсивности выноса загрязнителей в окружающую среду со стоками и увеличением фильтрационных свойств нижележащих пород [22]. В холодных и гумидных климатических условиях данные процессы проходят более активно, чем в аридных.

Поступление рассолов в гидросферу происходит двумя путями: фильтрация через дамбу обвалования и ложе шламохранилища (рис. 3). Высокоминерализованные воды просачиваются в нижней части дамбы, субаквально в русло реки и в виде восходящих родников, в том числе и на противоположном берегу реки. Это обусловлено тем, что борт долины реки, где расположено шламохранилище, сложен глинистыми породами, затрудняющими разгрузку.



Рис. 3. Схематический разрез долины р. Ленвы в районе воздействия шламохранилища

Поверхностный сток через дамбу. За сорокалетний период эксплуатации шламохранилища фильтрация через дамбу сформировала устойчивый сток высокоминерализованных вод по склону долины реки. Химический состав вод представлен в таблице и характеризуется $Cl-Na$ составом с минерализацией более 40 г/л. Высокое содержание Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} обусловлено содержанием водорастворимых солей в шламохранилище. Повышенные концентрации соединений азота в фильтрационных водах (рис. 4) вызваны содержанием широкого спектра гетеросоединений в веществе шламохранилища, входящих в состав реагентов флотации, среди которых преобладают $O-$ и $N-$ содержащие структуры [2]. Превышение ПДК [6] для NH_4^+ достигает 400 раз, NO_2^- – 128 раз, NO_3^- – 3 раза (таблица).

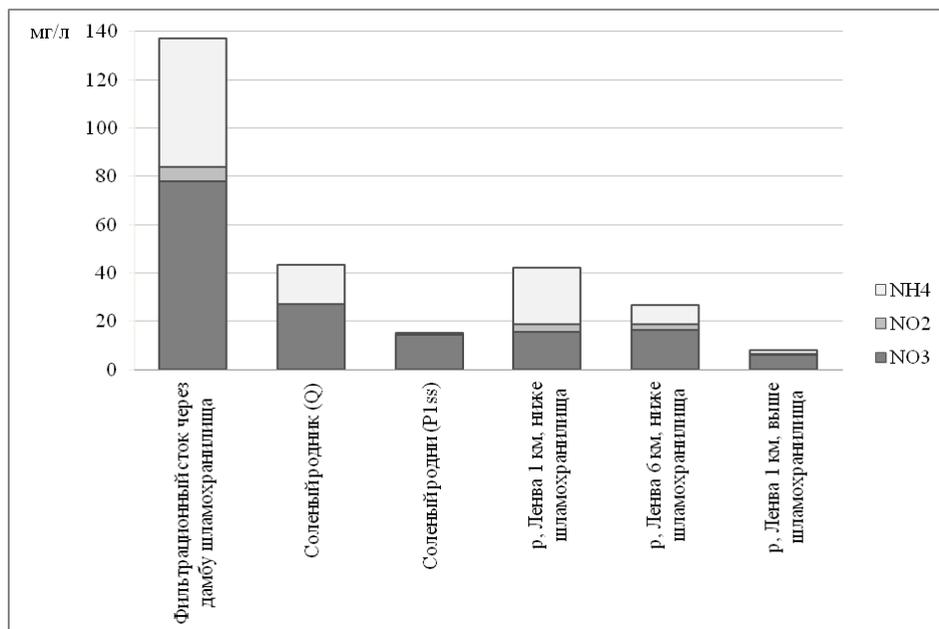


Рис. 4. Содержание азотных соединений в фильтрационных водах, поверхностных и подземных водах

Соотношение Na/K лежит в пределах 2,1 – 3,0 и является минимальным для исследуемых проб поверхностных и подземных вод, что свидетельствует о высоком содержании K^+ по отношению к Cl^- . Высокая изменчивость показателя Na/Cl зависит от количества атмосферных осадков, участвующих в водном потоке. Тем не менее среднее отношение Na/Cl составляет 1,0, что свидетельствует о незначительной роли ионно-обменных процессов в фильтрационных водах. Их состав можно принять за состав вод, поступающих в подземные воды через ложе шламохранилища.

Подземный сток. Фильтрующиеся через ложе шламохранилища стоки поступают в нижележащие четвертичный (Q) и шешминский (P_{1ss}) водоносные горизонты или разгружаются в ближайшие дрены, формируя ореол засоления между шламохранилищем и руслом реки (рис. 3). Согласно исследованиям Т.П. Любимовой и др. [23] на аналогичном объекте, рассолы могут достигать ближайшей дрены в течение 12–18 дней после начала фильтрации через ложе шламохранилищ. Высокая плотность растворов ($1,21 \text{ г/см}^3 - 1,23 \text{ г/см}^3$) способствует их поступлению в шешминский горизонт. Высокоминерализованные воды шешминского горизонта (P_{1ss}) поступают в Камское водохранилище – основную дрену территории Пермского края [22].

В непосредственной близости от шламохранилища подземные воды меняют HCO_3-Ca состав на $Cl-Na$ в четвертичном и шешминском водоносном горизонтах (таблица). Наибольшая концентрация Cl^- наблюдается в роднике четвертичных отложений и достигает 26,1 г/л. Химический состав данного водоносного горизонта подвергается наибольшей трансформации под воздействием калийной промышленности. Отношение Na/K (3,1 мэкв/л) и высокие концентрации соединений азота (рис. 4) свидетельствует о схожести химического состава подземных вод с фильтрационными водами шламохранилища. Низкие значения соотношения Na/Cl (0,6 мэкв/л), в свою очередь, показывают, что в формировании химического состава подземных вод четвертичного водоносного комплекса возрастает роль ионнообменных процессов.

Воды родника, связанного с шешминским водоносным горизонтом, характеризуются меньшими концентрациями химических элементов. Исключение составляет содержание $Fe_{общ}$. По некоторым оценкам [22], $Cl-Na$ подземные воды более активно выщелачивают гидроокислы железа из горных

пород. Положение шешминских вод способствует активной вовлеченности Na^+ в ионообменные процессы в шешминских отложениях. Соотношение Na/Cl достигает минимальных значений и составляет 0,3 мэкв/л. Высокая изменчивость содержания солей в водах обоих родников (таблица) может быть объяснена сезонными изменениями гидродинамического режима территории исследования.

При фильтрации рассолов через глинистые, местами доломитизированные известняки и мергели подземные воды характеризуются $Na, Ca-Cl$ составом (рис. 5), так как высокоминерализованные засоленные $Na-Cl$ подземные воды активизируют процессы выщелачивания и ионного обмена в системе вода-порода интенсивнее, чем при фильтрации природных пресных вод [8, 22]. В подземных и поверхностных водах на фоне высокого уровня хлоридного загрязнения увеличиваются содержания $Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-}$ (рис. 5). Содержание $Fe_{общ}$ в некоторых пробах достигает 1,38 мг/л.

Химический состав р. Ленвы. Выход на поверхность загрязненных подземных вод в виде родников, площадной и субаквальной разгрузки, а также поверхностный сток высокоминерализованных вод в долине р. Ленвы (рис. 3) приводят к засолению самой реки и долинных экосистем. Воды р. Ленва характеризуется $Na-Cl$ составом (таблица), нейтральным рН, сохраняются значительные превышения ПДК по всем компонентам, в том числе по соединениям азота. Содержание $Fe_{общ}$ в воде р. Ленвы снижается из-за осаждения Fe^{2+} в окислительных условиях поверхностных вод. В отличие от аридных экосистем, где высокоминерализованные воды характеризуются щелочной обстановкой, на территории исследования рН поверхностных вод близка к нейтральной. Это обусловлено поступлением нейтральных фильтрационных вод и кислых почвенных растворов таежных ландшафтов.

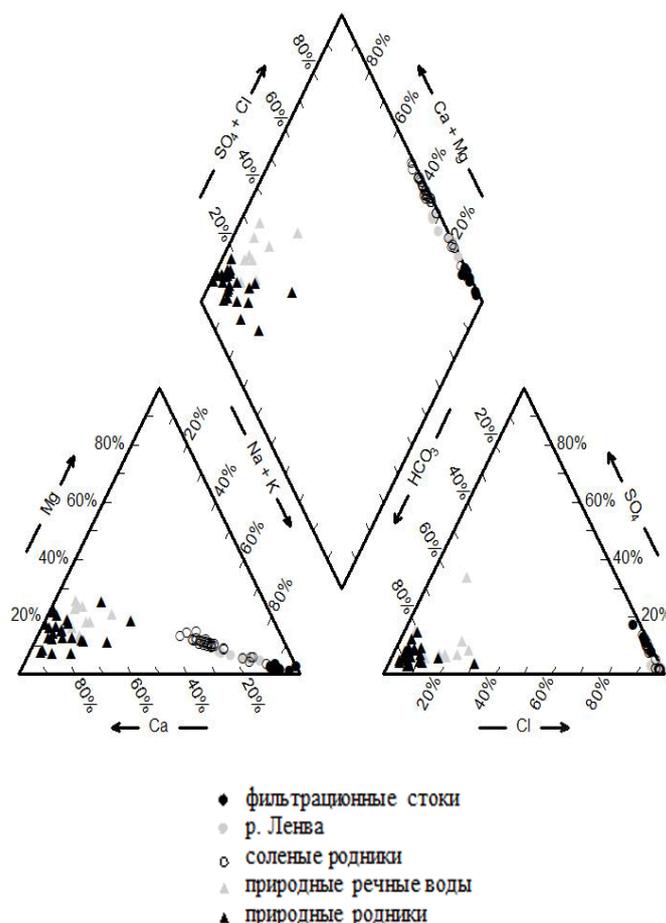


Рис. 5. Пайпер диаграмма химического состава фильтрационных вод, родников и вод р. Ленва относительно природных поверхностных и подземных вод [21]

Несмотря на то, что химический состав вод р. Ленвы определяется наличием еще одного калийного предприятия в верховьях реки, максимальные концентрации водорастворимых солей отмечаются в районе воздействия исследуемого шламохранилища. Содержание Cl достигает 15 г/л, а содержание Na^+ возрастает до 6,4 г/л (таблица). В непосредственной близости от шламохранилища

отмечаются максимальные концентрации соединений азота (рис. 4) для Ленвы. Пробы вод реки, отобранные в 6 км ниже по течению от шламохранилища, характеризуются меньшими содержаниями химических элементов и соотношением Na/K за счет разбавления пресными водами. Соотношения Na/K близки к фоновым значениям. Необходимо отметить, что наибольшее значение соотношения Na/K отмечается в водах р.Ленва выше шламохранилища. Это может быть объяснено активным вовлечением K^+ в биологический круговорот аквальных экосистем и резким снижением его содержания в водах реки при сохранении достаточно высоких концентрациях Cl^- . Кроме активного биологического захвата снижение K^+ может быть связано с ионно-обменными процессами при контакте вод с донными отложениями.

Засоление реки и повышение уровня Cl^-Na подземных вод после строительства шламохранилища (рис. 3) приводит к резкому повышению содержания в долинных почвах Cl^- , K^+ , SO_4^{2-} , Na^+ [20]. Сумма токсичных солей составляет 1,5%, что соответствует «очень сильной» степени засоления [1]. В некоторых случаях близкое залегание засоленных подземных вод приводит к развитию процессов заболачивания. Содержание Cl^- в водной вытяжке почв увеличивается по сравнению с фоновыми почвами в 400 раз, Na^+ – в 200 раз, K^+ – в 7 раз [21].

Выводы

Анализ химического состава вещества шламохранилища, фильтрационных вод, соленых родников и поверхностных вод, отобранных на различном удалении от шламохранилища, показал, что ухудшение барьерных свойств глинистого экрана в основании бортов и ложа шламохранилища оказывает комплексный эффект на состояние окружающей среды в районе исследуемого объекта. Многолетняя эксплуатация шламохранилища привела к формированию фильтрационных вод Cl^-Na состава с высоким содержанием азотных соединений. Их поступление в окружающую среду вызывает трансформацию химического состава подземных и поверхностных вод, засоление почв в долинах рек.

Засоленные подземные воды более активно, чем пресные воды, растворяют карбонатные и сульфатные минералы в породах, что приводит к увеличению содержания Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} в соленых родниках и водах р. Ленва. Фильтрация засоленных подземных вод через шешминские отложения обуславливает увеличение содержания Fe^{2+} в подземных водах. Почвы в долинах засоленных рек характеризуются «очень сильной» степенью засоления.

Опыт эксплуатации рассматриваемого шламохранилища может быть использован при проектировании шламохранилищ, строительство которых ведется при освоении новых участков на Верхнекамском месторождении калийно-магниевых солей и других производств, предполагающих образование отходов с высоким содержанием водорастворимых солей.

Библиографический список

1. *Базилевич Н.И., Панкова Е.И.* Методические указания по учету засоленных почв. М., 1968. 89 с.
2. *Бачурин Б.А., Сметанников А.Я., Хохрякова Е.С.* Эколого-геохимическая оценка продуктов переработки глинисто-солевых шламов калийного производства // Современные проблемы науки и образования. 2014. №6. URL: <http://www.science-education.ru/ru/article/view?id=15442> (дата обращения: 20.09.2017).
3. *Бачурин Б.А., Бабошко А.Ю.* Эколого-геохимическая характеристика отходов калийного производства // Горный журнал. 2008. №10. С. 88 – 91.
4. *Бельтюков Г.В.* Основные источники загрязнения подземных и поверхностных вод на территории Верхнекамского месторождения калийных солей // Вестник Пермского университета. Экология. 1996. Вып. 4. С 128–140.
5. *Вострецов С.П., Каменчук А.П., Полошкин С.Н., Попов В.М.* Способ создания противофильтрационного экрана с геомембраной из полимерного материала. Патент на изобретение RU 2374386 14.07.2008.
6. *ГН 2.1.5.1315-03.* Гигиенические нормативы. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.
7. *Дашко Р.Э., Крысов О.Ю., Мольский Е.В., Петров Н.С.* Изучение противофильтрационных экранов шламохранилищ жидких отходов калийных производств // Охрана окружающей среды калийных производств: тр. ВНИИГ. Л., 1985. С. 73 –83.
8. *Колташников Г.А., Клементьев В.П., Еременко Ю.П.* Процессы засоления пород и подземных

вод твердыми отходами калийных производств Солигорских комбинатов // Докл. АН БССР. 1979. Т.14. № 5. С. 443–446.

9. Колпашиников Г.А., Аль-Тамими С.С.Х., Аль-Хаснави Р.М.А.Х., Крошнер И.П. Влияние влажности и солей на прочностные и деформационные свойства дисперсных грунтов // Наука и техника. 2010. №2. С. 5–7.

10. Максимович Н.Г., Горбунова К.А. Изменение гидрогеологических условий в процессе строительства крупного агропромышленного комплекса // Инженерная геология. 1989. №5. С. 61–65.

11. Монюшко А.М., Пахомов С.П. Основные закономерности, определяющие устойчивость глинистых грунтов к воздействию обводнения и промстоков (по экспериментальным данным) // Инженерная геология. 1985. №6. С. 35–45.

12. Слюсарь Н.Н., Загорская Ю.М., Шлее Ю. Современные подходы к рекультивации свалок и полигонов захоронения твердых бытовых отходов // Вестник ПНИПУ. Урбанистика. 2012. №4. С. 84–91.

13. Харитонов Т.В. и др. Создание сводных геологической и гидрологической карт Верхнекамского месторождения калийных солей масштаба 1:100000. Пермь-геокарта. Пермь, 1999.

14. Хайрулина Е.А. Формирование экологической обстановки при разработке месторождения калийных солей // Проблемы региональной экологии. 2015. №4. С. 140 – 145.

15. Arle J., Wagner F. Effect of anthropogenic salinisation on the ecological status of macroinvertebrate assemblages in the Werra River (Thuringia, Germany) // Hydrobiologia. 2013. № 701. P. 129–148.

16. Barbour S.L., Yang N.A. A review of the influence of clay-brine interactions on the geotechnical properties of Ca-montmorillonitic clayey soils from western Canada // Canadian Geotechnical Journal. 1993. №30(6). P. 920–934.

17. Baure M., Eichinger L., Elsass P., Kloppmann W., Wirsing G. Isotopic and hydrochemical studies of groundwater flow and salinity in the Southern Rhine Graden // Int J Earth Sci. 2005. №94. P. 565–579

18. *Environmental Aspects of Phosphate and Potash Mining*. First edition, Paris: United Nations Publication, 2001. 62 p.

19. Fetisova N.F., Fetisov V.V., Maio M.De., Zekster I.S. Groundwater vulnerability assessment based on calculation of chloride travel time through the unsaturated zone on the area of the Upper Kama potassium salt deposit // Environ Earth Sci. 2016. №75 P. 681. DOI: 10.1007/s12665-016-5496-6

20. Khayrulina E. Aspects of the environmental monitoring on the territory of Verhnekamskoye Potash Deposit (Russia) // Mining Meets Water – Conflicts and Solutions. Proceedings IMWA2016 Annual Conference, Leipzig, Germany. 2016. P. 378 – 382. URL:

https://www.imwa.info/docs/imwa_2016/IMWA2016_Proceedings.pdf (дата обращения: 20.09.2012).

21. Khayrulina E., Maksimovich N. Influence of drainage with high contents of water-soluble salts on the environment in the Verhnekamskoe potash deposit, Russia // Mine Water Environ. 2018. DOI: 10.1007/s10230-017-0509-6.

22. Liu Y., Lekhov A.V. Modeling changes in permeability characteristics of gypsified rocks accompanying brine flow // Water Resources. 2013. №40(7). P. 776–782. DOI: 10.1134/S0097807813070063

23. Lyubimova T.P., Lepikhin A.P., Parshakova Ya.N., Tsiberkin K.B. Numerical modeling of liquid-waste infiltration from storage facilities into surrounding groundwater and surface-water bodies // Journal of applied mechanics and technical physics. 2016. №57(7) P. 1208–1216. DOI:10.1134/S0021894416070099

24. Lucas Y., Schmitt A.D., Chabaux F., Clément A., Fritz B., Elsass Ph., Durand S. Geochemical tracing and hydrogeochemical modelling of water–rock interactions during salinization of alluvial groundwater (Upper Rhine Valley, France) // Applied Geochemistry. 2010. №25(11). P. 1644–1663.

25. Luo J., Diersch H.-J., Monnikhoff L. 3D modeling of saline groundwater flow and transport in a flooded salt mine in Stassfurt, Germany // Mine water Environ. 2012. №31 P. 104–111. DOI: 10.1007/s10230-012-0181-9.

26. Osipov V.I. Density of clay minerals // Soil mechanics and foundation engineering. 2012. №48(6). P. 231 – 240. DOI: 10.1007/s11204-012-9153-0.

27. Rauche A.M., Fulda D., Schwalm V. Tailings and Disposal Brine Reduction – Design Criteria for Potash Production in the 21st Century // Tailings and mine waste 8th International conference. 2001. P. 85 – 94.

References

1. Bazilevich, N.I., Pankova, E.I. (1968), *Metodicheskie ukazaniya po uchetu zasolyonnyih pochv* [Methodological instructions for the calculation of saline soils], Moscow, Russia.
2. Bachurin, B.A., Smetannikov, A.Ya., Khokhryakova, E.S. (2014). Environmental and geochemical assessment of processing products of clay-salt slurries generated by potash mining operations. *Sovremennye Problemy Nauki I Obrazovaniya* [Modern Problems of Science and Education], no. 6. URL: <http://www.science-education.ru/ru/article/view?id=15442> (in Russian) (accessed 20.09.2017)
3. Bachurin, B.A., Baboshko, A.Yu. (2008) Ecological and geochemical characteristics of the potash production wastes. *Gornyj zhurnal* 10: 88 – 91 (in Russian)
4. Bel'tyukov, G.V. (1996). Main sources of contamination of groundwater and surface waters in the area of the Verhnekamskoe potash deposit. *Vestnik Permskogo Universiteta* (Bull. Perm Univ.), issue 4, Ecology. pp. 128–140 (in Russian)
5. Vostrecov S.P., Kamenchuk A.P., Poloshkin S.N., Popov V.M. *Sposob sozdaniya protivofil'tracionnogo ehkrana s geomembranoy iz polimernogo materiala* [The method of creating an anti-filter screen with a geomembrane made of polymer material]. Patent na izobretenie RUS 2374386 14.07.2008
6. GN 2.1.5.1315-03. «Gigienicheskie normativyi «Predelno dopustimyye kontsentratsii (PDK) himicheskikh veschestv v vode vodnyih ob'ektov hozyaystvenno-pitevogo i kulturno-byitovogo vodopolzovaniya» (Hygienic standards» Maximum allowable concentrations (MACs) of chemical elements in water of water bodies of domestic, drinking and cultural and domestic water use), Moscow (in Russian).
7. Dashko R.E., Kryicov O.Yu. Molskiy E.V., Petrov N.S Izuchenie protivofil'tratsionnyih ekranov shlamohranilisch zhidkih othodov kaliynnyih proizvodstv [Researching of anti-filtration screens of slurry storage facilities with liquid waste of potash production] // *Ohrana okruzhayushey sredy na kaliynnyih mestrozhdeniyah*. Tr.VNIIG. L., 1985. S. 73 – 83.
8. Kolpashnikov GA, Klement'ev VP, Eremenko YuP (1979). Processes of soil and groundwater salinization by solid wastes generated by Soligorsk potash mining operations. *Dokl. AN BSSR* 14 (5): 443 – 446 (in Russian)
9. Kolpashnikov GA, Al-Tamimi Saif Sami Hussain, Al-Khasnavu Raed Mahmoud Abdul-Hussain, Kroshner IP (2010) Influence of Moisture and Salt on Strength and Deformation Properties of Disperse Soils. *Nauka I tehnika* [Science and Technique] 2: 5–7 (in Russian)
10. Maksimovich NG, Gorbunova KA (1989). Changes in hydrogeological conditions during construction of a large agro-industrial complex. *Inzhenernaya Geologiya* [Engineering Geology] 5: 61–65 (in Russian)
11. Monyushko AM, Pakhomov SP (1985). Main regularities controlling resistivity of clay soils to the effects of water-flooding and mine drainages (based on experimental data). *Inzhenernaya Geologiya* [Engineering Geology] 6: 35–45.
12. Sliusar N, Zagorskaya Y, Schlee J (2012) Modern approach to the recultivation of dumps and landfills for municipal solid waste. *PNRPU Bulletin. Urban development* 4: 84–91 (in Russian)
13. Kharitonov TV et al (1999) *Creating of summary geological and hydrogeological maps of the Verhnekamskoe Potash Deposit of scale 1:100000*. JSC “Perm-geocarta”, Perm (in Russian)
14. Khayrulina E.A. Environmental management in the development of potassium salt deposits *Problemy regional'noj jekologii* [Regional environmental issues]. 2015; (4): 140–145. (in Russian)
15. Arle J, Wagner F (2013). Effect of anthropogenic salinisation on the ecological status of macroinvertebrate assemblages in the Werra River (Thuringia, Germany). *Hydrobiologia* 701: 129–148
16. Barbour SL, Yang N (1993) A review of the influence of clay-brine interactions on the geotechnical properties of Ca-montmorillonitic clayey soils from western Canada. *Canadian Geotechnical Journal* 30 (6):920–934.
17. Baure M, Eichinger L, Elsass P, Kloppmann W, Wirsing G (2005). Isotopic and hydrochemical studies of groundwater flow and salinity in the Southern Rhine Graden. *Int J Earth Sci* 94: 565–579
18. *Environmental Aspects of Phosphate and Potash Mining* (2001). First edition, Paris: United Nations Publication.
19. Fetisova NF, Fetisov VV, Maio MDe, Zekster IS (2016) Groundwater vulnerability assessment based on calculation of chloride travel time through the unsaturated zone on the area of the Upper Kama potassium salt deposit. *Environ Earth Sci* 75: 681 DOI 10.1007/s12665-016-5496-6
20. Khayrulina E (2016). Aspects of the environmental monitoring on the territory of Verhnekamskoe Potash Deposit (Russia), in: *Mining Meets Water – Conflicts and Solutions*. Proceedings IMWA2016 Annual Conference, Leipzig, Germany. – Leipzig, Germany. pp. 378 – 382.

https://www.imwa.info/docs/imwa_2016/IMWA2016_Proceedings.pdf (accessed 25 August 2017)

21. Khayrulina E., Maksimovich N. (2018), Influence of drainage with high contents of water-soluble salts on the environment in the Verhnekamskoe potash deposit, Russia. *Mine Water Environ.* DOI: 10.1007/s10230-017-0509-6.

22. Liu Y, Lekhov AV (2013) Modeling changes in permeability Characteristics of gypsified rocks accompanying brine flow. *Water Resources* 40(7): 776–782 DOI: 10.1134/S0097807813070063

23. Lyubimova TP, Lepikhin AP, Parshakova YaN, Tsiberkin KB (2016) Numerical modeling of liquid-waste infiltration from storage facilities into surrounding groundwater and surface-water bodies. *Journal of applied mechanics and technical physics* 57(7): 1208–1216. DOI 10.1134/S0021894416070099

24. Lucas Y, Schmitt AD, Chabaux F, Clément A, Fritz B, Elsass Ph, Durand S (2010). Geochemical tracing and hydrogeochemical modelling of water–rock interactions during salinization of alluvial groundwater (Upper Rhine Valley, France). *Applied Geochemistry* 25 (11): 1644–1663

25. Osipov VI (2012). Density of clay minerals. *Soil mechanics and foundation engineering* 48(6): 231 – 240 DOI: 10.1007/s11204-012-9153-0

26. Luo J., Diersch H.-J., Monninkhoff L. 3D modeling of saline groundwater flow and transport in a flooded salt mine in Stassfurt, Germany. *Mine water Environ.* 2012. № 31 P. 104–111. DOI 10.1007/s10230-012-0181-9.

27. Rauche AM, Fulda D, Schwalm V (2001) Tailings and Disposal Brine Reduction – Design Criteria for Potash Production in the 21st Century. *Tailings and mine waste 8th International conference* 85:94.

Поступила в редакцию: 02.10.2017

Сведения об авторе

Хайрулина Елена Александровна

кандидат географических наук, ведущий научный сотрудник Естественнонаучного института, Пермский государственный национальный исследовательский университета; Россия, 614990, г. Пермь, ул. Генкеля, 4

About the author

Elena A. Khayrulina

Candidate of Geographical Sciences, Leading Researcher, Natural Science Institute of Perm State University;
4, Genkelya st., Perm, 614990, Russia

e-mail: khayrulina@psu.ru

Просьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках следующим образом:

Хайрулина Е.А. Воздействие фильтрационных вод шламоохранилища с солесодержащими отходами на поверхностные и подземные воды // Географический вестник = Geographical bulletin. 2018. №2(45). С. 145–155. doi 10.17072/2079-7877-2018-2-145-155

Please cite this article in English as:

Khayrulina E.A. Influence of slurry storage facility with salt-bearing wastes on the surface and ground waters // Geographical bulletin. 2018. №2(45). P. 145–155. doi 10.17072/2079-7877-2018-2-145-155