

ПЕРМСКИЙ
ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
НАЦИОНАЛЬНЫЙ
ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
УНИВЕРСИТЕТ

Е. А. Хайрулина

ПРИРОДНОЕ
И ТЕХНОГЕННОЕ ЗАСОЛЕНИЕ
НА РАЗРАБАТЫВАЕМЫХ
МЕСТОРОЖДЕНИЯХ
КАЛИЙНЫХ СОЛЕЙ

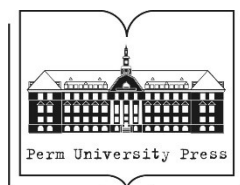


МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
Федеральное государственное автономное
образовательное учреждение высшего образования
«ПЕРМСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
НАЦИОНАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»

Е. А. Хайрулина

**ПРИРОДНОЕ И ТЕХНОГЕННОЕ ЗАСОЛЕНИЕ
НА РАЗРАБАТЫВАЕМЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЯХ КАЛИЙНЫХ СОЛЕЙ**

Монография



Пермь 2025

УДК 504:911.5

ББК 20.1+26.8

X12

Хайрулина Е. А.

X12

Природное и техногенное засоление на разрабатываемых месторождениях калийных солей [Электронный ресурс] : монография / Е. А. Хайрулина ; Пермский государственный национальный исследовательский университет. – Электронные данные. – Пермь, 2025. – 11 Мб ; 210 с. – Режим доступа: <http://www.psu.ru/files/docs/science/books/mono/Hajrulina-Prirodnoe-i-tehnogennoe-zasolenie-na-razrabatyvaemyh-mestorozhdeniyah-kalijnyh-solej.pdf>. – Заглавие с экрана.

ISBN 978-5-7944-4285-4

Представлены результаты исследований взаимодействия компонентов природных систем с целью выявления пространственных и временных изменений ландшафтно-геохимических процессов, вызванных техногенным поступлением водорастворимых солей и элементов-примесей при разработке месторождений калийных солей. Исследования выполнены при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках проекта «Биогеохимические и геохимические исследования ландшафтов в условиях интенсивного техногенного воздействия, поиск новых методов мониторинга и прогноза состояния окружающей среды».

Предназначена для научных сотрудников, преподавателей, студентов и аспирантов, работников, занятых в сфере экологии.

УДК 504:911.5

ББК 20.1+26.8

*Печатается по решению ученого совета Естественного научного института
Пермского государственного национального исследовательского университета*

Рецензенты: д-р геол.-минерал. наук, зав. лабораторией геологии месторождений полезных ископаемых Горного института Уральского отделения Российской академии наук **И. И. Чайковский**;

д-р техн. наук, профессор, зав. кафедрой охраны окружающей среды Пермского национального исследовательского политехнического университета **Л. В. Рудакова**

ISBN 978-5-7944-4285-4

© Хайрулина Е. А., 2025

© ПГНИУ, 2025

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	5
1. ПРОБЛЕМЫ ИЗУЧЕНИЯ ПРИРОДНОГО И ТЕХНОГЕННОГО ЗАСОЛЕНИЯ	7
2. НОРМАТИВНОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ОЦЕНКИ ЗАСОЛЕНИЯ	18
3. КАЛИЙНЫЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ МИРА.....	22
4. ГЕОХИМИЧЕСКАЯ СПЕЦИФИКА КАЛИЙНОЙ РУДЫ И ВМЕЩАЮЩИХ ПОРОД.....	27
5. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ КАЛИЙНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ.....	34
6. ПРИРОДНЫЕ ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЛАНДШАФТНО- ГЕОХИМИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ РАЙОНОВ РАЗВИТИЯ ГАЛОГЕННЫХ ФОРМАЦИЙ.....	41
6.1. Природные соленые источники.....	45
6.2. Древние рассолоподъемные скважины	51
7. ТЕХНОГЕННЫЕ ФАКТОРЫ, СОПРОВОЖДАЮЩИЕ РАЗРАБОТКУ КАЛИЙНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ.....	70
7.1.Отходы производства	70
7.2. Галитовые отходы.....	74
7.3. Глинисто-солевые шламы	80
7.4. Выбросы в атмосферу.....	82
7.5. Фильтрационные воды	83
8. ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ВЕРХНЕКАМСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ КАЛИЙНО-МАГНИЕВЫХ СОЛЕЙ	87
8.1. Атмосферный воздух.....	87

8.2. Поверхностные и подземные воды	101
8.3. Донные отложения.....	117
8.4. Почвы	121
8.5. Биота	137
8.5.1. Аквальные экосистемы.....	138
8.5.2. Наземные экосистемы	142
8.5.3. Микробиоценозы	149
8.6. Ландшафты	156
9. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ КОМПЛЕКСНЫХ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ДЛЯ РАЙОНОВ ОСВОЕНИЯ КАЛИЙНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ	161
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	178
Список литературы.....	181

ВВЕДЕНИЕ

Разработка месторождений полезных ископаемых оказывает наиболее интенсивное негативное воздействие на природные комплексы по степени преобразования и площадному распространению. Отходы добычи и переработки калийной промышленности являются источником техногенных высокоминерализованных потоков, способных формировать специфические ландшафты с характеристиками и процессами, нетипичными для данной природной зоны. Необходимость оценки пространственно-временных изменений ландшафтов при разработке месторождений калийных солей в значительной мере обусловлена расширением географии производства и малой изученностью интенсивного техногенного засоления, с масштабами которого несопоставим, например, техногенный засолением при нефтедобыче.

Россия является одним из важнейших поставщиков калийных удобрений в мире. Основные запасы калия в России сосредоточены на одном из крупнейших в мире месторождений калийных солей – Верхнекамском месторождении калийно-магниевых солей (ВКМКС), которое разрабатывается около 90 лет. Острая необходимость в калийных удобрениях обуславливает появление новых предприятий на Верхнекамском месторождении, в Волгоградской области; рассматривается возможность разработки месторождений в Иркутской, Калининградской и Саратовской областях. Обеспечение экологической безопасности горнодобывающей деятельности – наиболее острая проблема калийной промышленности.

Засоление, или в терминологии ландшафтно-геохимических процессов М.А. Глазовской (2007), галогенез при разработке месторождений солей, где источник солей может быть естественного или техногенного происхождения, изменяется в пространстве и времени. Наиболее полно изучен вопрос воздействия добычи калийных солей на поверхностные и подземные воды. Проблемами миграции загрязненных вод в приповерхностную гидросферу и геохимическими исследованиями на территории Верхнекамского месторождения калийных солей достаточно широко занимались ученые

Б.А. Бачурин, А.И. Кудряшов, Г.В. Бельтюков и др. Следует назвать отдельные работы по влиянию техногенного засоления на развитие адаптивных механизмов у растений, формирование специфических галофитных и галотолерантных бактериальных сообществ [О.З. Еремченко и др.; Е.Г. Плотникова и др.]. Проводимые за рубежом исследования на территории аналогичных месторождений, например в Германии, Белоруссии, Франции, Канаде, также связаны с изучением влияния горных работ на отдельные компоненты окружающей среды [P. Hulisz, A. Piernik, J. Arle, B.C. Хомич].

Необходимо более глубокое понимание взаимодействия компонентов природных систем с целью выявления пространственных и временных изменений ландшафтно-геохимических процессов, вызванных техногенным поступлением водорастворимых солей и элементов-примесей при разработке месторождений калийных солей.

В монографии представлены результаты многолетних исследований особенностей формирования аквальных и наземных ландшафтов в районах развития галогенных формаций. Изучено их преобразование: при поступлении водорастворимых солей через соленые родники на территории ООПТ «Дурнятская котловина»; в результате изливов древних рассолоподъемных скважин в районе пос. Усть-Игум; под воздействием калийной промышленности Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей.

Публикация подготовлена в рамках выполнения проекта «Биогеохимические и геохимические исследования ландшафтов в условиях разработки месторождений полезных ископаемых, поиск новых методов мониторинга и прогноза состояния окружающей среды» № 2019-0858 Министерства науки и высшего образования РФ.

1. ПРОБЛЕМЫ ИЗУЧЕНИЯ ПРИРОДНОГО И ТЕХНОГЕННОГО ЗАСОЛЕНИЯ

Теоретической основой изучения взаимодействия компонентов природных систем в условиях интенсивного техногенного воздействия является методология ландшафтно-геохимических исследований, разработанная в трудах М.А. Глазовской, А.И. Перельмана, Н.С. Касимова, Дж. А.С. Фортескью.

При геохимических исследованиях природная среда трактуется как система геохимических ландшафтов. По А.И. Перельману (1977), «геохимический ландшафт – это парагенетическая ассоциация сопряженных элементарных ландшафтов, связанных между собой миграцией элементов».

Согласно М.А. Глазовской (2007), ландшафтно-геохимические процессы – это совокупность взаимосвязанных биогеохимических, физико-химических, физических явлений, в результате совместного действия которых в ландшафтной сфере и ее подсистемах идут при воздействии солнечной энергии и внутренней энергии Земли постоянное возобновление живого вещества, трансформация органических, органоминеральных и минеральных соединений, сопровождающиеся пространственной дифференциацией химических элементов.

В условиях большого количества осадков и при поступлении загрязняющих веществ в окружающую среду одним из наиболее важных ландшафтно-геохимических процессов в формировании природно-техногенных геосистем на исследуемой территории является гидрогенез.

Гидрогенез (по А.И. Ферсману) – совокупность геохимических процессов в зоне гипергенеза, связанная с проникновением воды в литосферу и сопровождающаяся растворением, переносом и вторичным выпадением из растворов различных минералов [Глазовская, 2007]. Наиболее активно при гидрогенезе мигрируют легкорастворимые соединения. Гидрогенез включает два миграционных потока – атмосферный и гидрологический. Важной частью гидрогенеза является *галогенез*. В природных условиях галогенез проявляется в аридных и субаридных ландшафтах или в экстраконтинентальных холодных

ландшафтах Сибири [Перельман, Касимов, 1999; Курачев, Рябова, 1981; Кулижский и др., 2017].

В условиях, где водорастворимые соли играют значительную роль в миграционных потоках районов распространения галогенных формаций, и учитывая региональный масштаб исследования, ландшафтно-геохимический анализ проводится с использованием бассейнового принципа. В данном подходе объектами ландшафтно-геохимических исследований являются речные бассейны разных порядков [Касимов и др., 2016].

В геологической истории Земли процессы галогенеза играли значительную роль, определяя водно-солевой баланс гидросферы, литосферы и биосферы [Богашова, 2011]. Высокоминерализованные воды, или рассолы, характеризуются высокой агрессивностью в растворах, которая обеспечивается высокой концентрацией лигандов (Br^- , Cl^-), образующих комплексные соединения, и высокой концентрацией активных в обменных процессах Mg^{2+} , Na^+ , K^+ [Богашова, 2011; Чечел, 2009]. На территориях распространения галогенных формаций процессы галогенеза могут иметь природное и техногенное происхождение.

Различные аспекты природного засоления ландшафтов рассматривались многими учеными. Наиболее полно изменения ландшафтно-геохимических процессов при современном засолении изучены Н.С. Касимовым и другими учеными на примере Прикаспия [Касимов, 2000; Касимов, 2004, Касимов, 2012; Касатенкова, 2011]. Геохимическая эволюция лагунно-маршевых ландшафтов, вызванная колебанием уровня Каспийского моря, обусловлена интенсивным развитием процессов сульфидогенеза, глеегенеза, оксидогенеза и накоплением органического вещества в трансгрессивную фазу, с усилением процессов подкисления на стадии стабилизации и накоплением Fe и тяжелых металлов.

В.П. Петрищевым и другими учеными [Петрищев и др., 2011] на примере солянокупольных районов Прикаспия рассмотрена роль зональных и аazonальных факторов в формировании ландшафтов, что проявляется в основном в почвенно-

геохимических характеристиках аккумулятивных и трансаккумулятивных ландшафтов.

Отражением всех геохимических процессов в ландшафтах, по определению А.И. Перельмана (1977 и др.), является почва. Многие свойства почв и распределение в них химических элементов зависят от почвообразующих пород и подземных вод [Перельман, 1977; Ковда, 1985].

Естественные факторы развития засоления почв в России рассмотрены в фундаментальном труде «Засоленные почвы России» [Засоленные почвы России, 2006] и «Засоленные почвы Западной Сибири» [Курачев, Рябова, 1981]. Наиболее близкими к тематике нашего исследования являются работы по изучению кислых сульфатных почв Австралии [Fitzpatrick et al., 2008; Salama et al., 1999; Morgan K., Jankowski, 2004]. В засушливых районах Австралии уменьшение площади лесов вызвало подъем грунтовых вод на 1–2 м и формирование засоленных и солонцеватых почв [Salama et al., 1999]. Авторами [Salama et al., 1999; Fitzpatrick et al., 2008] установлено, что в результате подъема уровня грунтовых высокоминерализованных вод в зимний сезон в гидроморфных условиях формируются специфические кислые сульфатные почвы с накоплением пирита в виде черного сульфида железа с сероводородным запахом (black iron sulfide with a rotten egg smell), ферригидрита ($\text{Fe}^{3+}_2\text{O}_3 \cdot 0,5(\text{H}_2\text{O})$), гётита ($\alpha\text{-Fe}^{3+}\text{O}(\text{OH})$) и швертманнита ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_{6n}\text{H}_2\text{O}$) на поверхности почвы. Данные почвы представляют собой аналоги исследуемых нами техногенных почв.

Засоление почвенного покрова аллювиальных долин грунтовыми водами – распространенный процесс, характерный для первых террас рек Заволжья, низовий рек Кубань, Аму-Дарья и Сыр-Дарья и других [Ковда, 1937]. Глубина, с которой грунтовые воды могут засолять поверхность, определяется сухостью климата, механическим составом грунта и его строением. Согласно Е.И. Панковой и Е.А. Ямновой [Панкова, Ямнова, 1993], главным диагностическим признаком солончака является постоянное наличие в профиле поверхностного горизонта легкорастворимых солей в количестве, подавляющем

рост культурных растений. Основное условие формирования солончаков – поступление солей в верхнюю часть профиля из грунтовых вод или почвообразующих пород [Панкова, Ямнова, 1993]. Для природных солончаков количественные результаты соленакопления определяются минерализацией грунтовых вод, условиями испарения и временем, в течение которого совершается передвижение восходящих растворов [Родникова, 2007]. Формирование солончаков хлоридного и сульфатного засоления связано с аккумуляцией солей, образующихся в результате выветривания осадочных пород.

Проблемы техногенного галогенеза мало проработаны. Наиболее полно изучены процессы засоления при поступлении пластовых вод в процессе добычи нефти [Солнцева, Садов, 2004; Габбасова, Сулейманов, 2007; Московченко и др., 2017] и использования антигололедных реагентов [Артамонова и др., 2010; Никифорова и др., 2017].

Н.П. Солнцевой [Солнцева, Садов, 2004] описаны «солонцовый» и «парасолонцовый» процессы технопедогенеза, разработаны модели трансформации почвенного поглощающего комплекса и почвенных растворов.

Воздействие техногенного галогенеза на водосборные ландшафты речных долин и водные системы на примере юга Тюменской области изучены И.Г. Сванидзе и др. (2014, 2016). За 25-летний период разлива Na–Cl вод из заброшенной геолого-разведочной скважины авторами установлена смена пойменных аллювиальных луговых кислых почв на солончак хлоридно-натриевый корковый и солончаковые почвы, речных вод малых водотоков с гидрокарбонатного класса кальциевой группы на хлоридный класс натриевой группы; донные отложения отличаются повышенным содержанием Na^+ и Cl^- , в обменном комплексе отмечается увеличение Na^+ в 2–3 раза по сравнению с фоновыми значениями [Сванидзе и др., 2014].

В северной части Пермского края исследование различных компонентов ландшафтов и техногенного воздействия на них связано с разработкой полезных ископаемых. Основной сырьевой базой для различных видов производств

Соликамско-Березниковского промышленного узла являются каменная соль, карналлиты, сильвиниты и рассолы Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей, приуроченного к кунгурской галогенной формации Предуралья краевого прогиба. Кроме добычи и производства солей, на территории месторождения ведется добыча нефти. Разнообразие горнодобывающего и горноперерабатывающего производства формирует сложную структуру загрязнения окружающей среды.

Одним из основных последствий техногенеза на территории Верхнекамского калийно-магнезиевого месторождения является засоление почв, поверхностных и подземных вод. В качестве причины засоления в основном рассматривается деятельность предприятий по добычи калийных руд и нефти [Бельтюков, 2000; Бузмаков, Кулакова, 2007; Демидова и др., 2014; Еремченко и др., 2013; Корсакова и др., 2013; Лепихин, Мирошниченко, 2013; Максимович, Первова, 2012; Хайрулина, 2015], период воздействия которых ограничивается 50–90 годами.

Наиболее подробно изучается воздействие добычи калийных солей на поверхностные и подземные воды. Вопросами миграции загрязненных вод в приповерхностную гидросферу и геохимическими исследованиями на территории Верхнекамского месторождения калийных солей достаточно широко занимались Б.А. Бачурин [Бачурин, 2006; Бачурин, Бабошко, 2008; Бачурин, Хохрякова, 2016], А.И. Кудряшов [Кудряшов, 2001] и др. Ими выявлены деформационные процессы, оказывающие влияние на структуру фильтрационных потоков: определяющие направления, скорости и масштабы массопереноса загрязненных стоков в приповерхностной гидросфере, в том числе на их разгрузку в поверхностную гидросеть.

Проблема влияния объектов складирования отходов производства на окружающую среду изучена в работах Г.В. Бельтюкова [Бельтюков, 1996; Бельтюков, 1997], В.Н. Андрейчука [Андрейчук, 1993], А.П. Лепихина [Лепихин, Мирошниченко, 2012] и др. Среди основных источников загрязнения вод на территории месторождения выделены шламохранилища, солеотвалы и

рассолосборники. Засоление и загрязнение подземных вод происходит как результат фильтрации промышленных сточных вод из плохо экранированного шламохранилища, фильтрации рассолов из рассолосборников в процессе выщелачивания солей атмосферными водами с солеотвала.

Влияние разработки месторождений калийных солей на почвы и ландшафты в целом рассмотрено недостаточно. Имеются отдельные работы по изучению особенностей формирования адаптивных свойств растений на техногенных поверхностных образованиях зоны солеотвалов [Еремченко, Лымарь, 2007; Кусакина и др. 2006; Шишконокова, 2017.], а также специфических галофитных и галотолерантных бактериальных сообществ [Корсакова и др., 2013; Ястребова и др., 2009].

Проводимые за рубежом исследования на территории аналогичных месторождений, например в Германии [Rivers of the Central European..., 2009; Arle, Wagner, 2013; Braukmann, Böhme, 2011; Szöcs et al., 2014], Белоруссии [Деградация природной среды..., 2002; Чуров и др., 2010], Франции [Baure et al., 2005; Giovanetti, 1998], также направлены на изучение влияния горных работ на отдельные компоненты окружающей среды, в основном на геологическую и гидрографическую среду.

Изучение процесса засоления почв чаще всего проводится совместно с исследованием состояния растительного покрова. Hulisz и Piernik [Hulisz, Piernik, 2013] выявили очень высокое и стабильное засоление почв, анализируя электропроводность почв, основные анионы и катионы водной вытяжки почв в районе воздействия содовой промышленности. Они установили, что засоление почв связано с уровнем засоленных подземных вод и некоторые виды галофитов могут быть индикаторами уровня почвенного засоления. Так, появление в биоценозе *Salicornia europaea* и *Glaux marimba* может быть индикатором «слабого засоления» ($>4 \text{ ds}\cdot\text{m}$), а преобладание данных видов в биоценозе уже характеризует «интенсивное засоление» ($>16 \text{ ds}\cdot\text{m}$).

Во всех вышеперечисленных работах среди основных компонентов, загрязняющих окружающую среду, рассматриваются основные ионы: хлориды,

калий, натрий, сульфаты. Роль элементов-примесей в формировании геохимической специфики засоленных ландшафтов не рассматривается. Однако работы Б. А. Бачурина и коллег по содержанию микроэлементов в отходах калийного производства [Бачурин, Хохрякова, 2016] свидетельствуют об актуальности микроэлементного загрязнения. Причем существенная геохимическая трансформация вещества отходов за период эксплуатации сопровождается усилением интенсивности выноса загрязнителей в окружающую среду с фильтрационными стоками.

В России и за рубежом связи засоления и концентрации микроэлементов в водах, почвах или биотических компонентах посвящены отдельные работы. Проблемы накопления микроэлементов в почвах при естественном засолении рассмотрены в работах [Леонова и др., 2007; Morgan K., Jankowski, 2004; Убугунов, Убугунова, 2012; Salama et al, 1999; Fitzpatrick et al., 2008]; при техногенном засолении – в работах [Водяницкий и др., 2012; Ondrasek, 2013].

Даже после прекращения техногенного воздействия отходов бурения, включающих засоленные пластовые воды, и развития процессов рассоления отмечаются повышенные концентрации микроэлементов Sr, Ba, Zn, Cu в почвах [Водяницкий и др., 2012].

Проблеме накопления и биологической доступности микроэлементов при техногенном воздействии посвящены работы В.А. Алексеенко (2002), В.С. Аржановой и П.В. Елпатьевского (1990), В.Н. Второвой (2003), В.В. Добровольского (1976, 1990), Н.Г. Зырина (1981), Н.С. Касимова и др. (1995, 2012), Н.В. Лукиной, В.В. Никонова (1996) и др. Данными авторами установлено, что лесная растительность и почвы выступают как мощный биологический поглотитель поллютантов, способны их трансформировать и в разной степени аккумулировать в различных компонентах лесных биогеоценозов до токсического уровня содержания.

Поскольку использование различных нормативов (ПДК, ОДК и др.) или расчетных показателей имеет ряд недостатков, необходимым этапом экологических исследований является изучение реакции растительности на

измененные химические условия. К тому же биотический компонент является наиболее чувствительным и отражающим степень воздушного и почвенного загрязнения. Наиболее физиономично и наилучшим образом проследить зоны нарушения естественных геохимических условий по размерам в пространстве и по стадиям нарушения во времени [Виноградов и др., 1993]. Установленные факты проявления токсического действия тяжелых металлов в морфологических изменениях [Абатуров, 1982; Винокурова и др., 1999; Второва, 2003; Петрунина, 1971; Мовчан, Опекунова, 2002; Кулагин, 1974 и др.] позволяют использовать растительный компонент ландшафта для оценки деструктивных процессов, происходящих под воздействием поступления элементов-примесей с высокоминерализованными растворами.

Несмотря на повышенное содержание микроэлементов в засоленных почвах, существует неоднозначное мнение о влиянии засоления на поглощение растениями микроэлементов. Согласно многочисленным экспериментальным данным [Володько, 1983] существует антагонизм между солями и микроэлементами. Тем не менее отмечается накопление Mo, Fe, Zn и Mn в растительности [Азаренко, 2011].

В данных работах обходится стороной вопрос комплексной оценки трансформации природных комплексов в условиях постоянного или периодического поступления высокоминерализованных Na–Cl вод с высоким содержанием микроэлементов. Рассматривается прямое воздействие засоленных вод на различные компоненты окружающей среды, недостаточно разработаны вопросы опосредованного влияния высокоминерализованных вод на ландшафты, которое может быть удалено как в пространстве, так и во времени. Причиной таких изменений является активная роль физико-химических процессов – ионообменных и выщелачивания.

В формировании ландшафтно-геохимической структуры территории при засолении важную роль играют физико-химические процессы. Их проявление в природных геохимических аномалиях или активизация в результате

техногенного воздействия в некоторых случаях могут быть определяющими в появлении специфических природных и природно-техногенных ландшафтов.

Влияние высокоминерализованных рассолов на некоторые физико-химические процессы в системе вода–порода и почва–почвенный раствор может проявляться в наземных и аквальных ландшафтах на значительном удалении и отражаться в химическом составе поверхностных и подземных вод, почв. Фильтрация через почву высокоминерализованных растворов может привести к коренному изменению химических и физических свойств почв [Пинский, 1997]. В некоторых случаях возможно изменение типоморфной принадлежности ландшафтов в целом.

Наиболее хорошо изученным является процесс обмена натрия и калия, содержащихся в рассолах, с кальцием и магнием пород. Соленые Na–Cl воды более интенсивно, чем природные Ca–Cl воды, растворяют глинистые, местами доломитизированные известняки и мергели, и при контакте с кальцием, магнием и сульфатами горных пород происходит повышение их содержания в подземных и поверхностных водах [Колпашиников и др., 1979; Liu, Lekhov, 2013].

При исследовании взаимодействия рассолов и осадочных пород выявлено активное поступление из раствора в породу $Mg^{2+} > K^{+} > Na^{+}$ (по уменьшению массы), из породы в раствор – Ca^{2+} , часть из которого образует осадок $CaSO_4$, а часть накапливается в растворе [Богашова, 2011]. Фильтрация засоленных подземных вод в кальцийсодержащих горных породах характеризуется сменой Na–Cl вод на Ca–Cl воды, что отмечается при естественной нисходящей фильтрации осолоняющихся вод, и формированием вертикальной гидрохимической зональности в солеродных бассейнах [Богашова, 2011; Belkin et al., 2016, Головина и др., 1987]. Подобные изменения происходят и в почвах [Ковда, 1937; Пинский, 1997].

Кроме Ca^{2+} , вынос в жидкую фазу отмечен для микроэлементов Pb, Zn, Cu, Cd, Sr, Ba и др. [Богашова, 2011]. Высокая эффективность влияния концентрации хлорид-иона в жидкой фазе на выщелачивание микроэлементов используется в обогащении руд [Захарьян, 2019].

В работах F. Millero (2001) отмечается, что в морских водах растворимость железа (III) увеличивается в 20 раз из-за лигандов. Основным источником Fe и других металлов в калийных породах являются воды континентального стока [Попов и др., 1985], к концентрированию этих элементов в соленосной толще приводят гипергенные разрушения карналлитовых и сильвинитовых пород [Бельтюков, 2000; Ходьков, 1959 и др.]. В водорастворимой части солей содержание железа составляет $n \cdot 10^{-5} \%$. Fe^{3+} встречается в виде FeCl_3 , изоморфно замещая Mg в карналлите, Fe^{2+} – в основном в виде минералов риннеит, реже дугласит, широко представленных в немецком цех-штейне и в нижнем кембрии Сибири, месторождении Химисет (Марокко) [Попов и др., 1985].

На многих месторождениях калийных солей вскрыты гипсово-глинистые шляпы, сложенные темно-серыми брекчированными глинами с пропластками, линзами и включениями прозрачных и буровато-красных зерен гипса пленок, линзочек и прослоек красного, красновато-оранжевого, оранжево-желтого железистого вещества, которые получили название «гематитовые прослои». Они сформировались в результате разрушения соляных пород. На Верхнекамском месторождении калийно-магниевых солей гематитовые прослои обогащают отдельные слои мощностью от нескольких миллиметров до 5–25 см [Бельтюков, 2000].

Увеличением содержания NaCl в поверхностных водах вызывается высвобождение железа (Fe) из минералов донных отложений и почв. Baldwin et al. (2006) установили, что при увеличении содержания NaCl в воде увеличивается концентрация Fe (II) в поровых водах (pore water) донных отложений.

Почвы являются источником свободного железа. В таежных ландшафтах в условиях окислительного режима верхних горизонтов почв двухвалентное железо окисляется с образованием гидрогетита, гетита, гематита и других железистых образований [Водяницкий, 2006; Глазовская, 2007; Karathanasis, 2009]. В аллювиальных почвах пойм рек Пермского края основной формой

гидроксидов железа являются гетит и Mn-фероксигит, а валовое содержание Fe_2O_3 может достигать 62 % от массы почвы [Васильев, Романова, 2014].

Поступление сульфат-ионов с фильтрационными стоками в подземные и речные воды способствует развитию сульфат-редукции в почвах и донных отложениях благодаря деятельности сульфатредуцирующих бактерий.

В техногенных условиях формирование сероводородной обстановки в почвах с присутствием минералов железа способствует образованию гидротроилитового горизонта. В зоне воздействия сульфатных фильтрационных вод шламохранилища химического производства в почвах на мелко- и среднезернистых песках В.С. Хомичом [Хомич, 1985] описан процесс формирования горизонта с сульфидными минералами. Выделяющийся при сульфатредукции H_2S взаимодействует с легкоподвижными формами железа, образуя нерастворимый водный гидрат железа – гидротроилит ($\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}$).

Таким образом, поступление высокоминерализованных вод в природную среду при контакте с горными породами, донными отложениями и почвами активизирует процессы выщелачивания и ионного обмена, увеличивая в подземных и поверхностных водах, почвенных растворах содержание Ca^{2+} , Fe, Mg^{2+} и SO_4^{2-} .

2. НОРМАТИВНОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ОЦЕНКИ ЗАСОЛЕНИЯ

Наиболее разработанными нормативами для солей и элементов-примесей являются концентрации основных макроэлементов и микроэлементов в водных объектах (табл. 2.1). [Об утверждении нормативов качества воды...]

Таблица 2.1

Концентрация макрокомпонентов и ряда микроэлементов в водных объектах рыбохозяйственного значения

Наименование		ПДК _{рх}	Класс опасности
pH		—	
Содержание ионов, мг/дм ³	HCO ₃ ⁻	—	
	Cl ⁻	300	4
	SO ₄ ⁻²	100	—
	NO ₂ ⁻	0,08	4
	NO ₃ ⁻	40	4
	K ⁺	50	4
	Na ⁺	120	4
	Mg ⁺²	40	4
	NH ₄	0,5	4
	Ca ⁺²	180	
	Fe _{общ}	0,1	
	оЖ	—	
Жесткость (общ.)			
Сухой остаток, мг/дм ³		—	
Взвешенные вещества, мг/дм ³		0,25 (высшая и первая категория)	—
		0,75 (вторая категория)	—
Микроэлементы, мкг/дм ³	Co	10	3
	Ni	10	3
	Cu	1	3
	Zn	10	3
	As	50	3
	Cd	5	2
	Pb	6	2
	Hg	0,01	1
	Sr	400	4
	Rb	100	4

В настоящее время в России нормативами, в отличие от нормативов для поверхностных вод, не установлены предельно допустимые концентрации (ПДК) или ориентировочно допустимые концентрации солей в почвах (ОДК).

ПДК химического вещества в почве представляет собой комплексный показатель безвредного для человека содержания химических веществ в почве, так как используемые при ее обосновании критерии отражают возможные пути воздействия загрязнителя на контактирующие среды, биологическую активность почвы и процессы ее самоочищения. Обоснование ПДК химических веществ в почве базируется на четырех основных показателях вредности, устанавливаемых экспериментально: транслокационный – характеризует переход вещества из почвы в растение; миграционный водный – характеризует способность перехода вещества из почвы в грунтовые воды; миграционный воздушный – характеризует переход вещества из почвы в атмосферный воздух; общесанитарный показатель вредности характеризует влияние загрязняющего вещества на самоочищающуюся способность почвы и ее биологическую активность. При этом каждый из путей воздействия оценивается количественно, с обоснованием допустимого уровня содержания вещества по каждому показателю вредности. Наименьший из обоснованных уровней содержания является лимитирующим и принимается за ПДК [МУ 2.1.7.730–99].

В Российской Федерации отсутствуют ПДК и ОДК (ориентировочно допустимая концентрация) для хлорида натрия в почве. Согласно ГОСТ 4233–77 «Натрий хлористый. Технические условия», установлена предельно допустимая концентрация в воздухе рабочей зоны 5 мг/м, класс опасности III по ГОСТ 12.1.005. Натрий хлористый вызывает раздражение слизистых оболочек верхних дыхательных путей и кожи.

Согласно данным Национальной медицинской библиотеки (National Library of Medicine, <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>), хлорид натрия токсичен для живых организмов: редкое случайное внутрисосудистое введение или быстрое внутрисосудистое всасывание гипертонического хлорида натрия может вызвать сдвиг тканевых жидкостей в сосудистое русло, что приводит к гиперволемии,

электролитным нарушениям, недостаточности кровообращения, тромбоэмболии легочной артерии или усиленной гипертензии.

Предельно допустимые концентрации хлорида калия прописаны в Методических указаниях 2.1.7.730–99 «Почва, очистка населенных мест, бытовые и промышленные отходы, санитарная охрана почвы. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест» от 7 февраля 1999 года [МУ 2.1.7.730–99]. Согласно приложению «Предельно допустимые концентрации (ПДК) неорганических химических веществ в почве и допустимые уровни их содержания по показателям вредности», хлористый калий относится к 3-му классу опасности (табл. 2.2). Согласно ГОСТ 4568–95 «Калий хлористый. Potassium chloride. Specifications», предельно допустимая концентрация хлористого калия в почве – 560 мг/кг.

Таблица 2.2

**Предельно допустимые концентрации хлорида калия в почве
(по МУ 2.1.7.730–99)**

Наименование в-ва	ПДК в-ва, мг/кг почвы с учетом фона	Уровни показателей вредности (K1–K4) и максимальный из них (K _{max}), в мг/кг				Класс опасности
		Транс-локационный	Миграционный		Общесанитарный (K4)	
			водный	воздушный		
Хлористый калий (KCl)	560	1000	560	1000	5000	3

В Киргизской Республике, согласно Постановлению Правительства от 11 апреля 2016 года № 201 «Об утверждении актов в области общественного здравоохранения», установлены предельно допустимые концентрации для хлористого калия KCl, ПДК составляет 360,0 мг/кг почвы с учетом фона (кларка).

До 1 марта 2021 года водно-миграционный показатель для хлорида калия (по K_2O) определялся ГН 2.1.7.2041–06 и составлял 360 мг/кг почвы.

Широко используемый для оценки экологического состояния геосистем химический состав снежного покрова и донных отложений также не имеет нормативно установленных концентраций Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ .

При отсутствии установленных ПДК и ОДК для солей разработка научно обоснованных показателей содержания Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ или эколого-геохимических индикаторов трансформации их соотношений – чрезвычайно актуальная проблема.

3. КАЛИЙНЫЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ МИРА

Калий является одним из трех важнейших элементов питания растений, обеспечивающих нормальный рост и развитие. Потери калия в почвах при ведении сельского хозяйства восполняются внесением калийсодержащих удобрений. В последние десятилетия объемы использования калийных удобрений постоянно растут [Kelly, Matos, 2016; Magen, 2013].

В связи с увеличением численности населения Земли и уменьшением площадей пахотных земель на одного человека спрос на калийные удобрения в ближайшее время также будет расти. К 2050 году, по прогнозной оценке, потребность в калийных удобрениях составит 44,8 млн т K_2O [Magen, 2013].

В отличие от фосфор- и азотсодержащих удобрений производство калийных удобрений практически полностью зависит от добычи калийной руды при разработке месторождений калийных солей. Площадь, занятая на нашей планете обнаженными и погребенными солями, составляет около 4 млн км² [Максимович, 1962]. В отличие от месторождений каменных солей калийные месторождения менее распространены.

Калийные соли в существенных количествах заключены в недрах 20 стран мира. Их суммарные запасы превышают 3,8 млрд т K_2O , ресурсы – 250 млрд т K_2O . Добыча калийного сырья ведется в 16 странах, из которых четыре (Канада, Россия, Беларусь и Китай) обеспечивают более 75 % мирового показателя. По предварительным данным в 2019 году производство калийных солей в мире составило около 43 млн т K_2O [Государственный доклад ..., 2020]. Мировые объемы извлекаемых запасов калийных солей превышают 100 млрд т K_2O (рис. 3.1).

На Россию приходится 22 % общемировых запасов K_2O и 20 % общего объема производства K_2O (рис. 3.2), она является одним из важнейших поставщиков хлорида калия в мире.

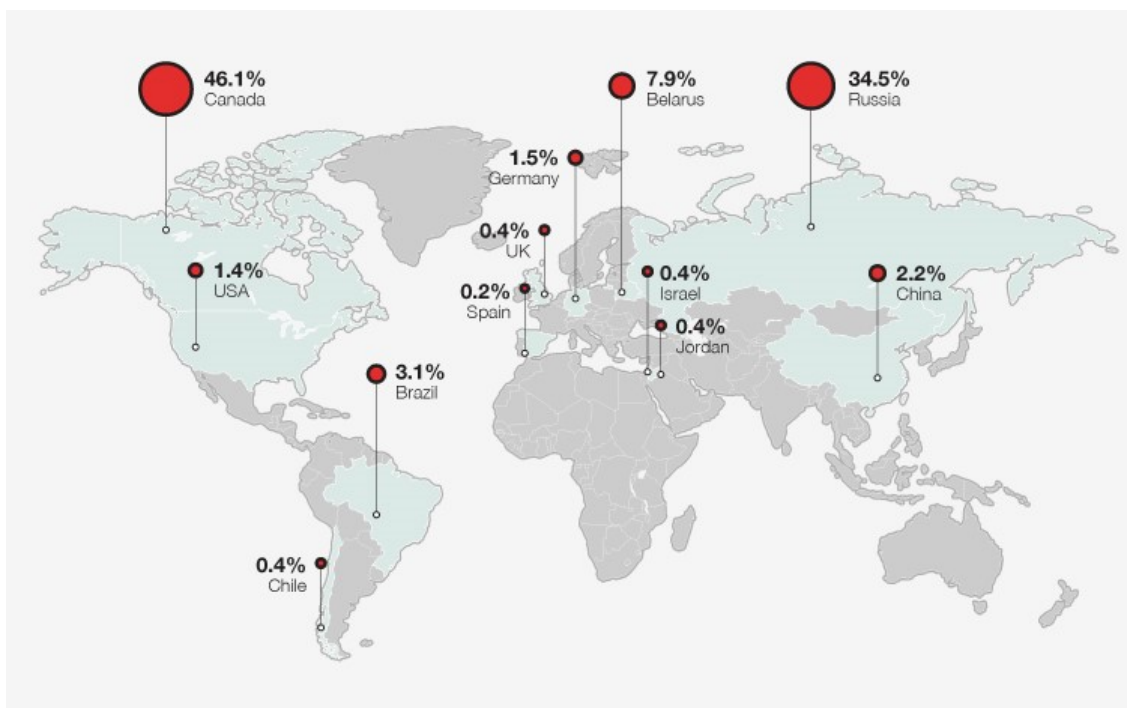


Рис. 3.1. Доля подтвержденных запасов калийных солей на мировом рынке [USGS, 2013]



Рис. 3.2. Распределение запасов калийных солей и производства калийных удобрений в мире в пересчете на K_2O по данным [USGS, 2021]: *а* – запасы в пересчете на K_2O , млн т; *б* – производство калийных удобрений в 2018 г. в пересчете на K_2O , млн т

В Канаде залежи калийных солей сосредоточены главным образом в Саскачеванском калиеносном бассейне, который расположен в пределах еще более крупной соленосной структуры – мегабассейне Элк-Пойнт, протягивающемся из Канады в США. Ресурсы страны огромны и позволяют

обеспечивать рост добычи калийного сырья еще на долгие годы; запасы солей оцениваются по мере вовлечения в освоение новых участков. Руды относятся к хлоридному типу и имеют высокое качество – среднее содержание K_2O составляет 22,8 %. Несмотря на высокую себестоимость добычи солей, которые залегают на глубине более 900 м, страна обеспечивает треть их мирового производства. Незначительный вклад в канадское производство калийных удобрений вносят предприятия, работающие на сырьевой базе небольшого калиеносного бассейна Монктон на юго-востоке страны [Государственный доклад ..., 2020].

В Беларуси разрабатывается Старобинское месторождение Припятского калиеносного бассейна, содержащее руды среднего качества (15 % K_2O). Глубина залегания промышленных пластов меньше, чем в Канаде, – в среднем около 650 м. Подготавливается к освоению Петриковское месторождение с более бедными (13,5 % K_2O) рудами и сложными условиями отработки на глубине 1200 м. Страна обеспечивает до 17 % мирового производства и стабильно занимает третью позицию среди ведущих производителей [Государственный доклад ..., 2020].

В Китае, сохранившем четвертое место в мировом рейтинге, калийная промышленность базируется на хлоридных рассолах озера Цархан в бассейне Кайдам на северо-востоке страны, запасы которого постоянно возобновляются [Государственный доклад ..., 2020]. В качестве сырья для производства калийных солей рассматриваются месторождения Азии [Shuli Wang et al., 2013].

Острая потребность в калийных удобрениях способствует расширению географии калийного производства. Появляются калийные предприятия в Казахстане (Желянский ГОК), Туркменистане (Гарлыкский ГОК), Узбекистане (Дехканабадский завод калийных удобрений).

В России запасы калийных солей учтены в шести месторождениях: четыре относятся к хлоридному типу и по одному месторождению – к сульфатно-хлоридному и сульфатному типам. Балансовые запасы по состоянию на 1 января 2020 года составили 16,2 млрд т K_2O [Государственный доклад ..., 2020].

Основные запасы сосредоточены в пределах Верхнекамского месторождения, расположенного на территории Пермского края (рис. 3.3). Его продуктивная толща почти полностью сложена галогенными породами, основными типами которых являются каменная соль, сильвиниты, карналлитовые и карналлит-галитовые породы. В сильвинитах, помимо обычных второстепенных компонентов (галит, ангидрит, глинистые минералы), зафиксированы примеси железистого доломита (0,45–3,9 % Fe), барийсодержащего целестина (2,1–10,6 % Ba), стронцийсодержащего барита (2,5–5,3 % Sr), гипса, пирита, халькопирита [Государственный доклад ..., 2020]. Содержание KCl в руде – 18–34 %, $MgCl_2$ – 20–25 %; в промышленных концентрациях содержатся примеси, главным образом бром и йод.



Рис. 3.3. Основные месторождения калийных солей, распределение их запасов и прогнозных ресурсов, млн т K_2O [Государственный доклад ..., 2020]

Уникальные запасы калийных солей хлоридного типа заключены в Непском месторождении Непско-Гаженского калиеносного бассейна в Иркутской области. Они характеризуются высоким качеством: содержание K_2O в рудах варьирует от 14,1 до 30,7 %. Сильвиниты содержат незначительное количество вредных примесей: содержание $MgCl_2$ редко превышает сотые доли процента, нерастворимого остатка – десятые доли процента. В пределах Прикаспийского калиеносного бассейна на территории Волгоградской области расположено Гремячинское месторождение, руды которого представлены сильвинитами и сильвин-галитовыми породами с самым высоким средним содержанием калия в России. В Республике Коми расположено Якшинское месторождение хлоридных калийных солей Верхнепечорского калиеносного бассейна [Государственный доклад ..., 2020].

В Калининградской области учтены запасы калийно-магниевых солей сульфатно-хлоридного типа, заключенные в рудах Нивенского месторождения Калининградско-Гданьского калиеносного бассейна (северо-восточный фланг Среднеевропейского калиеносного бассейна). Руды в основном представлены карналлитовыми породами с каинитом и кизеритом, полигалитом и в меньшей степени – сильвинитами. Здесь же в 2018 году впервые были учтены запасы Северо-Красноборского месторождения, калийно-магниевые руды которого относятся к сульфатному типу и представлены полигалитом [Государственный доклад ..., 2020].

Добыча калийных солей в России в промышленных объемах ведется только в Пермском крае на Верхнекамском месторождении. Месторождение относится к хлоридному типу. Калийно-магниевые соли обогащены до промышленных значений бромом и рубидием. Площадь месторождения составляет 6,5 тыс. км². Промышленное освоение месторождения началось в 30-е годы XX века. В настоящее время добыча калия ведется на семи предприятиях, еще четыре предприятия находятся на разной стадии ввода в производство.

4. ГЕОХИМИЧЕСКАЯ СПЕЦИФИКА КАЛИЙНОЙ РУДЫ И ВМЕЩАЮЩИХ ПОРОД

Геохимическая специфика соленой толщи определяется условиями образования месторождения. Большинство месторождений твердых ископаемых солей сформировались в результате испарения воды лагун древних морей в разные периоды геологической истории. Например, кембрийский (Восточная Сибирь), пермский (полоса месторождений, протягивающаяся по западному склону Урала, захватывающая Прикаспийскую низменность и проявляющаяся в Донском бассейне), юрские (южная часть Туркменистана, Узбекистана и Таджикистана) и третичный (русский Тянь-Шань, Фергана, Закавказье и Западная Украина). Данные месторождения имеют наибольшее промышленное значение.

Другой путь образования месторождений солей связан с выщелачиванием морских солей из осадочных морских пород континента и переносом их в бессточные котловины, на дне которых соли кристаллизовались после испарения заключавшей их воды, образуя соляные отложения. Они имеют меньшие размеры.

Процесс испарения морской воды, за счет которой образовались месторождения солей, проявлялся не одинаково. В одних случаях из воды выпал лишь сернокислый кальций в виде гипса, и далее испарение морской воды не пошло. В других месторождениях вслед за сернокислым кальцием из воды кристаллизовалось большое количество хлористого натрия (галит), но затем процесс садки солей оборвался и наступило опреснение бассейна. Некоторые месторождения образовались в результате полного испарения морской воды, поэтому в залежи заключается не только поваренная соль, но и калийные и магниевые соли, реже бораты [Соляные ресурсы, 1945].

При разработке калийных месторождений химический состав соленосной толщи и формы нахождения полезного компонента влияют на технологию добычи и обогащения, состав отходов. Все это определяет спектр загрязнителей и интенсивность техногенной миграции. Для калийных месторождений геохимическими особенностями являются высокая растворимость руды и

вмещающих пород, содержание элементов примесей в водорастворимой форме, повышенное содержание глинистых частиц.

Высокая растворимость калийной руды связана с образованием разнообразных растворимых минералов солесодержащих пород в результате осадконакопления. Происходило последовательное осаждение гипса CaSO_4 , затем галита NaCl , и благодаря полному испарению морской воды шло формирование калийных и магниевых солей в виде карналлита $\text{KMgCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ и сильвина KCl , реже кизерита – MgSO_4 .

Соли претерпевали диагенетическую перекристаллизацию после отложения в осадок. В результате этого процесса могли происходить локальные новообразования (например, появление астраханита за счет дегидратации эпсомита и мирабилита). При последующем метаморфизме в условиях повышения температуры и давления происходила деградация солей, а из образовавшихся при этом горячих рассолов возникали несвойственные поверхностным условиям минеральные парагенезисы (например: галит + карналлит + сильвин + лангбейнит).

Ископаемые соляные залежи сложены главным образом (в порядке убывания распространенности): ангидритом и гипсом, каменной солью, калийными и калийно-магниевыми солями (чаще сильвином и карналлитом), сульфатами натрия (обычно тенардитом и мирабилитом), боратами. Указанный порядок распространенности солей находится в обратной зависимости от порядка их растворимости: чем меньше и труднее растворимость соли, тем более широко она распространена в соленосных толщах [Ерёмин, 2004; Иванов, Воронова, 1972].

В зависимости от происхождения калийно-магниевые месторождения подразделяются на несколько групп: сульфатные, хлоридные и смешанные сульфатно-хлоридные (табл. 4.1). Наиболее распространены хлоридные месторождения. В сравнении с сульфатными месторождениями геохимическая активность солесодержащих пород и отходов таких месторождений значительно выше благодаря более высокой растворимости хлоридов.

Таблица 4.1

Типы калийных месторождений по источнику [Методические рекомендации, 2007]

Тип	Подтип	Минеральный тип руд	Основные попутные компоненты, %	Примеры месторождений
Хлоридный	Хлоридно-магниево-калиевый	Карналлит-сильвиновый, сильвин-карналлитовый, карналлитовый	$\text{KCl} - 16-50$, галит, бром, рубидий, иод, литий	Верхнекамское, Непское (Россия), Старобинское (Белоруссия), Карлюкское (Туркмения)
		Карналлит-сильвин-полигалитовый	$\text{KCl} - 20-35$, $\text{K}_2\text{SO}_4 - 15-21$, галит, бром	Жилянское (Казахстан), Красноярское (Россия)
Сульфатный	Сульфатно-магниево-калиевый	Сильвин-лангбейнит-каинитовый	$\text{KCl} - 14-28$, $\text{K}_2\text{SO}_4 - 19-25$, галит	Стебниковское, Калушское, Голыньское (Украина)
Сульфатно-хлоридный	Сульфатно-хлоридно-магниево-калиевый	Карналлит-сильвин-кизеритовый	$\text{KCl} - 13-23$, MgSO_4 , галит	Месторождения Германии Верра-Фульда, Стасфурт, Южный Гарц

Соляная толща имеет сложный многокомпонентный состав. Кроме порообразующих минералов, встречаются скопления глинистого материала, карбонаты, сульфаты и алюмосиликаты [Кудряшов, 2001]. Содержание нерастворимого остатка в калийных рудах может составлять 0,9–2 %. В глинисто-ангидритово-доломитовой прослойке содержание нерастворимого остатка увеличивается до 17,7 %.

Нерастворимый остаток представлен силикатными (иллитом, хлоритом, кварцем, калиевым полевым шпатом) и несиликатными (ангидритом, доломитом, магнезитом и гематитом) минералами. Содержание силикатных минералов в «коржах» изменяется от 20 до 85 %, в водонерастворимых примесях проб руды – от 60 до 85 %, глинистых минералов в силикатной составляющей водонерастворимых примесей – от 30 до 45 % [Алиферова, 2007].

В нерастворимом остатке калийных руд концентрируются Fe, Ni, Mn, V, Ti, Zn и Cr [Кудряшов, 2001]. Превышение над кларком земной коры обнаружено для Br, B, Rb, Sr, Li [Кудряшов, 2001].

Увеличение содержания микроэлементов в рассоле и выделяющихся соляных минералах происходит в процессе сгущения морской воды. Наиболее изученными элементами, которые служат для определения генезиса соленосных отложений, являются Br, Rb, Cs, Tl, изоморфно замещающие калий в его минералах [Осичкина, 2006].

На примере Верхнеюрской галогенной формации Центральной Азии Р. Г. Осичкиной (2006) рассмотрены параметры содержания элементов в минералах соленосных пород. Содержание **брома** в океанической воде – $6,5 \cdot 10^{-3}$ %. В процессе сгущения происходит накопление брома как в рассолах, так и в выделяющихся соляных минералах, где Br^- изоморфно замещает в кристаллической решетке Cl^- .

Рубидий накапливается в растворе до садки калийных солей. Близость свойств, величин ионных радиусов калия и рубидия предполагает возможность изоморфного замещения калия рубидием в кристаллической решетке калийных солей. Карналлит, сильвин и каинит отнесены к минералам – концентраторам рубидия.

Цезий не проявляет четко выраженного изоморфизма с калием, как рубидий. Сходство химических свойств и величин ионных радиусов предполагает развитие данных процессов, но в меньших концентрациях.

Содержание **талия** в морской воде также низкое – $1 \cdot 10^{-9}$ %. Как и другие вышеперечисленные элементы, талий изоморфно входит в кристаллическую решетку калиевых минералов благодаря близости размеров ионных радиусов, электрородству и ряду химических свойств.

Большинство этих элементов в калийных рудах входит в состав легкорастворимых минералов. В результате процессов обогащения они поступают в виде отходов в шламонакопители и солеотвалы, где интенсивно участвуют в миграционных потоках загрязнителей.

Большое значение для формирования экологических условий при разработке калийных месторождений имеют другие химические элементы, которые обычно не рассматриваются как загрязнители. К таким элементам относятся Fe, Mn, Cu. Низкое содержание этих элементов в морской воде при ее сгущении не может образовать те концентрации, которые наблюдаются в породах галогенных формаций.

Основным источником Fe и других металлов являются воды континентального стока [Лисицын, Гордеев, 1974; Попов и др., 1985], к концентрированию этих элементов в соленосной толще приводят гипергенные разрушения карналитовых и сильвинитовых пород [Бельтюков, 2000; Ходьков, 1959; Мякина, Аринушкина, 1979]. В водорастворимой части солей содержание **железа** составляет $n \cdot 10^{-5}$ %. Fe^{3+} встречается в $FeCl_3$, изоморфно замещая Mg в карналлите, Fe^{2+} – в основном в виде минералов риннеит, реже дугласит, широко представленных в немецком цех-штейне и в нижнем кембрии Сибири, месторождении Химисет (Марокко) [Попов и др., 1985].

На многих месторождениях обнаружены гипсово-глинистые шляпы, сложенные темно-серыми брекчированными глинами с пропластками, линзами и включениями прозрачных и буровато-красных зерен гипса пленок, линзочек и прослоек красного, красновато-оранжевого, оранжево-желтого железистого

вещества, которые получили название «гематитовые прослои» [Бельтюков, 2000]. Их формирование связано с разрушением соляных пород. Впервые правильная генетическая трактовка природы гематитовых прослоев как остаточных образований гипергенного разрушения карналлитовых и сильвинитовых пород была дана А.Е. Ходьковым (1964) на примере Старобинского месторождения.

На Верхнекамском месторождении гематитовые прослои распределены в породе неравномерно и обогащают отдельные слои мощностью от нескольких миллиметров до 5–25 см. Общая мощность интервалов, включающих гематитовые прослои, изменяется от 0,05 до 2–5 м. Анализ распределения этих примесей в колонках скважин и сопоставления этих колонок с нормальным стратиграфическим разрезом калийной залежи, а также разрезами скважин, в которых выщелочено только несколько верхних карналлитовых пластов [Бельтюков, Морозов, 1975], показал, что количество прослоев с красящим веществом примерно соответствует количеству размытых слоев калийно-магниевого солей. Таким образом, можно полагать, что железистые соединения в гипсово-глинистой шляпе являются остатками красящего вещества калийно-магниевого солей, сохранившегося после их выщелачивания. Продукты выщелачивания сильвинитов имеют вишнево-красный и темно-красный цвет, а карналлитов – красновато-оранжевый, бурый цвет и характерный металлический блеск, иногда с шелковистым отливом.

В процессе галогенеза в остаточных рассолах происходит концентрирование *меди*, частично в виде хлоридов, до уровня, который в 100–200 раз превышает ее содержание в исходной морской воде. Эффект концентрирования Си может резко возрасти за счет поступления вод континентального стока. В благоприятных геологических условиях миграция седиментационных рассолов во вмещающей толще приводит к формированию аномально-металлоносных рассолов [Попов и др., 1985].

По данным Б. А. Бачурина (2008), широкий спектр микрокомпонентов в составе калийных руд присутствует как в водорастворимых соединениях

(хлориды, сульфаты, карбонаты), так и в связанных с минералами нерастворимого остатка.

Как и в случае других видов горнодобывающей промышленности, при добыче и обогащении калийных руд экологические проблемы могут быть связаны с горной деятельностью и загрязнением окружающей среды отходами производства.

Разработка подземного пространства может вызывать проседание земной поверхности, что приводит к повышению уровней подземных вод и заболачиванию. На заселенной территории данные процессы сопровождаются затоплением населенных пунктов, разрушением фундаментов зданий и т. д. Так, например, вызванное горнодобывающей деятельностью проседание земной поверхности в Беларуси спровоцировало затопление площади 350 га на территории Любанского лесничества [Высоцкая, Пискун, 2019].

Таким образом, калийные руды представлены в основном хлоридами калия, натрия, магния, иногда с высокой примесью сульфатов магния и кальция. Концентрация микроэлементов в калийных рудах связана с процессами соленакопления (Br, Rb, Cs, Tl) и терригенными отложениями (Fe, Mn, Co, Cr, Cu и др.), которые залегают между слоями солей и отражают континентальный этап осадконакопления. В процессе разрушения соляных пород концентрация данных элементов может значительно возрасти и образовывать, например, гематитовые прослои с высоким содержанием железа или медистые песчаники.

5. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ КАЛИЙНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

Природные условия существенно корректируют интенсивность распространения загрязнения окружающей среды. Климатические условия, рельеф, обводнённость территории могут способствовать распространению загрязнения на значительное расстояние. Тем не менее для территорий с разработкой калийных месторождений характерны схожие экологические проблемы [Хайрулина и др., 2018].

Беларусь. Проведенные исследования в зоне воздействия Солигорского калийного комбината в Беларуси [Деградация природной среды ..., 2002] выявили существенное превышение (в 7–10 раз) суммы значений калия, натрия и хлора непосредственно у границы предприятия в сравнении с фоном. На расстоянии 3 км превышение над фоном составляет 3–5 раз, а в 10 км – 1,5 раза. В результате поступления хлоридов калия и натрия в атмосферу формируются локальные площадные техногенные аномалии с повышенным содержанием солей в почвенном покрове (рис. 5.1).

За более чем 40-летний период эксплуатации Старобинского месторождения калийных солей на поверхности накопилось свыше 650 млн т отходов обогащения на общей площади свыше 1350 га. Общая площадь засоленных почв – свыше 900 га, из которых на долю загрязнения пылегазовыбросами приходится 85 %. В условиях влажного климата Беларуси шламохранилища и солеотвалы являются источниками избыточных рассолов [Чуров и др., 2010].

В местах отработки подземного пространства наблюдаются процессы проседания земной поверхности и заболачивания. В Солигорском горнопромышленном районе просадки земной поверхности при отработке двух калийных горизонтов составляют 4–6 м. В условиях Белорусского Полесья с низменным рельефом это ведет к заболачиванию и подтоплению территорий.

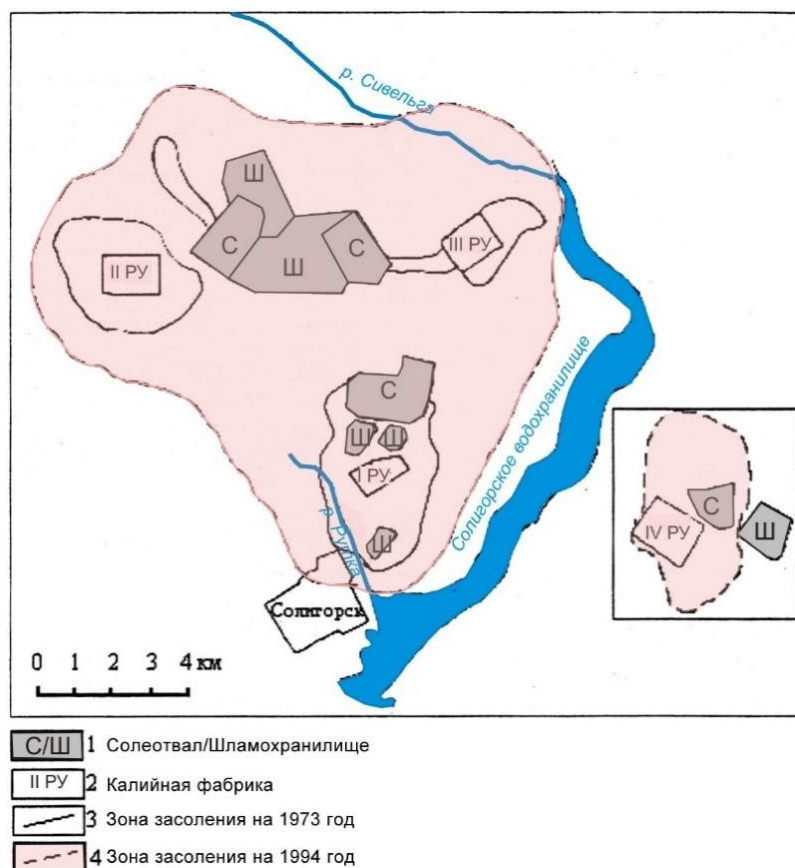


Рис. 5.1. Изменение площади засоления почв в зонах влияния Солигорских калийных производств за период с 1973 по 1994 год [Деградация природной среды ..., 2002]

Загрязнение подземных вод от солеотвалов и шламохранилищ в зоне воздействия ОАО «Беларуськалий» зафиксировано до глубины 110 м. При этом минерализация подземных вод увеличилась до 110–160 г/дм³, а ореолы засоления подземных вод с минерализацией около 1 г/дм³ распространились на расстояние более 2 км [Деградация природной среды ..., 2002].

Для большинства калийных месторождений основная экологическая нагрузка связана с контролируемым (Германия) или стихийным (Франция, Беларусь, Россия) поступлением высокоминерализованных дренажных вод.

Среднеевропейский калиеносный бассейн – один из крупнейших калиеносных бассейнов в мире со старейшей историей разработки. Охватывает западную часть России (Калининградскую область), Польшу, Германию, Францию, Данию, Нидерланды и Великобританию. Использование калийных солей в качестве удобрений началось в Германии с 1860 года, когда была

выявлена их ценность как необходимого компонента питания растений. В настоящее время в Германии ведется добыча в крупных масштабах [Высоцкий и др., 1988].

Германия. Большинство калийных рудников Германии расположены в районах Ронненбург-Ганса, Зарштедт-Лерте, Фульда, Верра, Заале-Унструц, Стассфурт, Ашерслебен и др. Основным объектом разработок является хартзальц (твердая соль) – сильвинсодержащая руда с высоким содержанием примесных сульфатов магния и кальция. Она состоит из сильвина (3–25 %), кизерита (18–30 %), галита (40–60 %), карбонатов и глинистых минералов (0,5–1 %) [Ерёмин, 2004].

При производстве калийных удобрений на каждую тонну приходится 78 % отходов. В результате производства калия на территории Германии отходы складировались в солеотвалы, а хлоридно-магниевые рассолы поступают в реки. Солеотвалы также являются источником высокоминерализованных дренажных вод. Содержание хлоридов в них составляет 120–150 г/л.

Продолжительная разработка калийных месторождений в Германии привела к устойчивому засолению рек. Особенности воздействия на окружающую среду калийного производства рассмотрены на примере долины реки Везер по данным мониторинга ассоциации Die Flussgebietsgemeinschaft Weser [<http://www.fgg-weser.de>]. На водосборной площади реки Везер в шести солеотвалах накоплено 168 млн м³ галитовых отходов [3].

Река Везер по экологическому состоянию классифицируется как «чрезвычайно загрязненная» [Rivers of the Central European ..., 2009]. В наиболее активный период разработки месторождения (1970–1980-е годы) химический состав речных вод в бассейне Везера сменился на хлоридно-натриевый (рис. 5.2), минерализация вод достигала свыше 20 г/л.

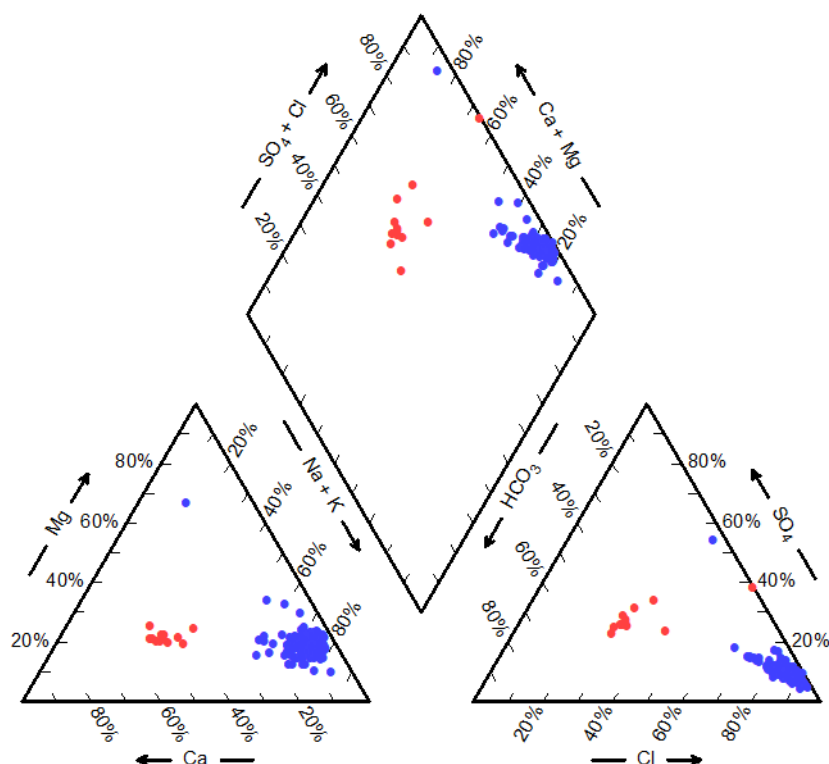


Рис. 5.2. Формирование химического состава рек в бассейне Везера в результате влияния калийного производства до проведения природоохранных мероприятий (1979) (по данным источника [<http://www.fgg-weser.de>]). Красным цветом выделены природные воды, синим – реки, в которые поступают дренажные воды калийных предприятий

Значительное накопление отходов и сброс дренажных вод в поверхностные водоемы привели к прогрессирующему увеличению концентрации хлоридов в речных системах (рис. 5.3). Хлоридное загрязнение вызвало существенное изменение видового состава флоры и фауны рек, а также гидробионтов [Rivers of the Central European, 2009].

На засоленных участках реки Верра (приток Везера) в видовом составе беспозвоночных доминируют три галофильных вида: *Gammarustigrinus*, *Corophiumlacustre*, *Potamopyrgusantipodarum*. Общее количество видов беспозвоночных резко снижается [Arle, Wagner, 2013; Braukmann, Böhme, 2011; Szöcs et al., 2014].

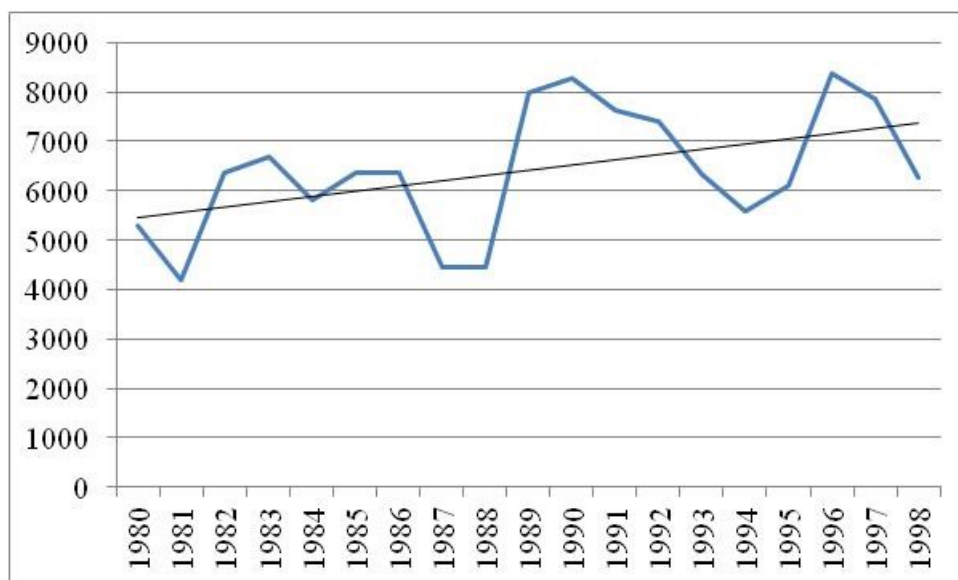


Рис. 5.3. Содержание хлоридов в Везере (замыкающий створ в городе Бремерхафен) в период 1980–1998 годов (по данным источника [<http://www.fgg-weser.de>])

Несмотря на заметное снижение концентрации солей в водах рек за последние 20 лет исследований, улучшения в экологическом статусе реки не наблюдается. Ионный состав загрязненных рек отличается от естественных морских и солоноватых вод. Высокие концентрации калия и магния достигают смертельного уровня для живых организмов аквальных ландшафтов: например, концентрация калия в речных водах более 80 мг/л оказывает токсический эффект.

Изменение видового состава экосистем наблюдается не только в аквальных сообществах. Вблизи солеотвалов сформировались сообщества астры солончаковой *Aster tripolium* L., которая встречается на морских берегах Северного моря [Brock et al., 2007]. На протяжении более чем 100-летней истории разработки месторождения астра солончаковая в районах солеотвалов приобрела генетические отличия от морских представителей этого вида.

Процессы выщелачивания солей подземными водами в заброшенных и затопленных шахтах вызывают оседание земной поверхности и формирование провалов. В Штасфурте, где первые калийные шахты были открыты в 1852 году, процессы деформации и сдвижения грунтов достигли регионального масштаба [Luo et al., 2012]. Высокая растворимость соляных пород приводит к тому, что

затопление шахт может происходить за несколько часов [Шиман, 1992; Чайковский и др., 2012; Барях, Евсеев, 2019].

Франция. На северо-востоке Франции, на территории месторождения Эльзаса, добыча калийных солей началась в 1910 году и была прекращена в 2002 году. За период эксплуатации бассейна на семнадцати солеотвалах накоплено 7 млн т NaCl. Фильтрация атмосферных осадков через солеотвалы и шламохранилища привела к формированию насыщенных рассолов, которые загрязняют подземные воды четвертичных отложений. Концентрация хлоридов в подземных водах достигает десятков граммов на литр. Площадь засоленных подземных вод составляет 110 км² [Giovanetti, 1998]. Засоленные подземные воды разгружаются в верхнем течении Рейна, увеличивая концентрацию хлоридов с 20 до 40 мг/л. Засоленные воды Рейна, в свою очередь, становятся вторичным источником загрязнения подземных вод на прибрежных территориях [Baure et al., 2005].

Канада. Саскачеванское месторождение находится в южной части провинции Саскачеван, протягиваясь на восток в юго-западную часть Манитобы и на запад – в восточные районы Альберты. Канада занимает лидирующие позиции в мире по запасам, добыче и экспорту этого вида сырья. Руды относятся к хлоридному типу и имеют высокое качество – среднее содержание K₂O составляет 22,8 %. Несмотря на высокую себестоимость добычи солей, которые залегают на глубине более 900 м, страна обеспечивает треть их мирового производства [Государственный доклад «О состоянии и использовании минерально-сырьевых ресурсов», 2020]. За период разработки месторождения накоплено свыше 250 млн т отходов и рассолов, которые складываются на окружающей территории [Talling et al., 2011]. Отвалы галитовых отходов состоят из 90 % NaCl, 7–8 % KCl и глинистого материала. Средняя высота отвалов – 50–60 м [Wong et al., 2011].

Анализ имеющихся литературных источников по экологическим проблемам при разработке калийных месторождений показал: достаточно детально изучается воздействие данного вида деятельности на приповерхностную гидросферу и литосферу. Засоление окружающей среды в

районах разработки калийных месторождений происходит повсеместно. Солеотвалы, шламохранилища и рассолосборники являются основными источниками загрязнения приповерхностной гидросферы на Верхнекамском месторождении, на Старобинском месторождении (Беларусь), на месторождении Эльзаса (Франция) и на старейшем месторождении калийных солей в Германии. Засоление и загрязнение подземных вод происходит в результате фильтрации промышленных сточных вод из плохо экранированного шламохранилища и рассолов из рассолосборников, в процессе выщелачивания солей атмосферными водами с солеотвала. Комплексные исследования на предмет состояния природных комплексов не проводятся.

6. ПРИРОДНЫЕ ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ РАЙОНОВ РАЗВИТИЯ ГАЛОГЕННЫХ ФОРМАЦИЙ

Природные компоненты обладают множеством самых разнообразных свойств, но они имеют далеко не одинаковое значение для организации и развития территориальных геосистем. Наиболее активные и важные для выделения конкретного уровня организации природных комплексов свойства компонентов называются природными факторами ландшафтообразования. При анализе воздействия горнодобывающей деятельности на окружающую среду необходимо учитывать природные факторы, которые могут усиливать экологический эффект техногенной нагрузки или, наоборот, ее нейтрализовать.

Таковыми природными факторами могут быть климат района, который определяет интенсивность испарения, например, рассолов, или количество осадков, определяющих интенсивность водной миграции накопленных в виде отходов солей. Наличие пресных или высокоминерализованных поверхностных и подземных вод обеспечивает интенсивность трансформации природных комплексов при поступлении техногенных рассолов. Характер почвенного и растительного покрова демонстрирует адаптационный потенциал к увеличению содержания солей в природном комплексе. Наличие литогеохимических аномалий с площадным и локальным распространением определяет геохимический фон микроэлементов – примесей, поступающих с техногенным потоком в окружающую среду. Важным фактором для прогноза возможных техногенных последствий может являться тип горных пород, химический состав которых может определять специфику загрязненных подземных и поверхностных вод в результате взаимодействия рассолов и минералов горных пород.

Ландшафты месторождений полезных ископаемых в зависимости от геохимической специфики месторождения чаще всего отражают геохимическую природную аномалию. Степень и характер проявлений зависит от глубины залегания и химических свойств руд.

Прикамье было известно соляными источниками еще с каменного века. Хлоридно-натриевые воды широко распространены на площади Предуральского прогиба. Чаще всего они встречаются среди верхне- и нижнепермских отложений на восточной окраине Верхнекамского месторождения солей.

Залегание соляной толщи в некоторых местах распространения галогенной формации относительно неглубоко от поверхности, особенно в долинах рек, и составляет 30–50 м [Лепихин, Мирошниченко, 2008]. При близком залегании соляной толщи рассолы естественным образом выходят на поверхность в виде карстовых источников или родников. В Пермском крае в названии рек можно проследить наличие соляных источников – Усолка, Рассольная, Солониха и др.

На исследуемой территории специфика формирующихся ландшафтов определяется наличием в иренском горизонте нижней перми мощной толщи соленосных пород (рис. 6.1) с высоким содержанием калийных солей.

ВКМКС в структурно-тектоническом отношении расположено в южной части Соликамской впадины – наиболее глубокой части Предуральского краевого прогиба. Галогенная формация представлена отложениями карнауховской, березниковской свиты и нижнесоликамской подсвиты (рис. 6.2). Карнауховская свита представлена чередующимися пачками сульфатных и карбонатных пород.

Березниковская свита состоит из соляной толщи и подстилающей ее глинисто-ангидритовой толщи, сложенной мергелями, аргеллитами, доломитами, известняками, ангидритовой породой, каменной солью. Нижнесоликамская подсвита представлена соляно-мергельной толщей, сложенной глиной, мергелями, каменной солью и гипсовой породой. Галогенная формация перекрывается верхнесоликамской подсвитой, которая представлена известняками, доломитами, тонкослоистыми мергелями, аргиллитами, алевролитами, мелкозернистыми песчаниками и известняками. Выше залегает шешминская свита, представленная песчаниками и алевролитами бурыми, зеленовато-серыми и серыми [Кудряшов, 2001].



Рис. 6.1. Верхнекамское месторождение калийно-магниевых солей

Соляная толща имеет сложный многокомпонентный состав. Породообразующими минералами являются гипс CaSO_4 , галит NaCl , карналлит $\text{KMgCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ и сильвин KCl . Кроме породообразующих минералов, встречаются скопления глинистого материала, карбонаты, сульфаты и алюмосиликаты, в которых концентрируются элементы-примеси [Кудряшов, 2001].

При близком залегании соляной толщи и наличии трещин высокоминерализованные воды поступают на поверхность в виде родников и площадной разгрузки [Бельтуков, 2000], определяя развитие природного галогенеза в наземных и аквальных ландшафтах.

Природный галогенез встречается в местах разгрузки высокоминерализованных $\text{Na}-\text{Cl}$ подземных вод, в основном соликамского












Отдел	Ярус	Горизонт (свита)	Толща, пачка		Литогеологическая колонка	Средняя мощность, м
Нижняя пермь - P ₁	Уфимский - P _{1u}	Щешминский - P _{1ss}	Пестроцветная толща (ПЦТ) - P _{1ss}			71,93
		Сопкамский - P _{1sl}	Терригенно-карбонатная толща (ТКТ) - P _{1sl}			107,62
			Сопно-железные толща (СЖТ) - P _{1sl}			65,27
			Переходная пачка (ПП)			36,04
	Кузнецкий - P _{1k}	Березниковская свита - P _{1br}	Покровная каменная соль (ПКС) - P _{1br}			20,43
			Карналлитовая пачка (КП) - P _{1br}			51,22
			Сильвинитовая пачка (СП) - P _{1br}			20,71
			Подстилающая каменная соль (ПКС) - P _{1br}			22,52
						1,63
						233,67
			Глинисто-ангидритовая толща (ГАТ) - P _{1br}			214,00

Рис. 6.2. Стратиграфический разрез нижнепермских отложений

горизонта; в древних центрах солеварения, которые были широко представлены на данной территории до середины XX века [Хайрулина, 2017; Саакян и др., 2017]. Особенности формирования природных ландшафтов в районах развития галогенных формаций изучены при поступлении водорастворимых солей в виде соленых родников на территории ООПТ «Дурнятская котловина», изливов древних рассолоподъемных скважин в районе села Усть-Игум.

6.1. Природные соленые источники

Ландшафтный памятник природы регионального значения ООПТ «Дурнятская котловина» (рис. 6.3) расположен на южной периферии распространения соляной залежи. Значительная удаленность от населенных пунктов и промышленных предприятий, отсутствие антропогенной деятельности, связанной с добычей рассолов и калийных солей, позволяет рассматривать эту территорию в качестве полигона для изучения воздействия на ландшафты природного галогенеза.

Дурнятская котловина представляет собой карстовую депрессию в долине реки Пожвы с многочисленными озерами и родниками. Это самая большая озерная группа Косьвинско-Чусовского междуречья. Здесь находятся 12 карстовых озер, около 5–7 воронок, сухая речка.

В тектоническом отношении бассейн нижнего течения Косьвы приурочен к Предуральскому краевому прогибу и находится на стыке Соликамской и Юрюзано-Сылвинской депрессий, разделенных Косьвинско-Чусовской седловиной. Депрессия имеет неправильную форму и вытянута с северо-востока на юго-запад. Длина – 2 км, ширина – 1,5 км. Северо-восточная и центральная части депрессии заболочены и поросли лесом, восточная занята комплексом нижних аккумулятивных террас Пожвы.

Дурнятская котловина относится к нижнекоосьвинскому карстовому участку. Территория участка соответствует южному борту Соликамской депрессии, где начинается постепенное погружение на запад и северо-запад

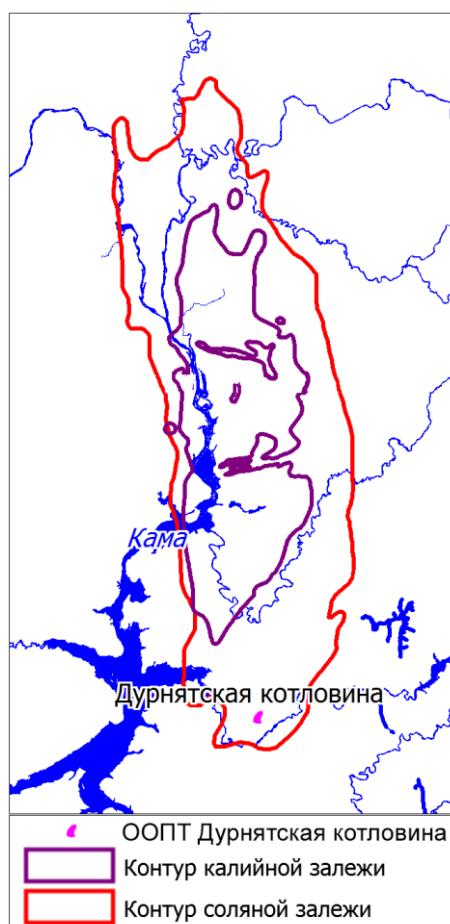


Рис. 6.3. Распространение калийной и соляной залежей Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей и расположение ООПТ «Дурнятская котловина»

карстующихся пород иренского горизонта и нарастание мощности соликамских отложений до 177–185 м. Одновременно с этим наблюдается общее увеличение с запада на восток мощности кунгурских отложений и замещение галогенно-карбонатных отложений терригенными. Причем в разрезах соликамского горизонта, имеющего в основном карбонатный состав, нередко встречаются прослойки гипсов или ангидритов мощностью 2–6 м и песчаников – до 4–12 м. Первые выщелачиваются с образованием на поверхности небольших воронок, вторые служат местными водоупорами. В верхнеиренской подсвете вскрыты прослойки солей и сильно засоленных пород, а в демидковской пачке нижнеиренской подствиты отмечена линза соли мощностью 25–30 м. Мощность прослоек соли увеличивается на север к наиболее погруженной части Соликамской депрессии. В результате выщелачивания солей в толще пород

образуются каверны, а на поверхности земли – источники и озера Cl–Na и Cl–SO₄ состава [Бутырина, 1968; Бутырина, 1966 а; Бутырина, 1966 б].

Таким образом, наличие на значительных глубинах в сульфатных отложениях пластов и прослоек каменной соли обусловило на территории участка обильные выходы карстовых источников сульфатного и хлоридно-натриевого химического состава, которые образуют озера сульфатно-кальциевого и хлоридно-натриевого состава, а при их отсутствии – гидрокарбонатно-кальциевого состава (табл. 6.1).

Таблица 6.1

Некоторые характеристики озер ООПТ «Дурнятская котловина»

№ п/п	Название озера	Размеры, м	Глубина по лит. данным	Минерализация, мг/л с поверхности / придонный слой	Гидрохимическая фация
1	Большое	250×150	30[1]	54 / 75*	HCO ₃ –Ca–SO ₄ **
2	Белое	100×90	46[1]	3624 / 12 006*	Cl–Na с H ₂ S**
3	Каменка	50×40	7,7[1]	1831 / 1765*	SO ₄ –Ca с H ₂ S**
4	Рогалек	70×40	61[1]	2003 / 2011*	SO ₄ –Ca с H ₂ S**

Примечание: «*» – по данным К. Г. Бутыриной (1968); «**» – по данным Л. М. Рубинштейн (2003).

В 2013 и 2015 годах было проведено исследование химического состава поверхностных вод и почв на территории Дурнятской котловины с целью определения влияния хлоридно-натриевых источников на аквальные и наземные экосистемы. Химический состав исследуемых водных объектов представлен в табл. 6.2.

На территории ООПТ «Дурнятская котловина» исследование воздействия естественных выходов солей на поверхность проводилось в 2015–2017 годах. Точки опробования поверхностных вод и почв приведены на рис. 6.4. Исследование дополнено ботаническим описанием наземных и аквальных ландшафтов.

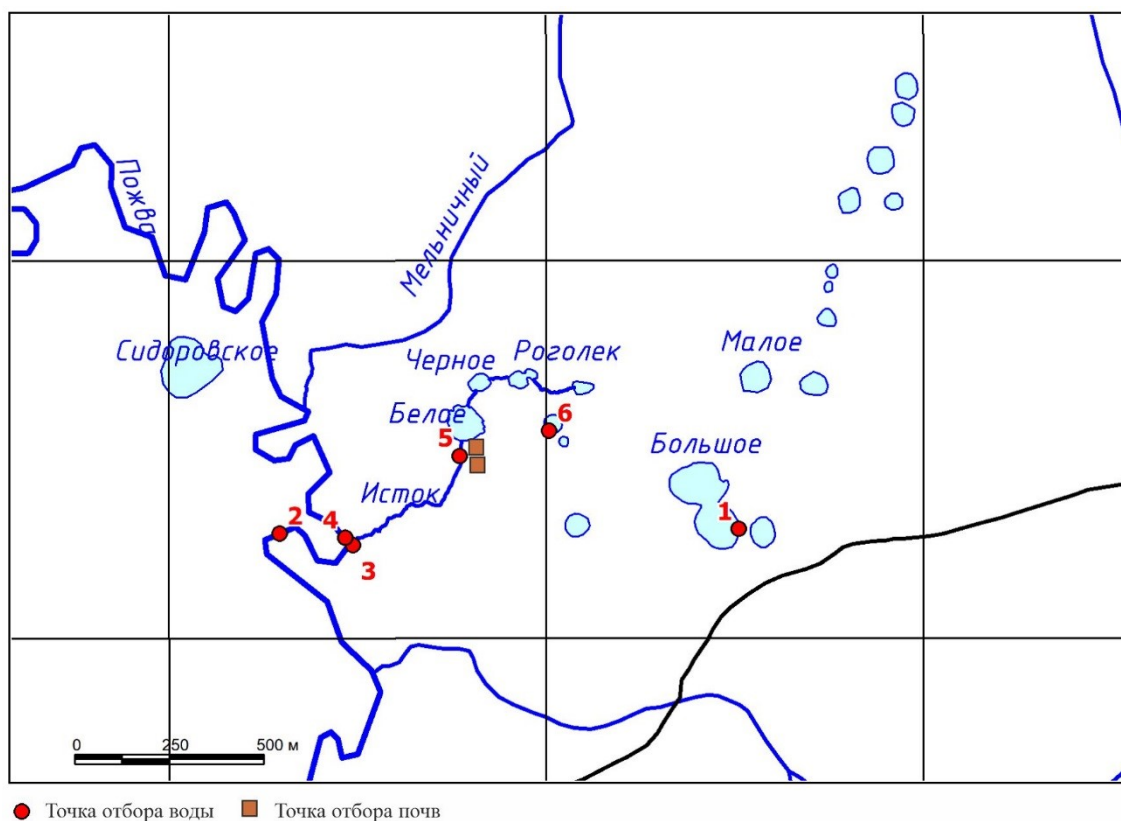


Рис. 6.4. Система озер, рек и ручьев на территории ООПТ «Дурнятская котловина» с точками опробования вод и почв

Озеро Белое состоит из двух воронок общей длиной 123 м и наибольшей шириной в 84 м. Глубина в одной воронке – 25 м, в другой – 46 м. Озеро Белое сформировано хлоридно-натриевыми источниками. Минерализация вод озера – свыше 5 г/л, содержание хлоридов – более 1,8 г/л, натрия – более 1 г/л. Верхний тонкий слой воды поступает из озер Черное, Каменка и Роголек и поэтому менее минерализован – около 2 г солей на 1 л. Согласно исследованиям [Рубинштейн, 2003], минерализация самих источников, которые разгружаются на дне озера, составляет 12 г/л или чуть более.

Из озера вытекает ручей Исток, воды которого увеличивают содержание ионов хлорида в Пожве в 4 раза. Дальнейшее постепенное увеличение содержания хлоридов в Пожве вниз по течению (см. табл. 6.2) свидетельствует о существовании других соленых источников, нам пока неизвестных.

Хлоридно-натриевые подземные воды формируют в озере Белое нейтральные солоноватые и сильно солоноватые кислородно-сероводородные

хлоридно-натриевые аккумулятивные аквальные ландшафты. При поступлении соленых вод в Пожву и разбавлении с природными гидрокарбонатно-кальциевыми и сульфатно-кальциевыми водами происходит смена на слабощелочные слабосоленоватые кислородно-глеевые хлоридно-натриевые трансаквальные ландшафты рек.

На территории ООПТ «Дурнятская котловина» видовой состав растительности в районе озера Белое соответствует аazonальным болотным ценозам: ива чернеющая *Salix myrsinifolia* Salisb., подмаренник топяной *Galium intermedium* L., кипрей болотный *Epilobium palustre* L., крапива пикульниколистная *Urtica. Galeopsifolia* Wierzb. ex Opiz, осока двутычинковая *Carex diandra* Schrank, звездчатка толстолистная *Stellaria crassifolia* Ehrh., осока дернистая *Carex cespitosa* L., бодяк болотный *Cirsium palustre* (L.) Scop., ястребинка зонтичная *Hieracium umbellatum* L., полевика побегообразующая *Agrostis stolonifera* L., вейник сероватый *Calamagrostis canescens* (Web.) Roth, осока ложносытевая *Carex pseudocyperus* L., тростник обыкновенный *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., сабельник болотный *Comarum palustre* L., триостренник болотный *Triglochin palustre* L., земляника лесная *Fragaria vesca* L., зюзник высокий *Lycopus exaltatus* L. fil., рогоз широколистный *Typha latifolia* L., береза белая *Betula alba* L. В видовом составе отсутствуют антропогенные виды.

Биоразнообразие вод озера Белое представлено в основном зональными видами водорослей: *Fragilariasp.*, *Cymbellasp.*, *Naviculasp.*, *Gomphonemasp.*, *Melosirasp.*, *Epithemiasp.*, *Tabellariasp.*, *Diatomasp.*, *Pinnulariasp.*, *Nostocsp.*, *Ulothrixsp.*, *Spyrogirasp.*, *Closteriumsp.*, *Peniumsp.*, *Scenedesmussp.*, что свидетельствует о нормальном функционировании аквальных ландшафтов с превышающими ПДК – содержанием в водах озера почти по всем основным ионам (см. табл. 6.2).

Таблица 6.2

Химический состав поверхностных вод на территории ООПТ «Дурнятская котловина»

Местоположение	рН	Содержание, мг/дм ³											
		Минерализация	Fe _{общ}	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺
ПДК _{рх} *	6,5–8,5	–	0,1	–	100	300	40,0	0,08	180	40	120	50	
Озеро Большое	6,73	43	0,21	30,5	1,8	<0,5	<0,2	<0,2	6,8	1,2	0,9	1,0	0,7
Озеро Белое	7,24	3666	0,31	260	1112	1085	<0,2	<0,2	475	58,5	672	<0,5	<0,5
Озеро Каменка	7,25	1411	0,09	225	750	63,3	<0,2	<0,2	278	44,7	49,0	<0,5	<0,5
Река Пожва, 20 м выше устья ручья Исток	8,02	448	0,23	251	43,4	34,6	<0,2	<0,2	75,9	15,0	26,9	<0,5	<0,5
Ручей Исток	7,19	5511	0,10	283	1522	1943	<0,2	<0,2	627	80,1	1053	<0,5	<0,5
Река Пожва, 200 м ниже устья ручья Исток	7,73	700	0,12	247	115	125	<0,2	<0,2	111	18,0	81,4	<0,5	<0,5
Река Пожва, урочище Косята, мост	7,84	1248	0,09	251	281	330	<0,2	<0,2	156	24,9	201	<0,5	<0,5
Река Пожва, урочище Софронята, мост	7,98	1154	0,09	259	250	296	<0,2	<0,2	151	24,7	171	<0,5	<0,5

Особенности формирования почвенного покрова в районе исследования определяются близким уровнем грунтовых вод и вследствие этого развитием процессов заболачивания. Почвы ООПТ «Дурнятская котловина» относятся к типу торфяно-глееземов, строение профиля соответствует формуле Т-Г. В водной вытяжке почв преобладают SO_4^{2-} и Ca^{2+} , $\text{pH}_{\text{вод}}$ изменяется от 4,8 до 5,2.

Основное воздействие природной разгрузки «соленых» источников на ландшафты ООПТ «Дурнятская котловина» связано с увеличением содержания ионов хлорида и натрия в поверхностных водах. Низкое содержание калия в подземных и поверхностных водах свидетельствует о растворении подземными водами отложений каменной соли и отсутствии техногенной составляющей, а преобладание зональных видов водорослей – об адаптации биотических компонентов аквальных ландшафтов к повышенному содержанию водорастворимых солей.

6.2. Древние рассолоподъемные скважины

Естественные выходы соленых вод способствовали активному развитию солеварной промышленности на территории Пермского края с XVI века. Добыча рассолов на начальном этапе осуществлялась с глубины 30–40 м с помощью матичных труб. Трубы закладывались, как правило, в долинах рек или понижениях [Харитонов, 2015]. Выбор района размещения скважин обосновывался солоноватым вкусом воды [Шестов и др., 1986]. Согласно данным Г.В. Бельтюкова [Бельтюков, 1988], на территории месторождения с 1430 по 1970 год насчитывалось более 200 скважин с минерализацией рассолов 100–300 г/л. Глубина таких скважин в Прикамье колеблется от 60 до 100 м.

Активное развитие солеварения привело к серьезным экологическим проблемам. Выварка соли сопровождалась загрязнением атмосферного воздуха сернисто-солеными выбросами, загрязнением почвы и поверхностных вод, что серьезно ухудшало состояние здоровья местного населения [Гаврилов, 1992].

В настоящее время на территории Пермского края полностью прекращено солеварное производство. Большая часть древних рассолоподъемных скважин затоплена водами Камского водохранилища, и их разгрузка происходит непосредственно на дне Камского водохранилища и рек, увеличивших свое русло в результате подпора водохранилищем. Еще одним фактором, осложняющим оценку степени воздействия древней рассолодобычи на окружающую среду, является расположение скважин в районе влияния современной калийной промышленности [Хайрулина и др., 2017].

Исследованием древних рассолоподъемных скважин занимались в 50–70-е годы XX века с целью возможного их использования для санаторно-курортного лечения [Шестов, 1967; Шестов и др., 1986] и оценки современных процессов выщелачивания соленосных пород [Бельтюков, 1970; Бельтюков, 1977]. Воздействие на природную среду солеварения в Пермском крае изучалось в фокусе влияния на трансформацию лесных экосистем при вырубке и молевом сплаве [Алейников и др., 2018]. Вопросы воздействия старых рассолоподъемных скважин на окружающую среду не изучались.

Современное воздействие старых рассолоподъемных скважин было изучено на территории одного из первых русских поселений с производством соли Яйвинский острожок [Хайрулина и др., 2017], основанного в 1570 году, где производство соли было остановлено в XVIII веке. Добыча соли велась на юго-восточной периферии распространения соляной залежи и за пределами контура калийной залежи (рис. 6.5). Объект изучения находится вблизи села Усть-Игум на северо-востоке центральной части Пермского края, в Александровском районе. Проводился отбор проб поверхностных вод, вод скважин и почв; ботаническое описание наземных ландшафтов (см. рис. 6.5).

Другим объектом изучения послужила вода рассолоподъемной Людмилинской скважины в Соликамске, которая была пробурена в 1910 году. В ней впервые было обнаружено повышенное содержание калия.

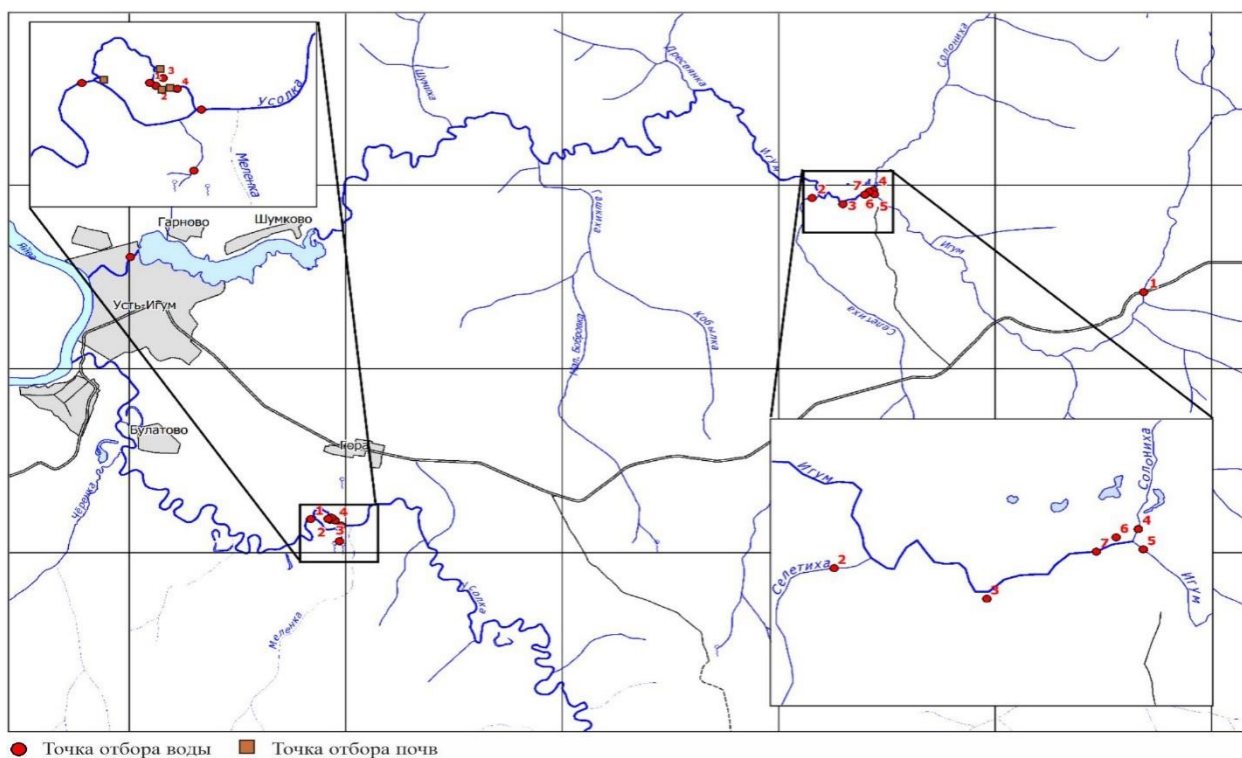


Рис. 6.5. Схема расположения отбора проб вод и почв
в районе села Усть-Игум

В геологическом отношении район исследований расположен в Предуральском краевом прогибе, в южной части Соликамской депрессии, в пределах Усть-Игумского соляного вала. Непосредственно под четвертичными отложениями залегают нижнепермские отложения уфимского яруса, представленные шешминским и соликамским горизонтами, и кунгурский горизонт филипповского яруса [Оценка состояния и перспективы развития, 1992] (рис. 6.6).

Верхняя часть соликамского горизонта на Верхнекамском месторождении калийных солей имеет среднюю мощность около 110 м [Кудряшов, 2001] и составляет терригенно-карбонатную толщу, породы которой характеризуются плохой водопроницаемостью и слабой водоносностью. Терригенно-карбонатная толща подстилается соляно-мергельной толщей, залегающей в нижней части соликамского горизонта, сложенной мергелями и глинами с прослоями ангидритов, гипсов и в нижней части разреза – каменной соли.

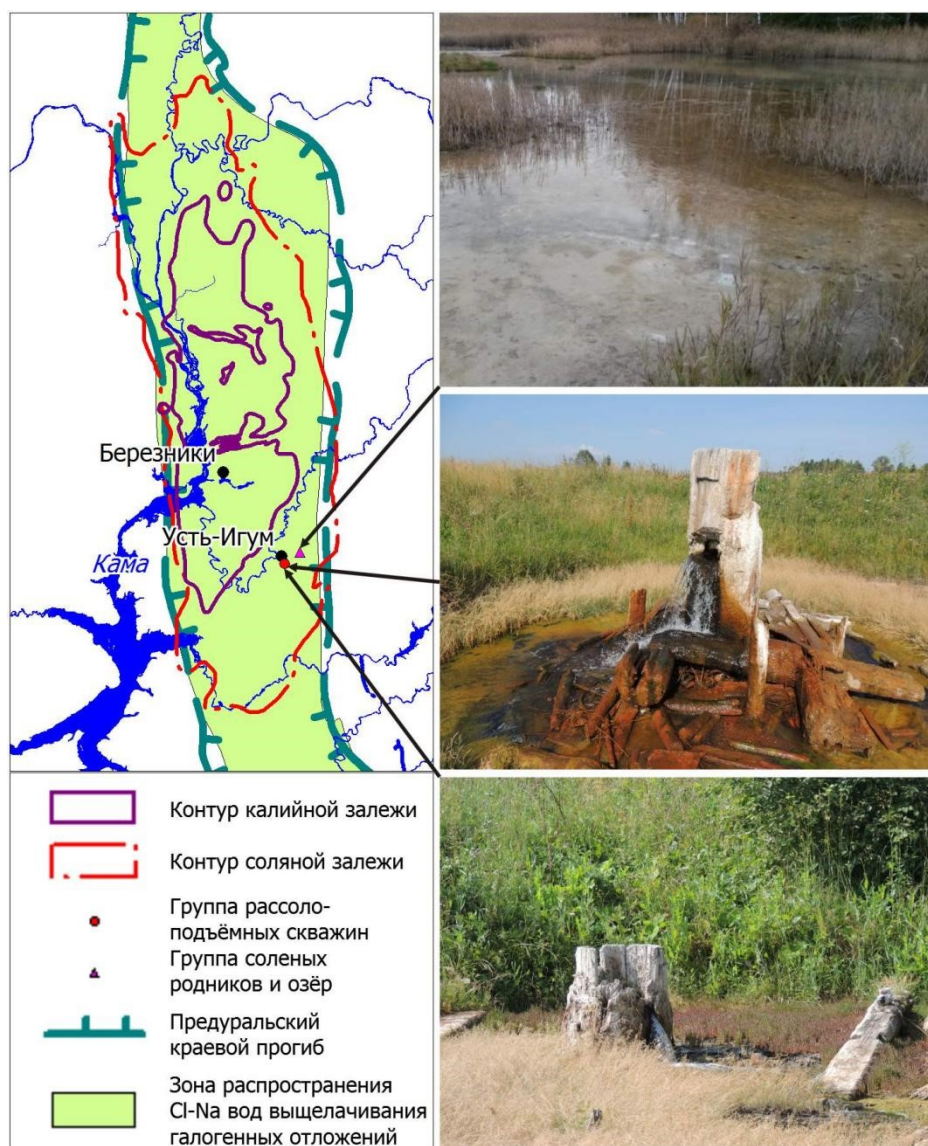


Рис. 6.6. Распространение калийной и соляной залежей Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей и расположение объектов наблюдения (фото выполнено Е. А. Хайрулиной)

Нижняя часть соляно-мергельной толщи, содержащая пласты каменной соли, в свою очередь, называется переходной пачкой. Кровлей переходной пачки является соляное зеркало – кровля первого от поверхности пласта каменной соли. Суммарная мощность соляно-мергельной толщи составляет в среднем 80 м, в том числе мощность переходной пачки – 20 м [Кудряшов, 2001]. Подземные воды верхней части соляно-мергельной толщи, по данным источника [Шестов и др., 1986], имеют большей частью сульфатно-кальциевый химический состав и минерализацию до 3 г/л.

К переходной пачке приурочен залегающий на соляном зеркале локально распространенный рассольный горизонт, содержащий хлоридно-натриевые рассолы с минерализацией до 300 г/л. Воды рассольного горизонта могут иметь значительный напор и местами по карстовым и тектоническим трещинам разгружаются на дневную поверхность в виде высокоминерализованных источников [Шестов и др., 1986]. Для территории характерны локальные тектонические нарушения субмеридионального направления, с которыми связаны выходы соленых источников [Копылов, Коноплев, 2013]. В настоящее время значительный напор подземных вод, контактирующих с хлоридно-натриевым рассолом, обеспечивает поступление высокоминерализованных вод через скважины (рис. 6.7).

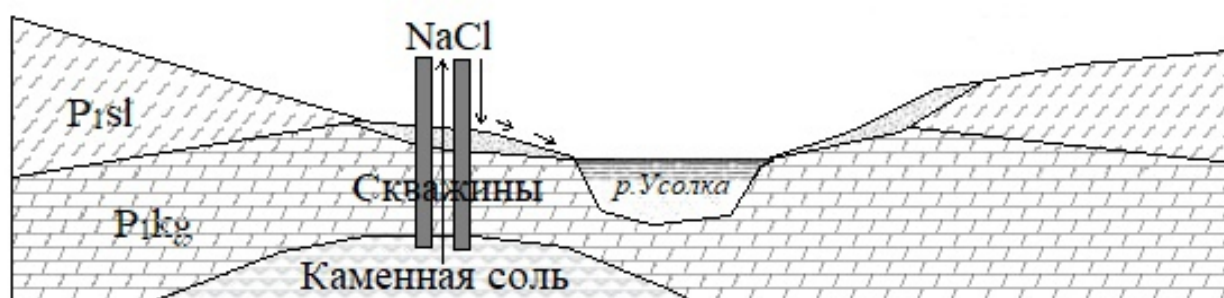


Рис. 6.7. Схема формирования засоленных почв в долине Усолки

Группа древних рассолоподъемных скважин находится на правом и левом берегах реки Усолки, левого притока Яйвы. Пять скважин находятся на пойменной террасе в 80–120 м от Усолки. Изливаются на поверхность с расходом 0,009–0,011 м³/с.

На современном этапе минерализация изливающихся из скважин вод составляет 30–34 г/л (табл. 6.3), преобладают ионы хлорида и натрия (рис. 6.8). Людмилинская скважина, находящаяся в Соликамске, имеет меньшую минерализацию (12 г/л) с повышенным содержанием К⁺ и Mg²⁺.

В водах Людмилинской скважины отмечается повышенное содержание калия и магния, что свидетельствует о контакте подземных вод с сильвинитовой толщей. Именно в этой скважине впервые на территории Пермского края были

определены высокие концентрации К, а смещение в зависимости Na^+ и Cl^- свидетельствует о более сложном солевом составе подземных вод. Показатель удельной электропроводности вод изучаемых водоемов изменяется от 0,8 до 45,6 мС/см и зависит от содержания хлоридов (рис. 6.9).

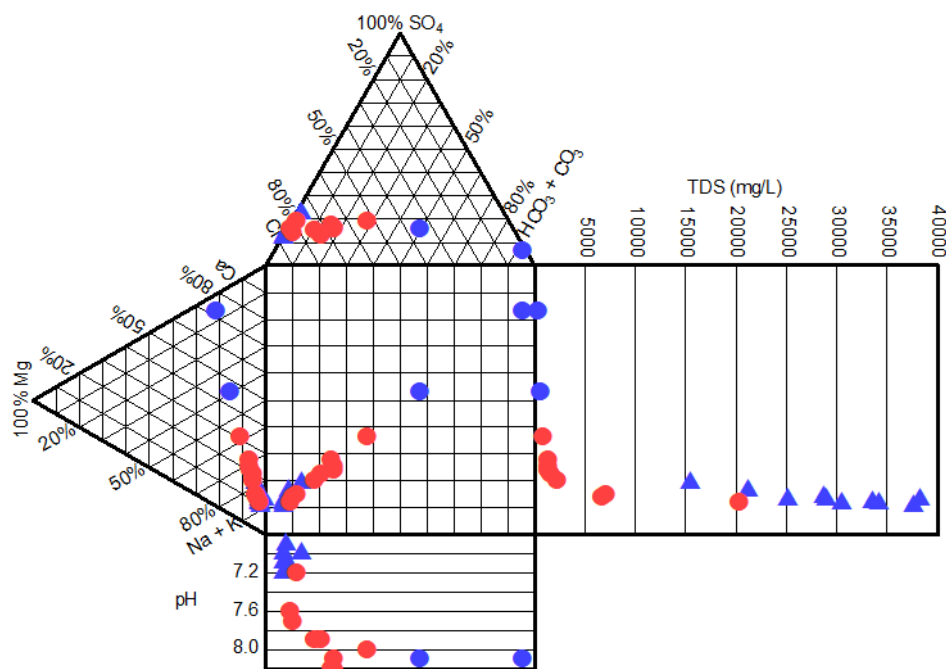


Рис. 6.8. Диаграмма Пайпер химического состава вод изучаемых водотоков: синий круг – пресные воды; красный круг – солёные ручьи и реки; синий треугольник – скважины

Исследование И.И. Чайковского и др. [Чайковский и др., 2019] подтверждает активизацию процессов выщелачивания и гидролиза ионами Cl^- и SO_4^- надсолевых пород. На поверхности галек осаждаются кальцит, пирит, сульфиды Cu, Ag, Ni, Fe, сульфохлориды Cu, Ag, Ni, хлориды Ag, Cu. В месте излива скважины на поверхности земли обнаружены диатомовые водоросли и галофильный вид водорослей (*Surirella stratula*), в целом видовое разнообразие характеризуется как низкое [Fadeeva et al., 2019].

Поступление вод самоизливающихся скважин определяет специфику химизма поверхностных вод. Минерализация вод Усолки, в которую разгружаются солёные подземные источники, за счёт разбавления пресными водами значительно ниже и составляет 1,2–1,3 г/л.

Таблица 6.3

**Химический состав вод рассолоподъемных скважин и реки Усолки
(2015–2021 годы)**

Место отбора проб	pH	Содержание, мг/л								Na / Cl, мэк в / л	Минерализация
		HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Fe общ		
ПДК _{рх} [*]	6,5–8,5	–	100	300	180	40	120	50	0,1	–	–
Скважины (село Усть-Игум) (<i>n</i> = 13)	7,1	285	3176	14732	1179	128	9886	26,1	1,4	0,89	29 417
Max	6,9	589	3906	19198	1580	180	13400	39	–	0,93	38 253
Min	7,2	259	2564	7028	814	14	4302	<0,5	–	0,78	15 486
St. deviation	0,1	98	382	3947	203	63	2826	–	–	0,23	7217
CV**, %	1,3	31	12	27	17	49	29	–	–	25	24
Людмилинская скважина	6,6	170	737	6299	369	220	5004	131			12 762
Река Усолка (село Усть-Игум) (<i>n</i> = 5)	8,1	196	163,6	497	95	17,5	349,7	2,1	0,1	0,70	1300
Max	8,3	222	182,7	547	118	21,0	382,1	4,5		0,74	1431
Min	8,1	141	143	442	77	14,3	312	0,5		0,63	1229
St. deviation	0,1	32,5	14,2	38	15	2,4	25,4	1,7		0,1	85
CV**, %	0,8	16,5	8,7	7,7	15,8	13,6	7,3	116		6,2	6,59
ПДК _{рх} [*]	6,5–8,5	–	100	300	180	40	120	50	0,1	–	

Примечание: «*» – использованы нормативы ПДК вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения; **CV, % – коэффициент вариации; «–» – отсутствие данных.

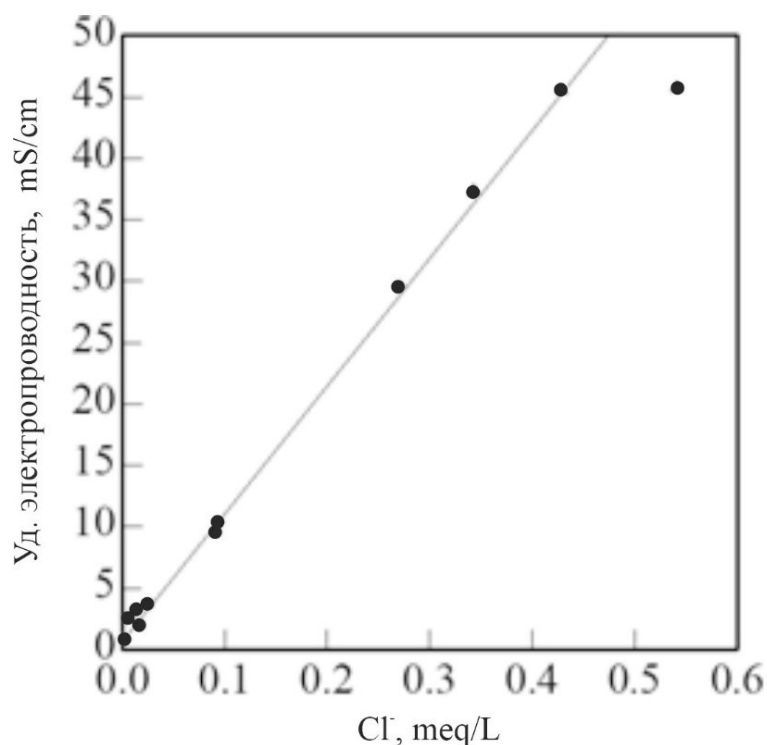


Рис. 6.9. Зависимость удельной электропроводности от содержания ионов хлорид в водах района исследования

В результате поступления соленых вод рассолоподъемных скважин в реках формируются слабощелочные слабосоленоватые кислородно-глеевые хлоридно-натриевые трансаквальные ландшафты.

Существует прямая корреляция содержания Cl^- и микроэлементов, что отражает их нахождение в составе хлоридов или хлорсодержащих комплексов. Источником микроэлементов в рассолах являются надсолевые породы, контактирующие с рассолами. В раствор переходят не только галофильные элементы Sr, Rb, но и трудногидролизуемые элементы, например Ti, что свидетельствует об активной роли хлоридных рассолов в выщелачивании и транспортировке металлов (рис. 6.10 и 6.11).

В процессе подъема и излива Na–Cl воды разбавляются водами сульфатно-кальциевой и гидрокарбонатно-кальциевой зон.

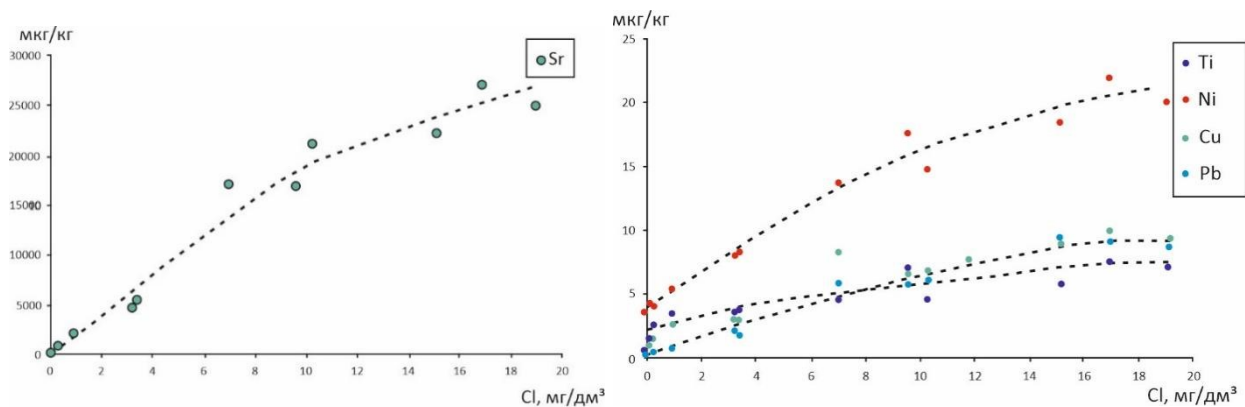


Рис. 6.10. Зависимость содержания некоторых микроэлементов и хлорид-иона в воде изучаемых водотоков

В условиях многолетнего излива высокоминерализованных подземных вод из рассолоподъемных скважин Яйвинского острожка в пойме Усолки на берегу соленого ручья образовался вторичный солончак с сульфатно-хлоридным натриевым типом засоления. Солончак вторичный глеевый гумусовый [Шишов, 2004] (Gleyic Fluvic Solonchak [Рабочая группа IUSS, 2015]) образован из аллювиальной глеевой почвы (рис. 6.12).

В профиле исследованного солончака вторичного выделено три горизонта: солончаковый S[AYg] мощностью 45 см, глеевый мощностью 52 см и аллювиальная порода с глубины 95 см.

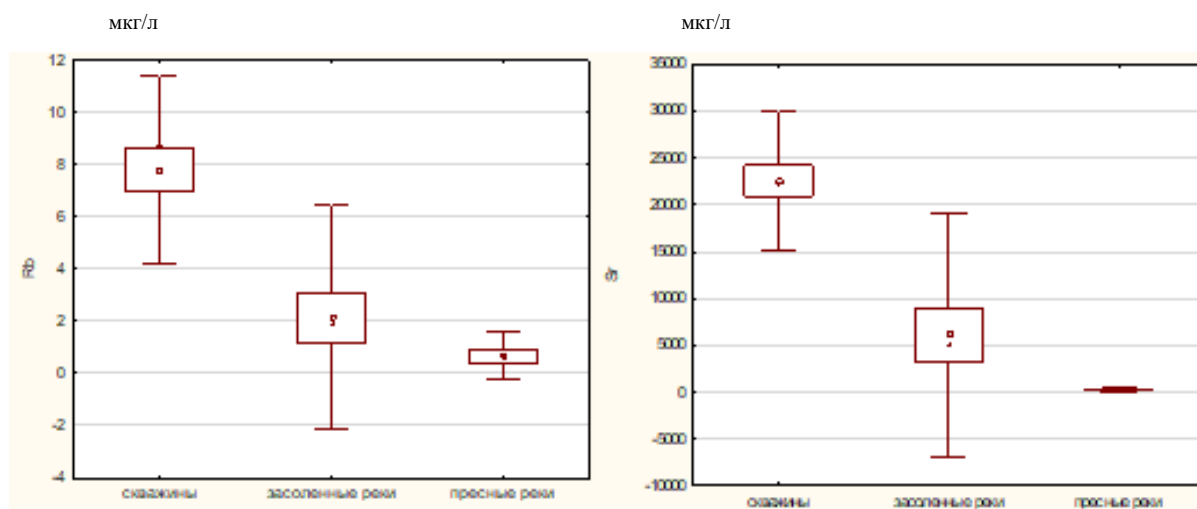


Рис. 6.11. Концентрации Sr и Rb в поверхностных и подземных водах

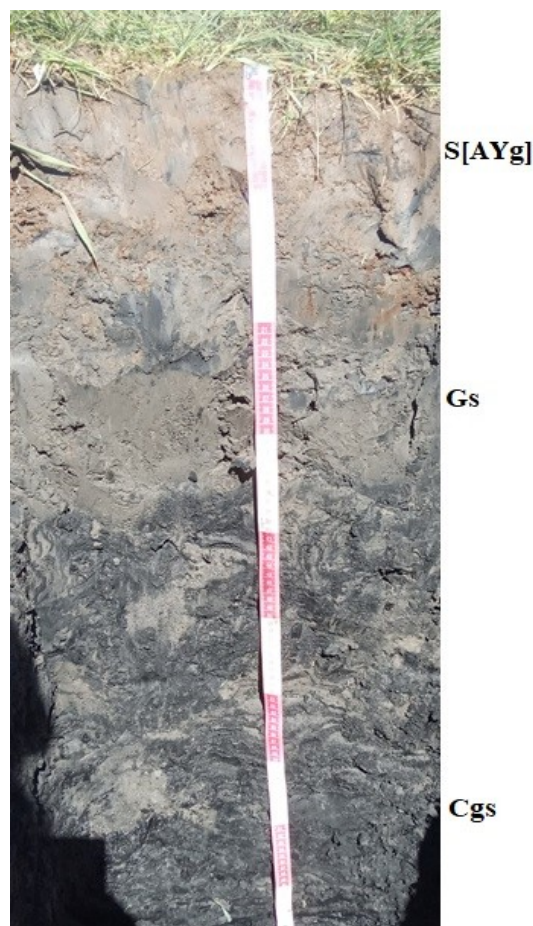


Рис. 6.12. Солончак вторичный глеевый сульфатно-хлоридный натриевый
(фото выполнено Е. А. Хайрулиной)

S[AYg] – солончаковый горизонт, 0–22 / 22 см, присутствовали признаки оглеения, окраска коричнево-бурая с ржавыми примазками, горизонт бесструктурный, отмечена незначительная комковатость, уплотненный, глинистый. Gs – глеевый горизонт, 22–81 / 59 см, темно-серо-сизый с ржавыми пятнами, распадается на комки, глинистый. Cgs – аллювиальная глеевая порода, залегает с глубины 80 см, серо-черная окраска, влажноватая, бесструктурная, глинистая с включениями серого песка, мажущаяся, уплотненная, присутствовал запах сероводорода.

В поверхностных почвенных слоях солончака содержание органического углерода варьировало от 0,9 до 2,9 %, различия могут быть связаны с удаленностью от русла соленого ручья и изменившимся типом растительности;

нейтральная и слабощелочная реакция почвы объясняется поступлением Na–Cl вод из рассолоподъемных скважин (табл. 6.4). Подщелачиванию почв, по-видимому, способствовал приток минерализованных вод, содержащих карбонаты натрия и магния [Якимов и др., 2014]. Величина емкости катионного обмена зависит от нескольких факторов, в числе которых тип почвы, состав катионов почвенно-поглощающего комплекса и гранулометрический состав [Родикова, 2007].

Для исследованных солончаков по критериям Валькова и других [Вальков и др., 2004] характерна средняя величина емкости поглощения 25,2–36,3 ммоль/100 г (см. табл. 6.4), что типично для аллювиальных почв и, судя по всему, связано с невысокими значениями органического вещества. Содержание подвижных соединений фосфора в верхних слоях прикопки № 1 и 2 составило 1,07 и 1,77 мг / 100 г соответственно, что свидетельствует об очень низком уровне содержания по критериям Валькова и др. [Вальков и др., 2004]. Содержание подвижного калия изменялось с 12,5 до 50 мг / 100 г, что указывает на высокий уровень обеспеченности почвы калием по критериям Валькова и др. [Вальков и др., 2004]. По-видимому, это связано с поступлением калия из вод рассолоподъемных скважин.

Таблица 6.4

**Агрохимические свойства солончака вторичного
сульфатно-хлоридного натриевого**

Номер прикоп ки	Слой, см	С _{орг} , %	pH _{вод}	pH _{сол}	ЕКО	P ₂ O ₅ _{подв}	K _{подв}
					ммоль / 100 г	мг / 100 г	
1	0–10	2,88	7,15	7,06	36,3	1,07	12,5
2	2–12	2,9	7,72	7,16	25,2	1,77	50
3	2–12	0,9	8,2	7,59	29,6	14,33	50

Показатель суммы токсичных солей (табл. 6.5) указывает на сильную степень засоления почвы, согласно критериям Н.И. Базилевич и Е.И. Панковой

[Базилевич, Панькова, 1968]. Поверхностные почвенные слои прикопок № 1–3 характеризовались хлоридным натриевым типом засоления, в прикопке № 1 с глубины 11 см – сульфатно-хлоридным натриевым, с глубины 60 см доминировали сульфат-ионы и катионы натрия, что связано с изменением преобладающих анионов в водной вытяжке почвы. Воды рассолоподъемных скважин, имеющие сульфатно-хлоридный тип засоления, определили химизм почвенного профиля.

Таблица 6.5

**Химический состав водной вытяжки солончака вторичного
сульфатно-хлоридного натриевого**

Номер прикоп ки	Глуби на, см	Ион, ммоль-экв / 100 г почвы									Тип засолен ия
		Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ²⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ т.с%	Гипс, %	
1	0–10	3,17	0,39	18,4	0,1	1,0	17,2	3,8	1,1	–	Хлорид.
	11–21	0,88	0,28	13,0	0,05	1,2	7,4	5,5	0,8	–	Сульфат / хлорид.
	27–40	0,7	0,15	8,7	0,06	0,8	6,3	2,4	0,5	–	Хлорид.
	60–75	2,24	0,54	15,2	0,1	0,9	7,0	10,1	1,0	1,3	Хлорид. / сульфат.
	100– 115	4,56	0,84	18,4	0,12	1,0	10,2	12,6	1,2	1,3	Хлорид. / сульфат.
2	2–12	0,77	1,07	19,0	0,49	0,8	15,5	5,0	1,2	1,5	Хлорид.
3	2–12	1,16	0,85	17,9	0,46	0,7	18,3	1,3	1,1	0,8	Хлорид.

Примечание: *Σ Σ т.с. – сумма токсичных солей.

Наибольшее содержание Cl⁻ и Na⁺ в прикопке № 1 отмечено в слое 0–10 см – 17,29 и 18,48 ммоль-экв соответственно; содержание Cl⁻ с глубиной почвенного профиля уменьшалось в 1,5–2,3 раза, содержание Na⁺ также уменьшалось с глубиной в 1,4–2 раза, но на глубине 100 см возросло до значений

поверхностного горизонта (рис. 6.13). Наибольшее содержание Ca^{2+} , Mg^{2+} , а также SO_4^{2-} в прикопке № 1 солончака наблюдалось в слое 90–100 см. С глубины 60 см обнаружен гипс, для прикопок № 2 и 3 характерно наличие гипса даже для поверхностных слоев. Образование гипса может быть связано с обменными реакциями в почве в результате взаимодействия кальция почвенного поглощающего комплекса с хлоридно-сульфатно-натриевыми растворами [Ямнова, Панкова, 2013]. Наименьшее содержание почти всех ионов в прикопке № 1 солончака отмечено на глубине 11–40 см. Причина этого в том, что воды соленого ручья воздействуют лишь на поверхностный слой почвы.

Коэффициент адсорбируемости натрия (SAR) для поверхностных слоев прикопок № 1–3 варьировал от 13,2 до 19,8, что указывает на значительную долю натрия в почвенно-поглощающем комплексе и осолонцевание почв. Минимальные величины SAR отмечены в прикопке № 1 на глубине 60–115 см.

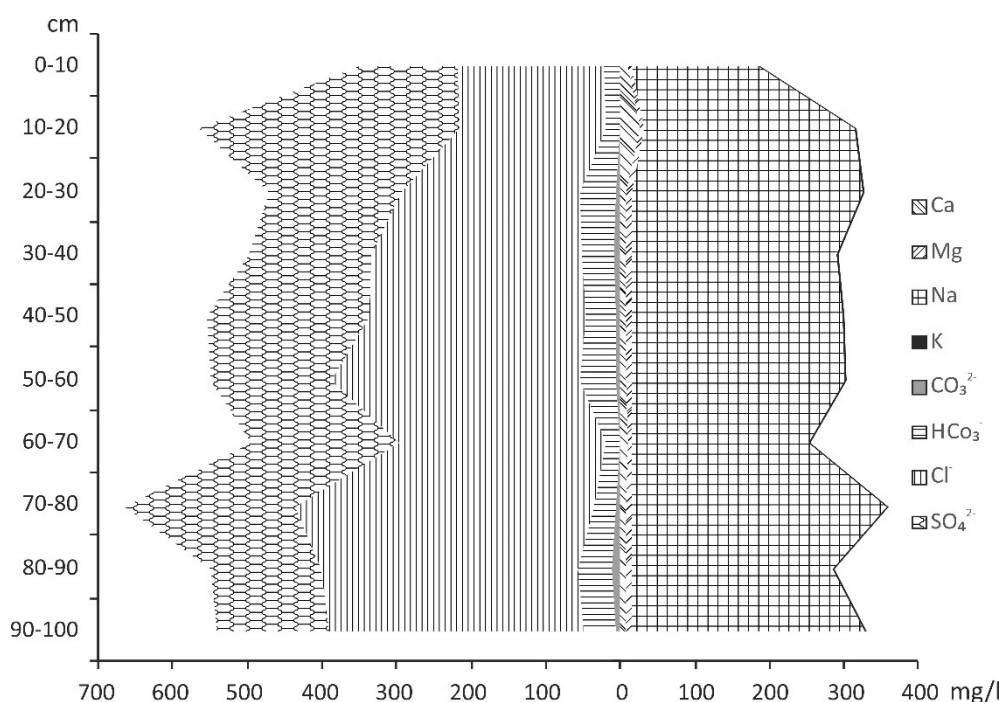


Рис. 6.13. Солевой профиль солончака

Для оценки засоленности почв по отдельным ионам [Засоленные почвы России, 2006] найдена корреляционная связь через коэффициент детерминации

между содержанием токсичных солей и содержанием хлорид-ионов и ионов натрия (рис. 6.14). Между суммой токсичных солей и содержанием ионов натрия в водной вытяжке почв выявлена очень тесная связь ($R^2 = 0,9665$; $p = 0$); для хлорид-ионов связь слабее ($R^2 = 0,42$; $p = 0,0155$).

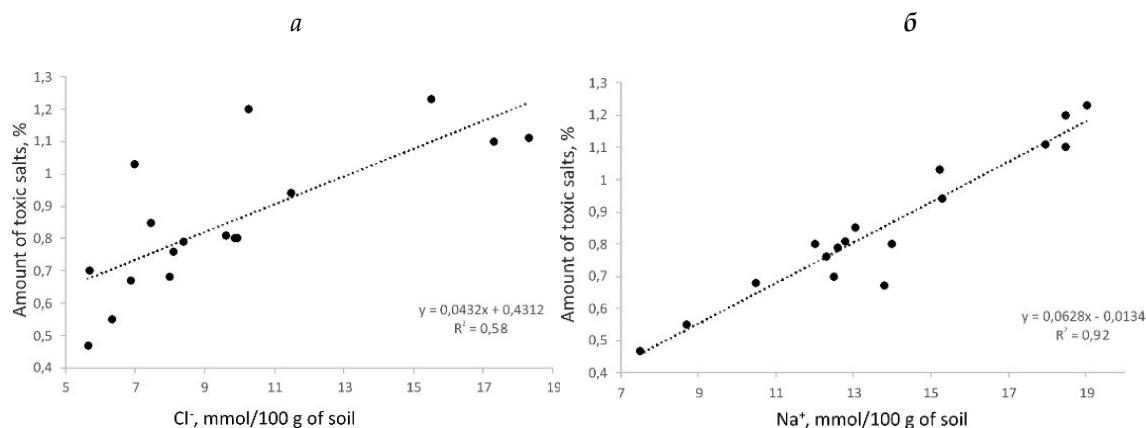


Рис. 6.14. Зависимость суммы токсичных солей от содержания хлорид-ионов (а) и ионов натрия (б) в водной вытяжке почв; R^2 – коэффициент детерминации

Наши исследования трансформации почв аллювиальных ландшафтов согласуются с результатами исследований Сванидзе, Якимова и других ученых, которыми были изучены процессы перехода аллювиальных почв в солончаки в Сибири под влиянием старых и заброшенных разведочных скважин [Сванидзе и др., 2014; Якимов и др., 2014; Казанцева, Сванидзе, 2016]. В результате поступления хлоридно-натриевых вод из артезианских скважин активизировался солончаковый процесс, что привело к превращению дерново-грунтово-глеевых и аллювиальных почв в солончаки хлористо-натриевого типа. В бассейне Верхней Волги в условиях умеренного климата в районе разгрузки солевых источников описано формирование засоленных почв с хлоридно-сульфатным натриево-кальциевым засолением [Simonova et al., 2020]. Аллювиальные почвы зоны воздействия истоков высокоминерализованных вод из артезианских скважин в Ярославском Поволжье характеризуются хлоридно-натриевым

химизмом, в почвах происходит накопление водорастворимых солей [Симонова и др., 2018; Симонова и др., 2020].

Солончак вторичный сформировался из аллювиальной гумусовой глинистой почвы. Основными почвообразующими процессами возникновения солончаков в долине Усолки в районе выхода рассолов являются: солончаковый процесс, способствующий накоплению водорастворимых солей в верхней части профиля, но не из пород, а вследствие поступления рассолов на поверхность; осолонцевание, заключающееся во вхождении обменного натрия в ППК; оглеение, которое приводит к образованию глинистых материалов, содержащих закисное железо.

Несмотря на произошедшие генетические и химические изменения почвы, при ограничении или полном отсутствии воздействия рассолов эволюция почв может пойти обратным путем: произойдет рассоление солончаков, почва вновь станет аллювиальной гумусовой.

Таким образом, засоление изученных почв происходит в результате поступления через древние рассолоподъемные скважины на поверхность почвенного покрова высокоминерализованных хлоридно-натриевых вод; скважины являются гидродинамическим каналом для подземных вод, обогащенных хлоридно-натриевыми рассолами.

Содержание водорастворимого натрия и коэффициент адсорбируемости натрия (SAR) в солончаке указывали на переход натрия в почвенно-поглощающий комплекс. Натрий, вытесняя из ППК другие катионы, в основном кальций и магний, способствовал ухудшению физико-механических свойств почвы, что проявилось в возникновении вязкости, липкости, бесструктурности в сыром состоянии и твердости в сухом.

Солончак вторичный сформировался из аллювиальной почвы, являющейся достаточно зрелой. Основными почвообразующими факторами возникновения солончаков в долине Усолки в районе выхода рассолов послужили засоленные воды, рельеф, климат и время. Несмотря на то, что засоленные воды относят к факультативным почвообразующим факторам, в нашем исследовании они являлись главной причиной возникновения солончаков.

При анализе содержания анионов и катионов в исследованном нами солончаке вторичном обнаружены корреляционные связи (табл. 6.6): положительные коэффициенты корреляции между содержанием ионов магния с калием, натрием и суммой токсичных солей; содержание ионов натрия положительно коррелировало с содержанием хлорид-ионов и суммой токсичных солей; между сульфат-ионами и ионами кальция найдена отрицательная связь с рН водным и солевым.

Таблица 6.6

Коэффициент корреляции (r) изучаемых параметров почвы

Параметр	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	HCO_3^{2-}	Cl^-	SO_4^{2-}
Ca^{2+}	1,00						
Mg^{2+}	0,17	1,00					
Na^+	0,49	0,80	1,00				
K^+	-0,34	0,82	0,56	1,00			
HCO_3^{2-}	0,28	-0,52	-0,19	-0,73	1,00		
Cl^-	0,07	0,57	0,76	0,71	-0,43	1,00	
SO_4^{2-}	0,70	0,23	0,25	-0,35	0,35	-0,43	1,00
$\Sigma \Sigma$ т.с., %	0,48	0,85	0,98	0,56	-0,18	0,65	0,37
$\text{pH}_{\text{сол}}$	-0,57	0,13	0,13	0,56	-0,15	0,58	-0,76
$\text{pH}_{\text{вод}}$	-0,76	0,10	-0,27	0,58	-0,60	0,24	-0,77

Примечание: «*» – жирным шрифтом выделена корреляция при $p < 0,050$ 00.

В целом, судя по содержанию натрия в почве, основными водорастворимыми солями являлись хлорид и сульфат натрия, поскольку при высоком содержании натриевых солей в почвах натрий способен переходить в почвенно-поглощающий комплекс, вытесняя из ППК другие катионы, в основном алюминий, водород и кальций. При увеличении натрия в ППК происходит ухудшение физико-механических свойств почв: почвы становятся вязкими, липкими, в сыром состоянии бесструктурными, в сухом состоянии

очень твердыми. Между содержанием ионов кальция и магния в воде и почве регрессионной зависимости не выявлено.

При разгрузке хлоридно-натриевых вод из древних рассолоподъемных скважин формируются на гидроморфных почвах уникальные растительные ценозы с преобладанием бескильницы расставленной *Puccinellia distans* (Jacq.) Parl. и солероса солончакового *Salicornia perennans* Willd. У скважины на расстоянии 1,5–2 м солерос растет включениями между бескильницей. Далее эти растения около ручья произрастают более узкой полосой.

Впервые в Пермском крае обнаружен солерос солончаковый *Salicornia perennans* Willd (рис. 6.15). Солерос (лат. *Salicornia*) – род однолетних травянистых растений семейства Амарантовые (*Amaranthaceae*). Как правило, галофиты произрастают на сильно засоленных почвах на морских побережьях, по берегам соленых озер, в балках и оврагах. Распространены в Евразии, Африке и Северной Америке. Эти однолетние растения с членистыми, сочными стеблями и неразвитыми супротивными листьями, высотой до 60 см, формируют красные «полянки» и «дорожки» в местах разгрузки высокоминерализованных вод.



Рис. 6.15. Заращение берегов соленого ручья солеросом солончаковым *Salicornia perennans* Willd (фото выполнено Е. А. Хайрулиной)

Наличие солевой нагрузки четко очерчивается растительным покровом. На фоне пойменного высокотравья выделяются полосы луговой растительности со следующим видовым составом: овсяница луговая *Festuca pratense* Huds., клевер

гибридный *Trifolium hybridum* L., тысячелистник обыкновенный *Achillea millefolium* L., чина луговая *Lathyrus pratense* L., ежа сборная *Dactylis glomerata* L., тимopheевка луговая *Phleum pratense* L., лютик едкий *Ranunculus acris* L., кульбаба осенняя *Leontodon autumnale* L., мятлик луговой *Poa pratense* L., дудник лекарственный *Angelica officinalis* Hoffm., таволга вязолистная *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim, пастернак лесной *Pastinaca sylvestris* Mill., солерос солончаковый *Salicornia perennans* Willd. Виды относятся к луговому и антропогенному биотам, что обусловлено принадлежностью территории к поселениям на протяжении XVI- XVIII вв.

В местах близкого залегания соленых подземных вод в районе села Игум в долине рек Солоники и Игум на фоне вторичных лесных ценозов развиваются тростниковые болота. Их видовой состав близок к техногенным болотам в долине реки Черной.

Исследование природных комплексов при поступлении хлоридно-натриевых вод из фонтанирующих старых рассолоподъемных скважин выявило, что разгружающиеся подземные воды отличаются высокой минерализацией (более 30 г/л) при содержании хлоридов более 17 г/л, что находится на уровне соленых источников естественного происхождения. Минерализация вод рек в районах поступления водорастворимых солей снижается до 1,4 г/л за счет разбавления пресными гидрокарбонатно-кальциевыми водами.

В ландшафтах, испытывающих многолетнее засоление, произошла трансформация пойменных почв. На месте аллювиальных глеевых почв образовались вторичные солончаки с сульфатно-хлоридным натриевым типом засоления. В Пермском крае засоленные ландшафты редко встречаются, что обусловлено промывным водным режимом и гумидным типом климата.

В супераркальных ландшафтах, в районе разгрузки древних рассолоподъемных скважин происходит смена зональных видов растений на галофитные. За более чем 300-летний период засоления почв сформировались

луговые сообщества, включающие уникальный для Пермского края солерос солончаковый *Salicornia perennans* Willd.

На примере природных ландшафтов Верхнекамского месторождения солей рассмотрена роль основных ландшафтообразующих факторов, определяющих их геохимическую специфику. Зональные ландшафтообразующие факторы, определяющие формирование среднетаежных ландшафтов кислого и кисло-глеевого класса, могут быть осложнены близким залеганием соляно-мергельной толщи и выходом на поверхность хлоридно-натриевых вод рассольного горизонта, содержащих хлоридно-натриевые рассолы и поступающих на поверхность по карстовым и тектоническим трещинам. Так формируются среднепродуктивные нейтральные или слабощелочные солоноватые или слабосолоноватые кислородно-глеевые хлоридно-натриевые трансаквальные ландшафты. В случае близкого залегания хлоридно-натриевых подземных вод в гидроморфных условиях формируются солончаковые ландшафты с образованием вторичных солончаков с сульфатно-хлоридным натриевым типом засоления. В условиях промывного режима почв и кислого выщелачивания автономных и трансэлювиальных ландшафтов влияние литолого-геохимического фактора нивелируется.

7. ТЕХНОГЕННЫЕ ФАКТОРЫ, СОПРОВОЖДАЮЩИЕ РАЗРАБОТКУ КАЛИЙНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

Техногенные факторы ландшафтообразования представляют собой комплекс форм воздействия человека на компоненты природной среды (атмосферу, горные породы, гидросферу, почвы и ландшафты), обуславливающий негативные изменения, провоцирующие развитие и активизацию широкого спектра опасных природно-техногенных процессов, что приводит к загрязнению и нарушению естественного функционирования ландшафтов.

Разнообразие горнодобывающего и горноперерабатывающего производства формирует сложную структуру загрязнения окружающей среды. Экологическая ситуация в Березниках и Соликамске – центрах калийной промышленности – уже характеризуется как «напряженная» [Двинских, Зуева, 2005].

Схожесть и различия в экологических проблемах калийных месторождений позволяют заключить, что основными техногенными факторами ландшафтообразования являются геохимическая специфика разрабатываемой соляной толщи, технология обогащения руды, состав и способы складирования отходов.

7.1. Отходы производства

При разработке калийных месторождений химический состав соленосной толщи и формы нахождения полезного компонента влияют на технологию добычи и обогащения, а также состав отходов. Все это определяет спектр загрязнителей и интенсивность техногенной миграции.

Наиболее распространены два промышленных способа переработки калийной руды. Галургический способ основан на различной зависимости растворимости сильвина и галита от температур. Высокая растворимость хлорида калия позволяет извлекать его из руды обратным раствором при

температуре +115 °С с последующей его кристаллизацией при охлаждении. Недостатком этого метода является высокое водопотребление.

Флотационный способ выделения хлорида калия из сильвинита основан на разделении водорастворимых минералов калийной руды в среде насыщенного ими солевого раствора путем селективной гидрофобизации поверхности частиц калийных минералов с помощью флотореагентов-собирателей. В отходах присутствуют амины, полициклические углеводороды, моноароматические углеводороды, эфиры фталиевой кислоты и др.

На некоторых месторождениях, например в Германии, добыча калийных солей осуществляется методом подземного выщелачивания. Благодаря этому методу стало возможным эксплуатировать мощные залежи на глубинах до 2000 м. Наряду с бесспорными достоинствами этого скважинного метода выявлены и определенные его недостатки: низкий коэффициент извлечения запасов (25–30 %), высокая стоимость переработки рассолов в твердый товарный продукт. Метод экономически оправдывается при мощности отрабатываемых пластов около 15 м, благодаря высокому содержанию KCl в рудах (до 30 %) и значительной мощности промышленного предприятия.

Экологическая обстановка на месторождении складывается в результате рассеивания загрязнителей воздушным и водным миграционными потоками в окружающей среде, которые определяются технологическими особенностями размещения твердых и жидких отходов (рис. 7.1).

Технология калийного производства, как и других видов горнодобывающей деятельности, сопровождается накоплением значительного количества отходов разного фазового состава [Lottermoser, 2010], которые и являются основным источником загрязнения окружающей среды (табл. 7.1).

Несмотря на высокие технологические показатели при производстве хлористого калия, до 70 % всей добытой руды складывается на поверхности в солеотвалах, шламохранилищах и рассолоборниках, либо используется в качестве закладочного материала в выработанных пространствах.

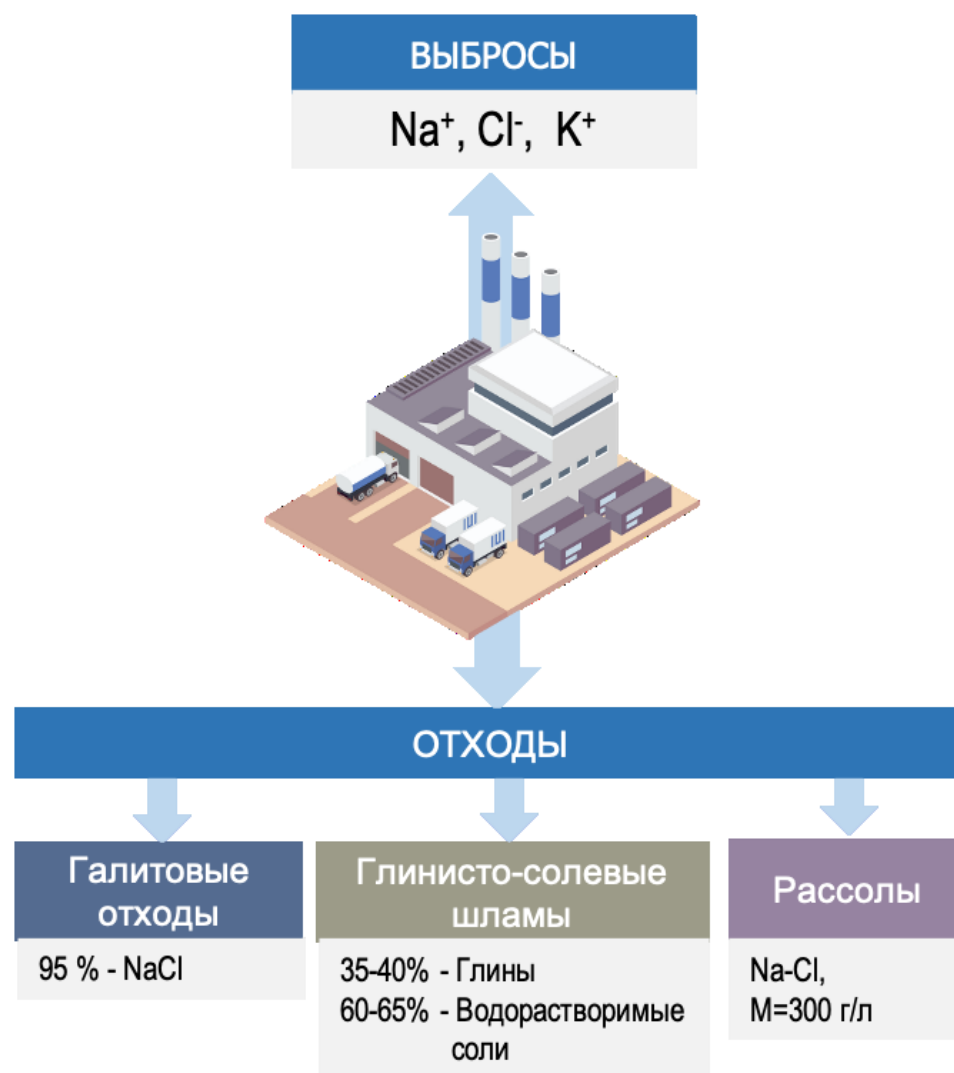


Рис. 7.1. Схема техногенных миграционных потоков калийных предприятий

Наиболее экологичным способом складирования отходов калийной промышленности является закладка отходов в подземные выработки и сброс рассолов через нагнетательные скважины в нижележащие подземные горизонты [Барях, Евсеев, 2019; Чистяков, 2009; Шкуратский и др., 2015]. На территории Верхнекамского месторождения калийных солей ПАО «Уралкалий» в 2020 году заложил в шахтное пространство 7640 тыс. т и в камеры большого сечения 5605,7 тыс. т галитовых отходов и глинисто-солевых шламов [Доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Пермского края в 2020 году», 2021]. Попутно решаются вопросы минимизации просадок земной поверхности на шахтном поле.

**Образующиеся твердые и жидкие отходы в результате калийного
производства и виды их складирования**

№ п/п	Образующиеся отходы	Виды складирования и утилизации отходов
1	Галитовые отходы	Солеотвалы
2	Глинисто-солевые шламы	Шламохранилище
3	Рассолы	Шламохранилище (Россия)
		Реки и океан после разбавления (Германия, Франция)
		Закачка в глубинные горизонты (Германия, Канада, Россия)

Наиболее дешевый способ ликвидации отходов – сброс рассолов и шламов в реки и моря. В Германии ликвидацию галитовых отвалов на эльзасском месторождении осуществили путем их растворения и сброса в реку Рейн после закрытия предприятия. В Великобритании (предприятие «Боулби» компании Cleveland Potash) обезвоженные галитовые хвосты и глинистые шламы репульпируют морской водой, транспортируют на расстоянии 2 км по трубопроводу к побережью Северного моря и сбрасывают в придонные водные слои на расстоянии 1,8 км от берега. Такой же способ использован в Бразилии на месторождении Taguari Vassouras в отношении галитовых хвостов, пульпу которых транспортируют на расстояние 35 км и сбрасывают в Атлантический океан. Во Франции предприятия фирмы Mines de Potasse d'Alsace растворяют солевые отходы, заскладированные в солеотвалах, и совместно с имеющимися избыточными рассолами осуществляют их контролируемый сброс в Рейн [Новости науки и техники, 2002].

Наиболее распространенным способом размещения отходов является складирование отходов на земной поверхности в солеотвалы и

шламохранилища. Экологический эффект данного способа размещения отходов рассмотрен подробно на примере калийных предприятий Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей, где за более чем 80-летний период эксплуатации на территории ВКМКС накоплено более 643,6 млн т отходов, что составляет 73 % от накопленных отходов в Пермском крае. В 2020 году на калийных предприятиях образовалось 38 390 тыс. т отходов (галитовых отходов и глинисто-солевых шламов), или 80 % от общего объема образовавшихся отходов в Пермском крае [Доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Пермского края в 2020 году», 2021]. В последние годы наблюдается увеличение объемов отходов калийного производства в связи с увеличением производства продукции, вводом новых предприятий и уменьшением содержания полезного компонента в исходном сырье.

7.2. Галитовые отходы

Твердые галитовые отходы формируются в результате переработки сильвинитовых руд. В виде рассолонасыщенной рыхлой массы они направляются для складирования в отвалы. Для их хранения применяется технология высотного складирования. Высота солеотвалов достигает 50 м.

Влажность твердых галитовых отходов составляет 0,10–0,14, жидкая фаза представлена хлоридно-натриевым рассолом с минерализацией 340–360 г/л. В них содержание NaCl составляет более 95 %, KCl – 1,5–2 %, $MgCl_2$ – 0,1 %, $CaSO_4$ – 2,0 % [Горбунова и др., 1992]. Процесс гравитационного отжатия жидкой фазы сопровождается уплотнением отходов. Открытое складирование отходов приводит к дальнейшим гипергенным преобразованиям вещества солеотвалов [Сметанников, Оносова, 2016; Бачурин и др., 2017], что определяет особенности воздействия на окружающую среду (рис. 7.2).

В результате уплотнения вещества отходов и кристаллизации солей в основании солеотвалов происходит формирование твердого тела [Бачурин и др.,

2017; Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities, 2009], которое является водоупором для фильтрующихся атмосферных осадков (см. рис. 7.2).

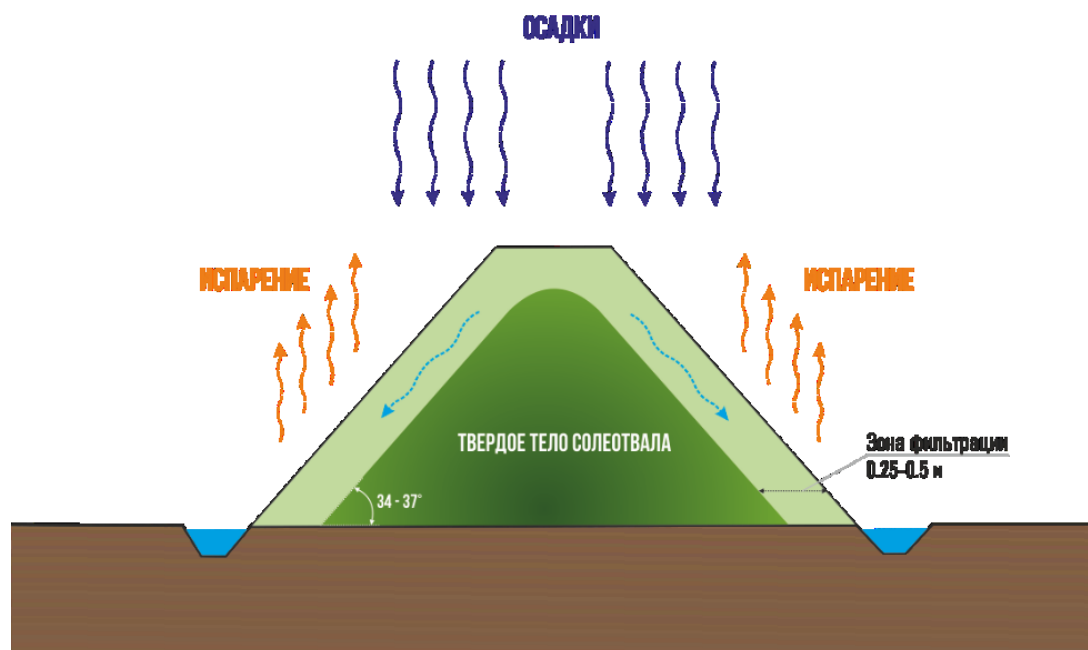


Рис. 7.2. Схема строения солеотвала по источнику [Бачурин и др., 2017; Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities, 2009] (доработана автором)

Таким образом, выщелачиванию NaCl в галитовых отходах подвергается по некоторым данным верхний слой мощностью 0,25–0,50 м [Бачурин и др. 2017, Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities, 2009].

Процессы растворения способствуют выносу с поверхности отвала солевых минералов и формированию гипсово-глинистых кор [Рочев, 2000; Николаева, 1998] мощностью до 5 см [Рочев, 2000], что способствует уменьшению эолового развеивания вещества солеотвалов и фильтрации атмосферных осадков в тело солеотвала.

Анализ минерального состава солеотвалов верхних слоев выявил преобладание минералов галита (70–90 %), доломита (2–16 %) и гипса (2–16 %) (рис. 7.3). Причем в гипсово-глинистой корочке содержание галита ниже, чем в слое 10–30 см, а содержание гипса в 2 раза выше.

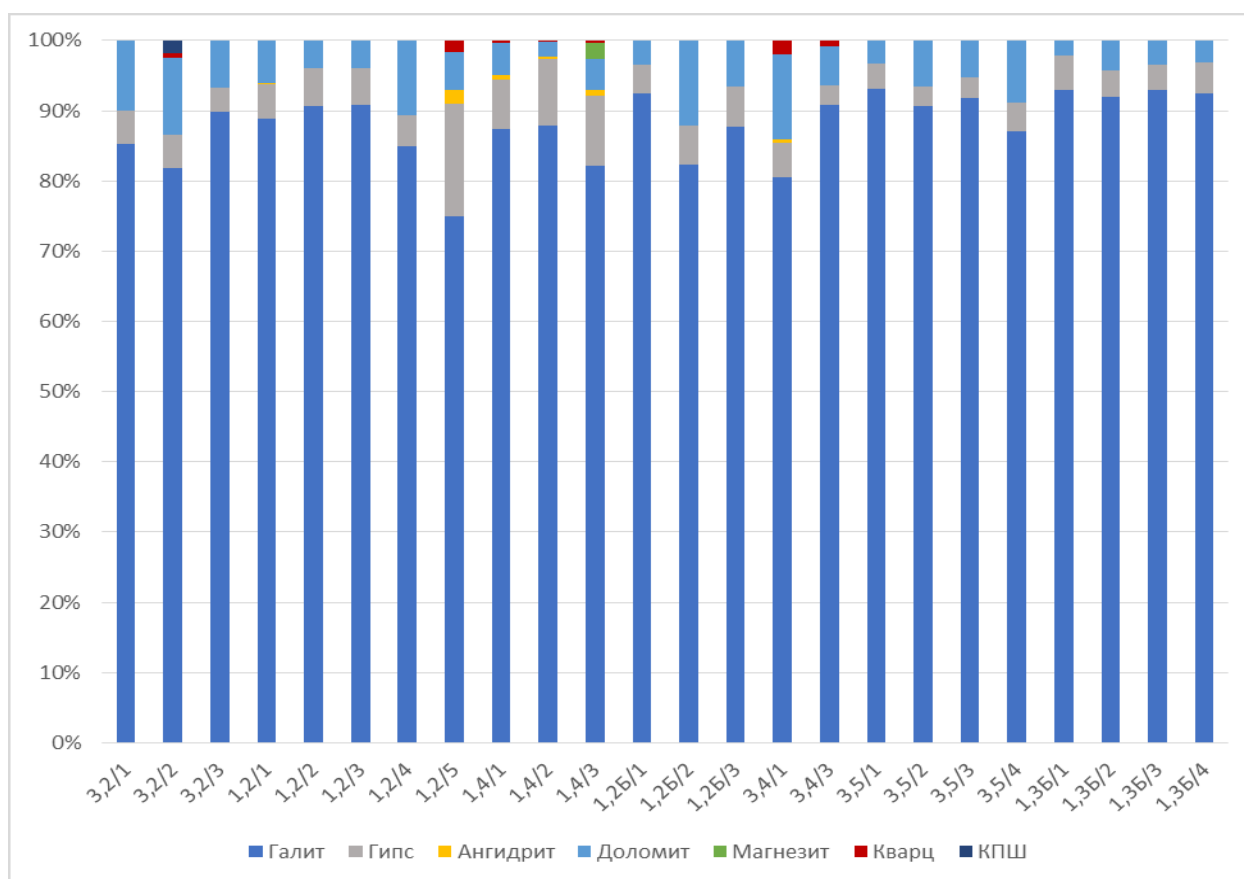


Рис. 7.3. Соотношение основных минералов в веществе солеотвалов

Значительные углы наклона склонов (15° – 30°) и активное растворение солей вызывают процессы эрозии поверхности солеотвала. Эрозия проявляется в виде ячеисто- или сотово-кавернозной структуры, гротов, каньонов (рис. 7.4). Результатом эрозионных процессов может быть обрушение породы. Чем больше возраст вещества солеотвала, тем ярче проявляются данные процессы. Активная эрозия поверхности солеотвала не позволяет формировать гипсово-глинистую поверхность на больших площадях.

Материал выноса вещества с солеотвала, который с водными потоками выносится из тела солеотвала и аккумулируется у основания, характеризуется преобладанием гипса и доломита над галитами. Наиболее ярко такая зависимость проявляется в составе материала выноса одного из старейших солеотвалов СКРУ-1.

Также обнаружены ангидрит, магнезит, кальцит, кварц, альбит, КПШ (калиевые полевые шпаты), хлорит, слюда (табл. 7.2).



Рис. 7.4. Поверхность солеотвалов СКРУ-1 и БКПРУ-4
(фото выполнено Е.А. Хайрулиной)

Галитовые отходы характеризуются незначительным содержанием микроэлементов. Основная часть микроэлементов, по исследованиям [Бачурина, 2008, 2017; Сметанников, Оносова, 2016], переходит в отжимные рассолы в результате уплотнения отходов (табл. 7.3). Тем не менее процессы эпигенеза активизируют разрушение минералов и увеличение подвижности микроэлементов.

Результаты микрозондового анализа отходов калийной промышленности дают важную информацию о минеральном составе вещества и содержании микроэлементов, которые могут оказать токсическое действие на окружающую среду. Широко распространенными микроэлементами являются медь и цинк. Содержание свинца, молибдена и брома является ненадежным в связи со спецификой микрозондового анализа (наложением пиков на спектрограммах). Все остальные элементы встречаются только в определенных частях образцов. В основном они могут быть результатом сорбции глинистыми, железистыми, хлоридными и другими компонентами.

Таблица 7.2

Результаты рентгенофазового анализа образцов вещества выноса солеотвалов

Номер пробы	Хлориды	Сульфаты		Карбонаты			Силикаты					Сумма
	Галит	Гипс	Ангидрит	Доломит	Магнезит	Кальцит	Кварц	Альбит	КПШ	Хлорит	Слюда	
1.3 / 1	7,8	54,0	7,1	14,5	–	–	3,4	–	10,5	2,7	–	100
1.3 / 2	3,9	49,2	3,4	16,8	2,8	–	4,1	–	15,7	4,3	–	100
1.1Б / 1	13,4	1,7	–		–	7,8	39,1	12,9	9,3	6,7	8,2	100
1.1Б / 2	88,2	4,4	0,6	5,1	–		1,8	–		–	–	100
1.1Б / 3	74,4	1,5	–	3,0	–	4,7	12,9	–	3,5	–	–	100

Таблица 7.3

**Микрокомпонентный состав руд и отходов калийных предприятий
[Бачурин, 2008]**

Элемент	Содержание, мг/кг		
	Калийные руды	Галитовые отходы	Глинисто-солевые шламы
Ba	1,8–14,0	0,1–12,9	100–130
V	1,8–10,0	н.о.	0–51,2
Fe	99–2200	90–380	1450–4200
Cd	0,007–0,07	<0,1–1,8	3,4–5,5
Co	н.о.	<0,1–9,8	3–49
Mn	21–100	4,1–35,0	29,4–79,8
Cu	0,2–7,6	0,9–4,5	0,8–24,2
Ni	0,8–7,6	0,21–3,9	3–39
Pb	0,03–3,4	<0,1–3,1	5,8–57,2
Sr	н.с.	15–35	0–120
Cr	2,5–3,2	0,15–9,3	4,4–105
Zn	1,3–46,0	1,8–11,6	0–92
Br	260–780	200–560	450–1120

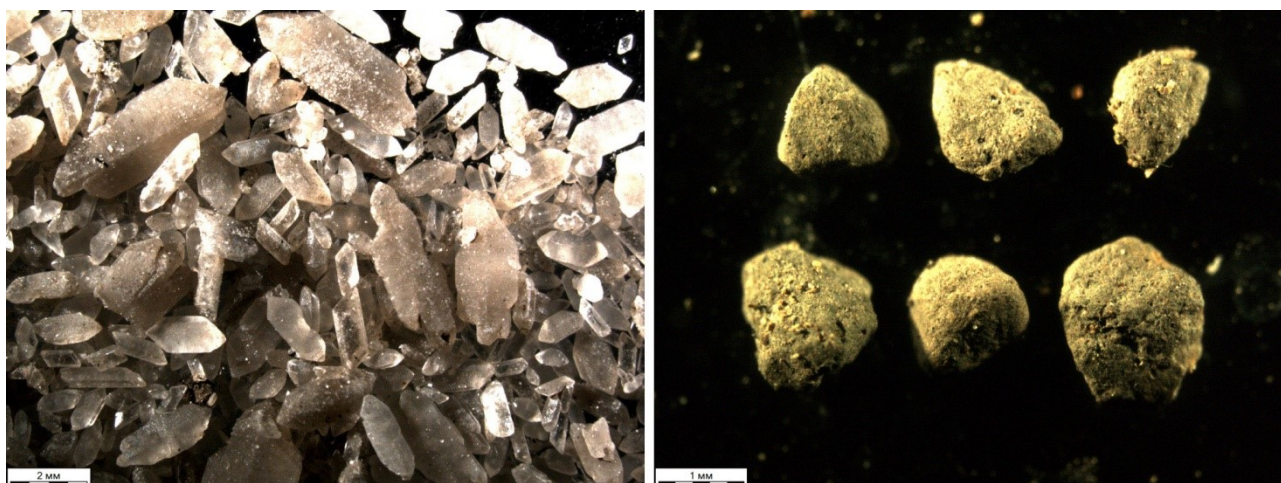
Присутствие некоторых из микроэлементов заслуживает особого внимания. Например, ртуть встречена в образцах, имеющих преимущественно галитовый состав. Отсюда следует вывод, что ртуть в небольших количествах может сорбироваться соленосными породами. Примесь бария характерна для гипсоносных образцов. Кроме того, барий нередко появляется вместе с цезием в образцах с преобладанием галита. Мышьяк обнаруживается редко и в небольших количествах. Наиболее высоких концентраций он достигает в высокожелезистых образцах. Скорее всего, он сорбируется железистыми и глинистыми минералами.

Анализ содержания микроэлементов свидетельствует о высоком содержании цинка и меди в веществе как солеотвалов, так и шламохранилищ. Содержание других элементов (As, Cd, Hg, Ni), определяющих экологическую безопасность почв, обнаружено в незначительных концентрациях.

7.3. Глинисто-солевые шламы

В процессе флотационного обесшламливания нерастворимые соединения калийных руд вместе с глинисто-карбонатными минералами галопилитов и флотореагентами образуют глинисто-солевые шламы, которые вместе с рассолами поступают в шламохранилища. Глинисто-солевые шламы на 35–40 % состоят из водорастворимых солей и на 60–65 % из нерастворимого глинистого осадка [Бачурин и др., 2018; Голубцова, Карманова, 2015].

Твердая фаза глинисто-солевой суспензии представляет собой нерастворимый остаток 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. 7.5). В составе вещества верхнего слоя шламохранилища содержание полевых шпатов составляет 30 %, галита 8,8–11,5 %, гипса 1,1–19 % (рис. 7.6). В некоторых зонах эти процессы сопровождаются наложенной пиритизацией, вызванной изменением окислительной обстановки на восстановительную ($E_h - 43,8$ мВ). Содержание пирита (FeS_2) изменяется от 1,3 до 2,0 %. 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. 7.5. Состав нерастворимого вещества глинисто-солевых шламов

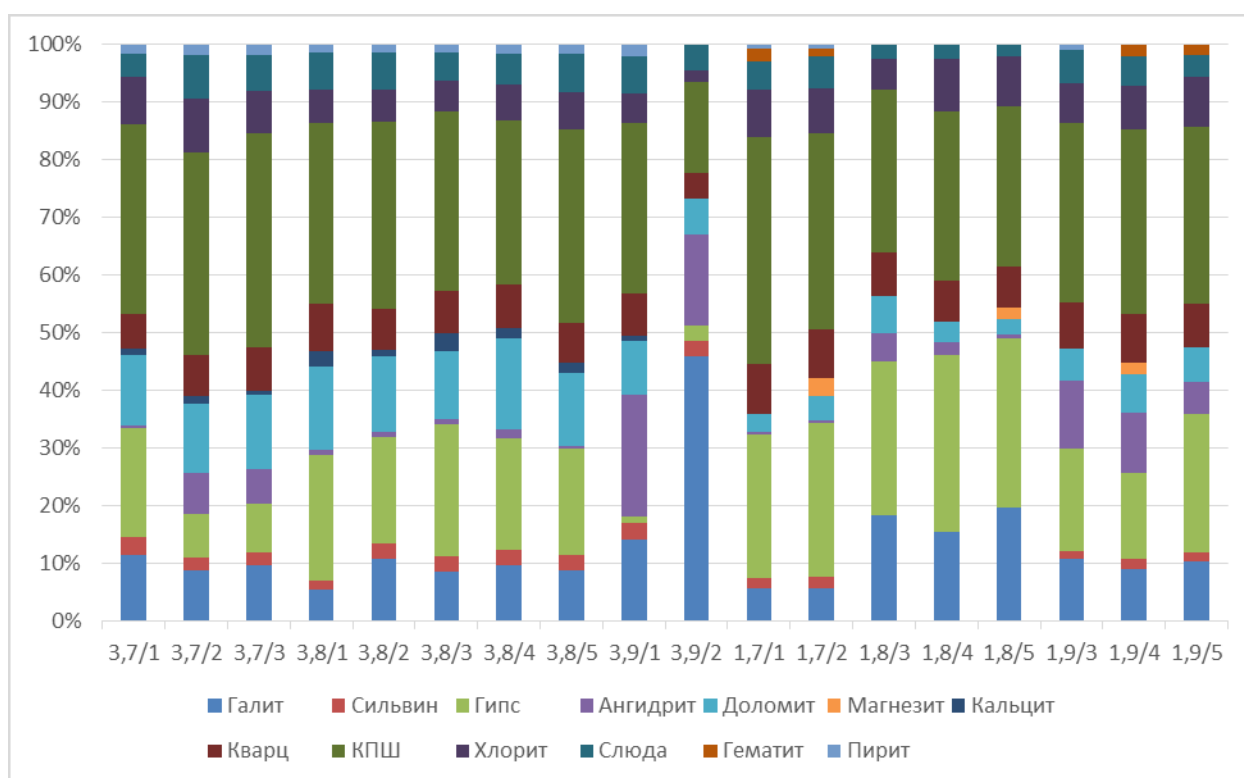


Рис. 7.6. Соотношение основных минералов в веществе шламохранилища

В водной вытяжке вещества осушенной части шламохранилища преобладают хлориды – более 70 г/л (натрия – 33 г/л, калия – 19,5 г/л) и сульфаты – 19,6 г/л (кальция – 6,8 г/л, магния – 0,9 г/л) [Хайрулина, 2015].

Анализ содержания микроэлементов свидетельствует о высоком содержании Zn и Cu в веществе как солеотвалов, так и шламохранилищ. Содержание других токсичных элементов (As, Cd, Hg, Ni) обнаружено в незначительных концентрациях; мышьяк – редко и в небольших количествах, наиболее высоких концентраций он достигает в высокожелезистых веществах.

7.4. Выбросы в атмосферу

Производство калийных удобрений сопровождается значительными объемами выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух. Основными источниками выбросов загрязняющих веществ на предприятиях являются технологическое оборудование, трубы котельных цехов, вентиляционные стволы. Высокий уровень запыленности воздуха возникает в процессе измельчения руды, при обогащении и гранулировании продукта, дефляции солеотвалов.

По данным ПАО «Уралкалий», основного производителя хлористого калия на ВКМКС, в 2019 году выбросы в атмосферу загрязняющих веществ от различных источников предприятия составили 5,75 тыс. т [Годовой отчет, 2020].

На твердые вещества приходится почти половина массы выбросов – 2,56 тыс. т. Основными загрязняющими веществами являются диоксид серы, оксид углерода, оксиды азота. Также присутствуют углеводороды и летучие органические соединения, которые поступают при сжигании топлива.

Пыль калийного концентрата содержит в основном легко растворимые в воде соединения и в небольшом количестве нерастворимый остаток. К растворимым компонентам относятся хлориды и сульфаты калия, натрия, магния, кальция. Нерастворимый остаток содержит двуокись кремния, высшие алифатические амины, окислы железа, алюминия, магния, кальция [Смычник, 2005; Калийные удобрения. Проблемы охраны ОС в районах функционирования калийных производств, 1989; Высоцкая, Пискун, 2019; Environmental Aspects of Phosphate and Potash Mining, 2001].

В зависимости от климатических условий воздействие источников загрязнения может усиливаться или уменьшаться. Солеотвалы являются площадными источниками выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух (ТКП 17.08-07–2007). Однако на территории Пермского края в условиях зимнего периода воздействие отвалов на атмосферный воздух может уменьшаться, из-за остановки процессов растворения на поверхности отвалов в период отрицательных температур [Рочев, 2000]. Снижению дефляции солеотвалов может способствовать формирование плотной глинисто-гипсовой корки на их поверхности в результате вымывания водорастворимых соединений.

Тем не менее калийное производство является источником загрязнения атмосферного воздуха. Оседая на почве, хлориды и сульфаты калия, натрия способствуют засолению верхнего горизонта почв.

7.5. Фильтрационные воды

Основное воздействие на окружающую среду на территории ВКМКС в условиях гумидного климата связано с формированием техногенных фильтрационных стоков с солеотвалов, шламохранилищ и промышленных площадок обогатительных фабрик. Загрязнение подземных вод фильтрационными водами в районах расположения отходов калийных предприятий происходит повсеместно [Environmental Aspects of Phosphate, 2001]. Солеотвалы, шламохранилища и рассолосборники рассматриваются в качестве основных источников загрязнения приповерхностной гидросферы на Верхнекамском месторождении [Бачурин, Бабошко, 2008; Бельтюков, 1996; Liu, Lekhov, 2013], Старобинском месторождении (Белоруссия) [Колпашников и др., 1979], месторождении Эльзаса (Франция) [Baure et al, 2005; Lucas et al, 2010] и старейшем месторождении калийных солей в Германии [Arle, Wagner, 2013; Luo et al, 2012; Rauche et al, 2001]. 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.

Фильтрационные стоки характеризуются хлоридно-натриевым составом и минерализацией от 30 до 400 г/л. Содержание хлорид-ионов составляет более 50 % от общей минерализации вод, ионов калия – от 1 до 20 %, натрия – 20–40 %, сульфатов – 1–5 % (табл. 7.4).

Таблица 7.4

**Химический состав фильтрационного стока, подземных вод
и реки в районе влияния шламохранилища**

Компонент	C_{cp}	$C_{min}-C_{max}$	ПДК _{вр}
pH	6,9*	6,34–7,2**	6,5–8,5
HCO_3^-	348,5	292,9–457,6	—
SO_4^{2-}	2127,7	645,8–4189,7	100
Cl^-	25 788,7	5540,0–42 950	300
NO_2^-	6,1	0,34–10,28	0,08
NO_3^-	78,0	15,0–126,2	40
Ca^{2+}	1301,7	721,4–2345,0	180
Mg^{2+}	204,3	145,8–321,0	40
Na^+	15 046,1	7055,5–32 142,0	120
K^+	10 037,1	5168,8–23 688,5	50
NH_4^+	53,0	5,0–193,0	0,5
Сухой остаток	43 841,2	11 487–74 090	
Минерализация	45 053,6	11 637,0–77 170,0	

Примечание: ПДК_{вр} – для водоемов рыбохозяйственного значения; «*» – среднее значение; «**» – минимальное и максимальное значения.

Для предотвращения фильтрации рассолов в подземные воды в основании солеотвалов и шламохранилищ создаются глинистые экраны. Ряд исследований 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. (2010), А.М. Монюшко и С.П. Пахомова (1985) в лабораторных условиях установлено влияние солей на снижение деформационных свойств и прочностных характеристик глин. Характер изменения свойств глинистых минералов при поступлении вод с обменными катионами Na^+ рассмотрен в работе В.И. Осипова [Osipov, 2012]. Согласно проведенному исследованию, минералы монтмориллонитовой группы при увлажнении солевыми растворами подвергаются непрерывному разбуханию с сопутствующей потерей плотности.

Аналогичные исследования проведены S.L. Barbour и N.A. Yang [1993] на Саскачеванском месторождении калийных солей (Канада), в ходе которых было изучено влияние рассолов на изменение геотехнических свойств Са-монтмориллонитовых глин в основании солеотвалов. Исследование инженерно-геологических условий при строительстве крупного агропромышленного комплекса на территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей на предмет их ухудшения было проведено Н.Г. Максимовичем и К.А. Горбуновой [1989]. Установлено, что одной из причин осадка фундамента послужило воздействие Cl-Na и $\text{SO}_4, \text{Cl-Na}$ подземных вод на монтмориллонитовые глины.

Процессы окисления сложных органических соединений, используемых в качестве реагентов флотации, приводят к повышенным концентрациям соединений азота в фильтрационных водах, так как среди данных веществ преобладают кислород и азотсодержащие структуры. Чрезвычайно высокие превышения ПДК наблюдаются в поверхностных водах вблизи шламохранилищ.

Для NH_4^+ превышения ПДК в реках составляет 400 раз, для NO_2^- – 128 раз, для NO_3^- – 3 раза.

Соотношение Na / K в фильтрационных водах шламохранилища 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 .

Соотношение Na / Cl варьируется от 0,6 до 2,2, в зависимости от количества атмосферных осадков. Тем не менее среднее отношение Na / Cl равно 1,0, что свидетельствует о незначительной роли ионно-обменных процессов в фильтрационных водах.

Обобщая специфику формирующихся отходов на калийных предприятиях, можно сделать следующие выводы. Развитие гипергенных процессов в солеотвалах и шламохранилищах приводит к увеличению подвижных форм химических элементов в сточных хлоридно-натриевых водах объектов хранения отходов. Окисление реагентов флотации, среди которых преобладают соединения азота, приводит к повышению концентрации соединений азота в фильтрационных водах, что отражается в химическом составе поверхностных и подземных вод. Активная роль солевых растворов в выщелачивании глинистых минералов, присутствующих в солеотвалах и шламохранилищах, способствует повышению концентраций элементов-примесей, которые легко мигрируют в легкорастворимой форме в окружающую среду наряду с Sr , Rb , Cs . Специфика экологических проблем Верхнекамского месторождения солей определяется соотношением содержания в добываемой породе Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} и элементов примесей Sr , Rb , Cs , Fe , их активной миграцией с водными и воздушными потоками в окружающей среде.

8. ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ВЕРХНЕКАМСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ КАЛИЙНО-МАГНИЕВЫХ СОЛЕЙ

Поступление поллютантов водным и в меньшей степени воздушным миграционными потоками трансформирует ландшафтно-геохимическую структуру территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей.

8.1. Атмосферный воздух

Исследование химического состава снежного покрова для экологической оценки состояния атмосферного воздуха широко применяется при различном спектре загрязнителей. Оно показало свою высокую индикационную эффективность. Снежный покров в течение всего зимнего периода аккумулирует загрязнение атмосферы и сохраняет геохимическую информацию вплоть до начала периода снеготаяния.

Большое внимание уделяется исследованиям по оценке загрязнения снежного покрова тяжелыми металлами [Сорокина и др., 2013; Хайрулина и др., 2011; Копылов, 2013; Василевич, 2015; Ворончихина, 2013; Елпатьевский, 1976], бенз(а)пиреном, нефтепродуктами [Kasimov et al., 2017; Власов и др., 2011] в районах влияния предприятий, вблизи автомобильных трасс, на территории крупных городов и заповедных территориях. Выявление трансформации химического состава снежного покрова при загрязнении макрокомпонентами – более сложная задача. Аномалии в содержании макрокомпонентов менее контрастны, и большую роль в изменении содержания макрокомпонентов играют природные факторы [Caritat et al., 2005; Василевич, Симакин, 2017; Глазовский и др., 1978].

Химический состав снежного покрова формируется под влиянием ряда факторов: поступление различных химических примесей вместе с выпадающими атмосферными осадками, поглощение снежным покровом газов из воздуха и оседание из атмосферы твердых частиц, взаимодействие снежного покрова с земной поверхностью. Снег обладает высокой сорбционной способностью и осаждает из атмосферы на поверхность земли существенную часть продуктов техногенеза.

С учетом комплексного воздействия различных техногенных факторов снежный покров характеризуется пестрым фациальным составом (табл. 8.1).

Таблица 8.1

Макрокомпонентный состав снежного покрова городских территорий

Город	pH	Фациальный состав	Минерализация, среднее значение, мг/л	Функциональное зонирование
Березники, Пермский край [Блинов, 2015]	5,10–6,84	$\text{Cl}^- - \text{HCO}_3^- - \text{Na}^+$	15,50	Предприятия по добыче солей
Усолъе-Сибирское, Иркутская область [Холодова и др., 2018]	6,1–11,6	$\text{HCO}_3^- - \text{Cl}^- - \text{Na}^+$	336,1	Промышленная зона
Москва [Еремина, Григорьев, 2010]	6,25	$\text{Cl}^- - \text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$	13,4	Селитебная зона
Якутия [Макаров, 2014]	5,73–6,06	$\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+} - \text{Na}^+$	10,69	Мерзлотные ландшафты
Пермь [Ушакова, Щукова, 2017]	6,11–7,25	$\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+} - \text{SO}_4^{2-}$	39,5	Селитебная зона
Иркутск [Гребенщикова, 2013]	6,40	$\text{SO}_4^{2-} - \text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$	29,67	Селитебная зона
Заповедник Басеги [Larionova et al., 2006]	5,8	$\text{SO}_4^{2-} - \text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$	18,1	ООПТ

Значение pH снеговых вод отражает специфику влияния промышленных объектов на исследуемой территории. Незагрязненным атмосферным осадкам соответствуют значения $\text{pH} = 5,5 \dots 5,6$. Значения $\text{pH} > 5,65$ свидетельствуют о подщелачивании осадков, а $\text{pH} < 5,65$ – об их закислении. В крупных городах поступление большого количества пыли сопровождается подщелачиванием снеговых вод. Наблюдается увеличение содержания кальция, магния, гидрокарбонат-ионов. Важным индикатором эмиссий сернистых соединений от предприятий и автотранспорта является увеличение содержания SO_4^{2-} в составе снеговых вод. Активное использование антигололедных реагентов способствует увеличению содержания Cl^- в снежном покрове.

Предприятия калийной промышленности являются мощным источником загрязнения окружающей среды макрокомпонентами [Хайрулина, Ушакова, 2020]. Формирование очагов загрязнения атмосферного воздуха возможно в результате поступления выбросов обогатительных фабрик, вентиляционных стволов, пыления солеотвалов. Присутствие в выбросах хлорида калия, хлорида натрия и взвешенных веществ привело к формированию ореолов загрязнения почв на одном из крупнейших в мире месторождений калийных солей – Верхнекамском месторождении калийно-магниевых солей.

Для оценки состояния атмосферного воздуха (рис. 8.1) было проведено исследование химического состава снежного покрова, который в течение всего зимнего периода аккумулирует загрязнение атмосферы и сохраняет геохимическую информацию вплоть до начала периода снеготаяния.

Фактор высокой растворимости солей затрудняет оценку распределения основных загрязнителей вблизи техногенных источников. Осложняет достоверность анализа загрязнения макрокомпонентами по снежному покрову тот факт, что в зимнее время воздействие на химический состав атмосферного воздуха снижается из-за остановки процессов растворения на поверхности отвалов в период отрицательных температур [Рочев, 2000]. Тем не менее в пределах промышленных площадок или санитарно-промышленной зоны

калийных предприятий Верхнекамского калийно-магниевого месторождения формируются локальные площадные техногенные аномалии с повышенным относительно фона удельным запасом Cl^- , Na^+ , K^+ в снежном покрове [Блинов и др., 2015], что свидетельствует о поступлении данных элементов с выбросами предприятий и их аккумуляции в снежном покрове.

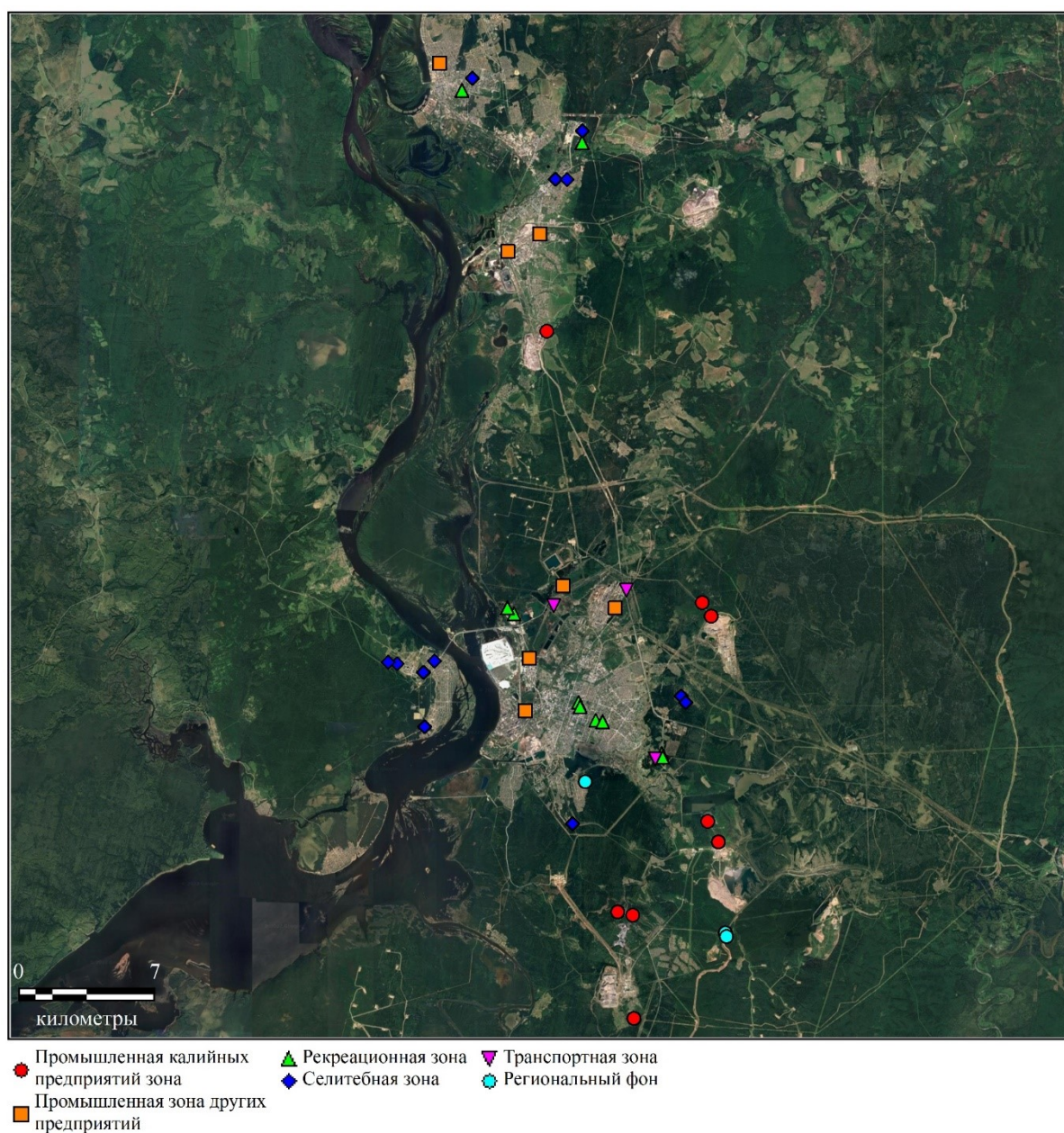


Рис. 8.1. Расположение точек отбора снега в Березниковско-Соликамском промышленном узле

Особенность ветрового режима Березниковско-Соликамского промышленного узла в течение года характеризуется высокой повторяемостью ветров южного направления (рис. 8.2). На территории исследования за год в среднем выпадает 660 мм атмосферных осадков. Снежный покров устанавливается в конце октября и составляет в среднем 173 дня.

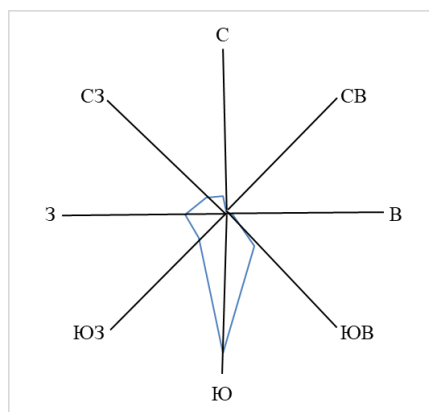


Рис. 8.2. Роза ветров Березниковско-Соликамского промышленного узла (г. Березники, октябрь–апрель 2017–2018 года) (по источнику [База данных «Архив погоды»])

Опробование снежного покрова проведено в соответствии с зонами функционального назначения г. Березники и г. Соликамска. С учетом преобладания южных ветров в качестве условного фона использованы данные по точкам, расположенным в юго-восточной части городского округа, вне зоны влияния промышленных предприятий.

Высота снежного покрова изменялась от 0,60 м на открытых пространствах и до 0,91 м в залесенных. Средняя высота снежного покрова составила 0,72 м. Плотность снежного покрова на территории исследования изменялась от 0,13 до 0,25 г/см³, со средним значением 0,20 г/см³. Запас воды в зависимости от места отбора проб изменялся от 83 до 207 мм, среднее значение составило 140 мм.

Для изучения особенностей формирования химического состава снежного покрова на исследуемой территории сравнение проводилось с химическим составом арктического снега [Caritat P., Hall G., Gislason S. et al., 2005], а для выявления роли калийной промышленности на фоне существующего влияния

городской среды сравнение проводилось с химическим составом снега крупной городской агломерации (г. Москва) [Еремина, Григорьев, 2010].

Снеговые воды в зависимости от функциональной зоны места опробования относятся к разным типам вод – от хлоридно-калиевых в промышленной зоне до гидрокарбонатно-кальциевой в селитебной и рекреационной зонах. Соотношение главных катионов и анионов отображено в диаграмме Пайпера (рис. 8.3 и табл. 8.2). По средним значениям концентрации (мэкв/л) катионы в талых снежных водах городской агломерации распределяются по уменьшению следующим образом: $\text{Ca}^{2+}(0,074) > \text{Na}^{+}(0,050) > \text{K}^{+}(0,038) > \text{Mg}^{2+}(0,002)$; а анионы – $\text{HCO}_3^{-}(0,091) > \text{Cl}^{-}(0,069) > \text{NO}_3^{-}(0,024) > \text{SO}_4^{2-}(0,020)$.

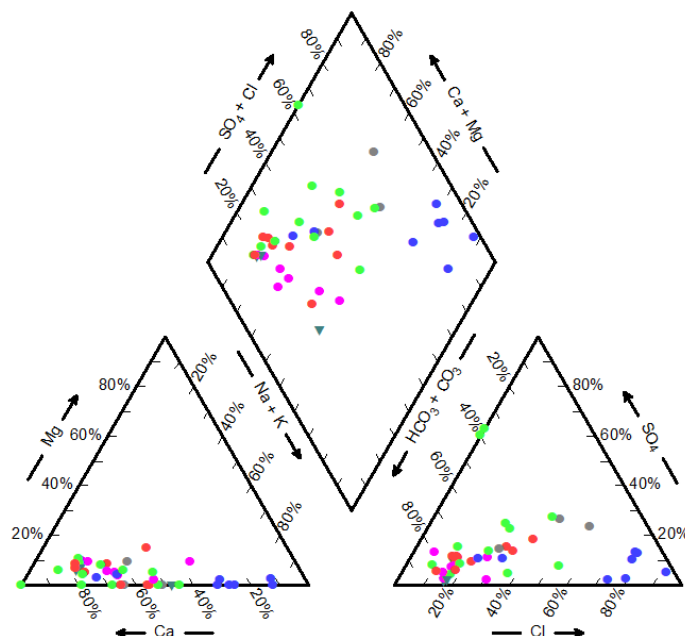


Рис. 8.3. Диаграмма Пайпера основных анионов и катионов в талых снежных водах: голубой круг – промышленная зона калийных предприятий; розовый круг – промышленная зона других предприятий; сине-зеленый треугольник – транспортная зона; красный круг – рекреационная зона; зеленый круг – селитебная зона; серый круг – фоновая зона

Преобладание HCO_3^{-} и Ca^{2+} свидетельствует о том, что на континенте происходит трансформация химического состава осадков за счет пыления почв и горных пород. Преобладание среди анионов Cl^{-} , а среди катионов Na^{+} в арктическом снеге [Caritat et al., 2005] сменяется на HCO_3^{-} и Ca^{2+} .

Таблица 8.2

Химический состав снеговых вод

№ точки отбора	pH	HCO ₃ ⁻ мг/л	SO ₄ ²⁻ мг/л	Cl ⁻ мг/л	NO ₃ ⁻ мг/л	NO ₂ ⁻ мг/л	Ca ²⁺ мг/л	Mg ²⁺ мг/л	Na ⁺ мг/л	K ⁺ мг/л	NH ₄ ⁺ мг/л	Сухой остаток мг/кг	Тип талых вод	Cl/Na моль	Cl/SO ₄ моль	Na/K моль
Пром. зона калийных предприятий	6,48	6,19	0,87	7,78	1,24	<0,02	1,73	0,12	1,73	5,24	0,47	34,45	K-Cl, Na-Cl	2,93	25,9	0,89
Пром. зона других предприятий	7,01	22,24	1,07	2,93	2,00	<0,02	5,14	0,31	2,25	0,74	1,30		Ca-HCO ₃	0,97	9,45	11,61
Рекреац. зона	6,82	10,3	0,95	1,37	1,37	0,03	2,86	0,20	0,86	0,73	0,74	39,2	Ca-HCO ₃	1,35	4,00	2,45
Селитеб. зона	6,55	6,33	0,73	1,41	1,06	<0,02	1,72	0,14	0,58	0,63	0,51	37,1	Ca-HCO ₃	1,56	5,44	1,66
Трансп. зона	7,12	23,30	0,69	2,40	0,99	<0,02	6,15	0,40	2,02	0,87	0,50	157,00	Ca-HCO ₃ , Na-HCO ₃	0,94	12,03	3,36
Регион. фон	6,43	3,87	0,95	1,39	1,00	<0,02	1,19	0,14	0,42	1,12	0,40	44,00	Ca-Cl, Ca-HCO ₃	2,27	4,30	1,46
Среднее	6,71	10,8	0,88	2,84	1,31	0,02	2,79	0,23	1,24	1,55	0,68	48,1	-	1,67	10,26	3,62
Ст. откл.	0,35	9,0	0,45	3,77	1,21	0,01	2,31	0,13	1,48	2,74	0,62	41,8	-	1,24	13,87	10,11
Арктический снег [Caritat et al., 2005]	5,42	-	0,95	6,22	0,217	-	0,26	0,449	2,86	0,18	-	-	-	1,40	17,7	27,01
Снег города [Еремина, Григорьев, 2010]	-	3,9	3,0	2,7	1,74	-	2,6	0,24	0,78	0,3	0,64	-	Ca-Cl*	2,24*	2,43*	4,42*

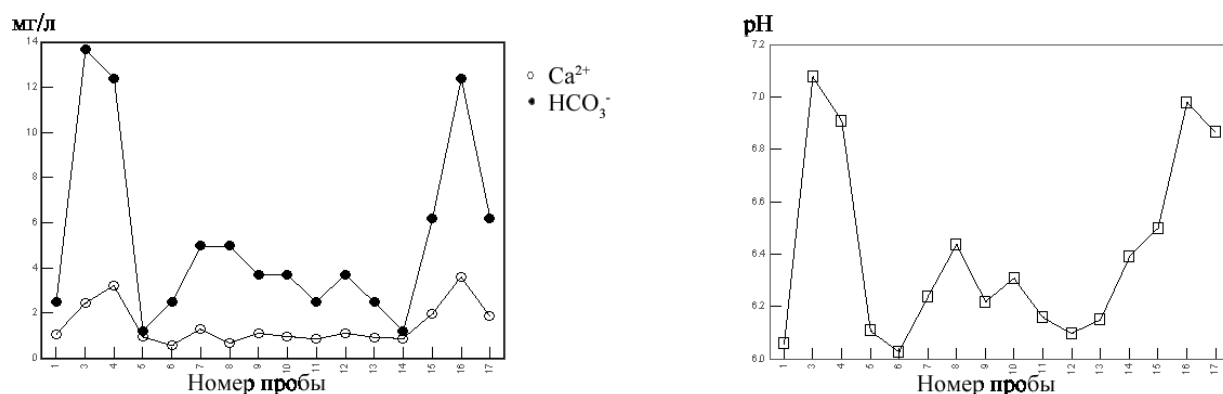


Рис. 8.4. Графики распределения pH, HCO₃⁻ и Ca²⁺ в талых снежных водах, 2018 год

Талые воды характеризуются слабокислой и нейтральной реакцией, среднее значение pH составляет 6,7, что выше значений для арктического снега [Caritat et al., 2005]. Значения pH определяются содержанием HCO₃⁻ и Ca²⁺ (рис. 8.4), коэффициент корреляции (*r*) для этих значений составляет 0,73 и 0,72 соответственно (табл. 8.3).

Таблица 8.3

Коэффициент корреляции (*r*) изучаемых параметров снежного покрова
(*n* = 44)

Компонент	pH	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺
pH	1,00									
HCO ₃ ⁻	0,73*	1,00								
SO ₄ ²⁻	-0,02	0,21	1,00							
Cl ⁻	0,07	0,14	-0,03	1,00						
NO ₃ ⁻	-0,11	-0,17	-0,05	-0,17	1,00					
Ca ²⁺	0,72	0,97	0,10	0,13	-0,26	1,00				
Mg ²⁺	0,52	0,73	0,25	0,05	-0,31	0,77	1,00			
Na ⁺	0,28	0,55	0,11	0,58	-0,07	0,47	0,11	1,00		
K ⁺	-0,02	-0,11	-0,02	0,88	-0,12	-0,12	-0,01	0,20	1,00	
NH ₄ ⁺	0,10	0,18	0,52	-0,21	0,66	0,02	0,08	0,01	-0,17	1,00

Примечание: «*» – жирным шрифтом выделен показатель корреляции при *p* < 0,05 000.

Максимальные значения pH относятся к транспортной зоне, рекреационной и селитебной зонам. Повышенное содержание HCO_3^- и Ca^{2+} характерно для урбанизированной территории, где в зимнее время сохраняется высокая доля присутствия пыли. Именно эти элементы определяют Ca– HCO_3 тип талых снежных вод для рекреационной зоны и с некоторыми исключениями для селитебной территории, а максимальные величины сухого остатка (см. табл. 8.3) свидетельствуют о высоком содержании пыли в снеге.

Содержание SO_4^{2-} в снежном покрове незначительно изменяется в различных функциональных зонах при среднем значении 0,88 мг/л, что соответствует показателям для арктического снега – 0,95 мг/л [Caritat et al., 2005]. Максимальные значения содержания SO_4^{2-} (3,35 мг/л) обнаружены вблизи ТЭЦ г. Соликамска, высокие концентрации SO_4^{2-} характерны для транспортной зоны, рекреационной и селитебной зон.

Элементы Na^+ , K^+ и Cl^- являются приоритетными загрязнителями калийной промышленности. В целом распределение данных показателей в снежном покрове зависит от близости предприятий калийной промышленности, где отмечаются максимальные значения в промышленной зоне (рис. 8.5).

Среднее содержание Cl^- в талых водах исследуемой территории составляет 2,84 мг/л, что в 2,5 раза меньше средней концентрации Cl^- в арктическом снеге [Caritat et al., 2005] и незначительно выше концентраций Cl^- в снеговом покрове г. Москвы [Еремина, Григорьев, 2010]. На фоне средних показателей для Березниковского промышленного узла снежный покров промышленной зоны калийных предприятий отличается более высокими значениями содержания Cl^- и изменяется от 1,49 до 16,8 мг/л.

Высокая корреляционная связь ($r = 0,88$) между K^+ и Cl^- свидетельствует об общих факторах, определяющих характер распространения данных веществ, но техногенная составляющая проявляется более ярко. Средняя концентрация K^+ в снеговых водах составляет 1,55 мг/л.

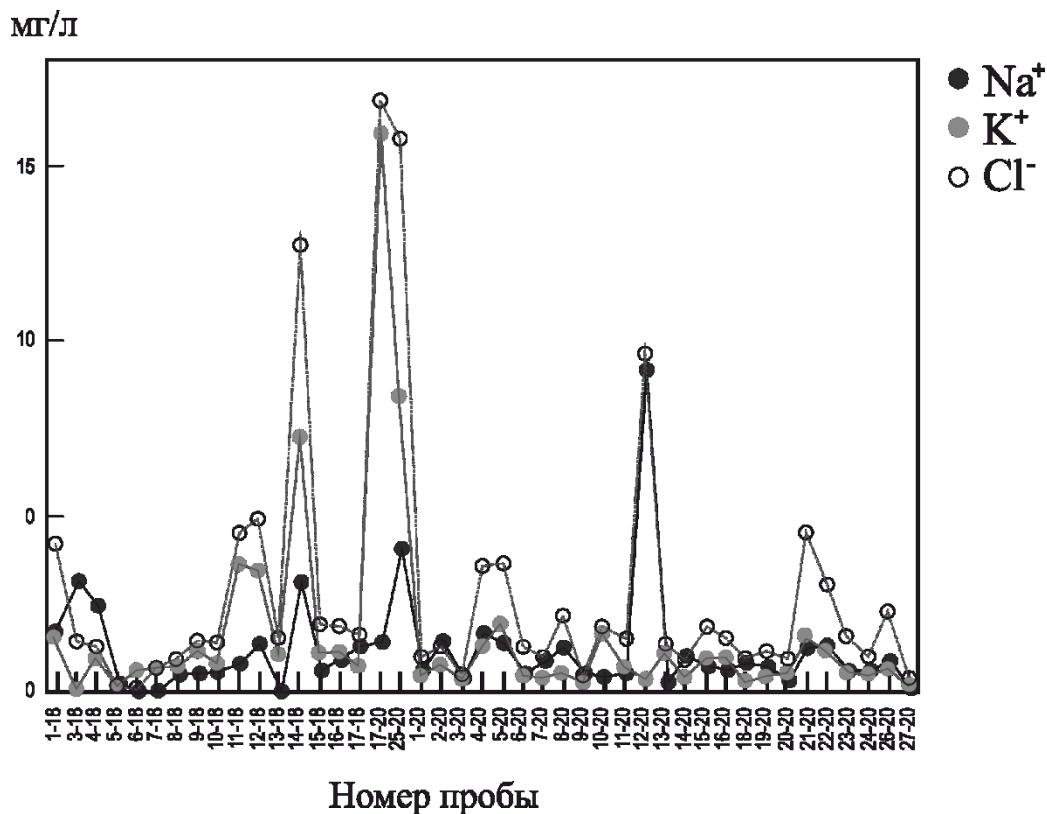


Рис. 8.5. Графики распределения Na⁺, K⁺ и Cl⁻ в талых снежных водах, 2018–2020 годы

Данное значение в 8,6 раза выше концентраций K⁺ в арктическом снеге [Caritat et al., 2005] и в 5 раз выше значений для г. Москвы [Еремина, Григорьев, 2010].

Максимальные концентрации K⁺, равные 15,9 мг/л, так же как и концентрации Cl⁻, выявлены в снежном покрове промышленной зоны калийных предприятий. Содержание K⁺ в рекреационной, селитебной, транспортной зонах изменяется незначительно (от 0,09 до 1,91 мг/л).

Распределение Na⁺ в снежном покрове определяется не только по выбросам калийной промышленности, но и по использованию антигололедных смесей для дорог. Так, максимальные концентрации Na⁺ – кроме промышленной зоны калийных предприятий – отмечены в транспортной и рекреационной зонах, с максимальным значением 9,14 мг/л вблизи АО «Березниковский содовый завод», который использует в качестве сырья Na–Cl рассолы калийных предприятий. Среднее значение 1,24 мг/л ниже рассчитанных значений [Caritat

et al., 2005] для арктического снега, но выше средних значений концентрации ионов в снежном покрове для Москвы и Подмосковья, которые изменяются от 0,41 до 0,78 мг/л [Еремина, Григорьев, 2010].

Это свидетельствует о том, что на фоне пониженного содержания Na^+ в континентальных воздушных массах на территории Березниковско-Соликамского промышленного узла калийные предприятия, предприятия химической отрасли, использующие отходы калийной промышленности, и антигололедная обработка дорог создают повышенный фон содержания Na^+ .

Содержание соединений азота NO_3^- , NO_2^- и NH_4^+ в снежном покрове территории исследования соответствует уровню городской среды г. Москвы. Максимальные концентрации NO_3^- и NH_4^+ обнаружены вблизи предприятия «Азот» АО «ОХК «УРАЛХИМ», повышенные концентрации приурочены в основном к рекреационной, селитебной и транспортной зонам. Средние концентрации NO_3^- для снежного покрова Березниковско-Соликамского промышленного узла в 6 раз выше фоновых значений арктического снега [Caritat et al., 2005], что свидетельствует о техногенных и антропогенных источниках поступления в атмосферный воздух соединений N в крупных промышленных городах.

Для оценки трансформации химического состава снежного покрова использовано несколько показателей: соотношения Cl/Na (моль), Cl/SO_4 (моль), Na/K (моль). Соотношения данных элементов сравнивали с соотношениями в эталонном субстрате – арктическом снеге. Соотношение Cl/Na в арктических широтах незначительно превышает 1 [Caritat et al., 2005], увеличение данного показателя свидетельствует о преобладании в химическом составе других хлоридов, например KCl .

Соотношение Cl/SO_4 в арктическом снеге составляет 17,7 [Caritat et al., 2005] и максимально приближено к соотношению в морской воде (19,346). С продвижением на континент соотношение Cl/SO_4 уменьшается из-за поступления сернистых соединений от промышленных предприятий и

транспорта. Так, в г. Москве соотношение $\text{Cl}^- / \text{SO}_4$ снижается до 2,43, по данным источника [Еремина, Григорьев, 2010]. Соотношение Na^+ / K^+ в арктическом снеге составляет 27,01 [Caritat et al., 2005]. По мере продвижения воздушных масс на континент соотношение значительно уменьшается из-за присутствия в снежном покрове частиц почвы и горных пород. Так, для г. Москвы данное соотношение составляет 4,42. Увеличение доли K^+ в снежном покрове вблизи калийных предприятий может быть индикатором воздействия калийной промышленности на атмосферный воздух.

На исследуемой территории среднее значение соотношения $\text{Cl}^- / \text{Na}^+$ (1,67) соответствует фоновым значениям арктического снега [Caritat et al., 2005] и ниже данного показателя для г. Москвы, где повышенный фон формируется за счет антигололедных реагентов [Еремина, Григорьев, 2010], например добавления хлористого кальция с натрием. На фоне среднего показателя для Березниковско-Соликамского промузла максимальные значения соотношения $\text{Cl}^- / \text{Na}^+$ (7,55) выявлены для промышленной зоны калийных предприятий (рис. 8.6).

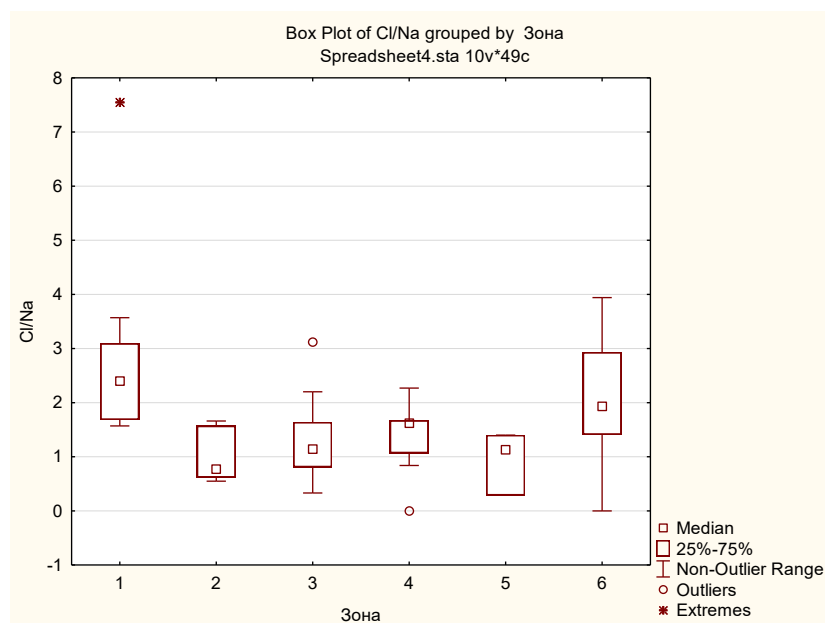


Рис. 8.6. Распределение коэффициента соотношения $\text{Cl}^- / \text{Na}^+$ относительно различных зон территории Березниковско-Соликамского промышленного узла

Это свидетельствует о том, что Cl^- поступает не только с Na^+ в составе галита, но и в составе KCl . Соотношение Cl / Na меньше 1, видимо, связано с применением антигололедных смесей; отмечено в транспортной зоне и селитебной зоне.

Для исследуемой территории максимальные значения Cl / SO_4 обнаружены в промышленной зоне в районе воздействия калийных предприятий (рис. 8.7). Значения изменяются от 4,3 до 61,8. Снежный покров других функциональных зон изменяется слабо – от 1,11 до 17,3 в транспортной и селитебной зонах. Соответствует показателям крупной промышленной агломерации с высокой долей сульфатов в формировании химического состава снежного покрова.

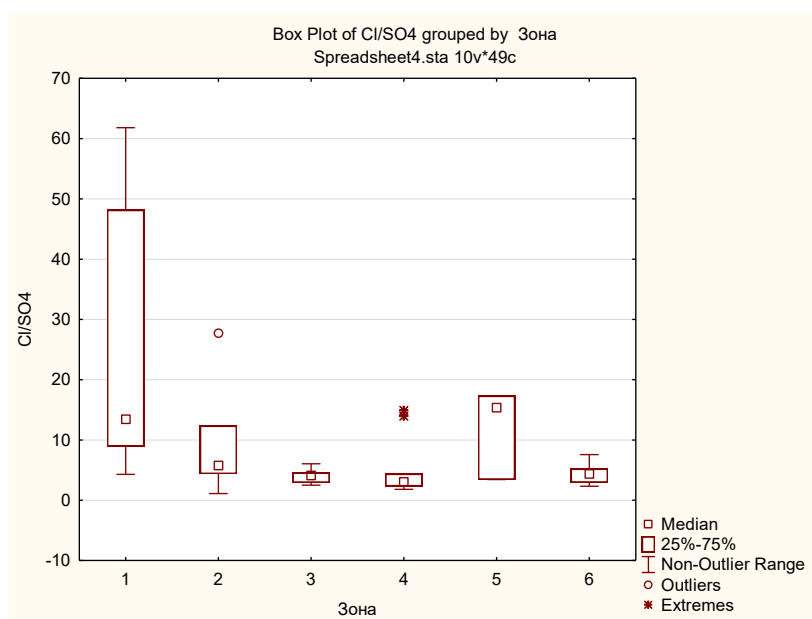


Рис. 8.7. Распределение коэффициента соотношения Cl / SO_4 относительно различных зон территории Березниковско-Соликамского промышленного узла

На территории Березниковско-Соликамского промышленного узла минимальные значения соотношения Na / K выявлены для промышленной зоны

калийных предприятий (рис. 8.8), поскольку K^+ поступает с выбросами предприятий в виде KCl .

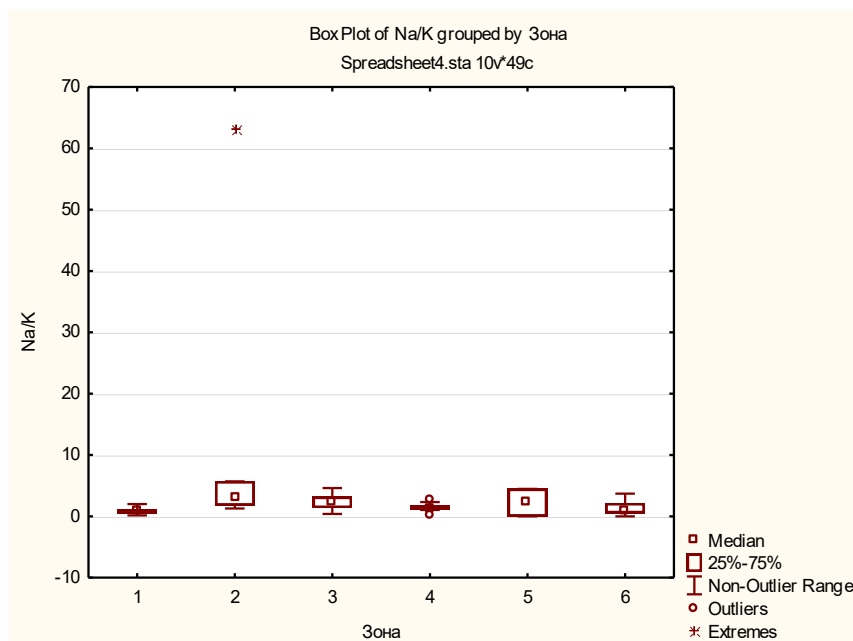


Рис. 8.8. Распределение коэффициента соотношения Na / K относительно различных зон территории Березниковско-Соликамского промышленного узла

Исследование химического состава снежного покрова на территории крупной промышленной агломерации Березниковско-Соликамского промышленного узла, являющегося одним из крупнейших центров калийной промышленности, позволило выявить техногенную трансформацию содержания основных макрокомпонентов в атмосферном воздухе. В целом трансформация химизма снежного покрова связана с увеличением доли Ca^{2+} и HCO_3^- до определяющей тип снеговых вод. По средним значениям среди катионов преобладают Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , среди анионов HCO_3^- , Cl^- . Водородный показатель снеговых вод изменяется от 6,03 до 7,08 и определяется содержанием Ca^{2+} и HCO_3^- .

На фоне усредненных характеристик талых снеговых вод для промышленной зоны характерен $K-Na-Cl^-$ тип вод, для рекреационной зоны – $Ca-HCO_3$, для селитебной зоны – $Ca-NO_3-HCO_3$, для транспортной зоны – $Na-HCO_3$, для фоновой территории – $Ca-Cl$.

Концентрации приоритетных загрязнителей калийной промышленности (Na^+ , K^+ и Cl^-) в снежном покрове Березниковско-Соликамского промышленного

узла распределяются в зависимости от удаленности калийных предприятий. Максимальные концентрации данных веществ обнаружены в промышленной зоне калийных предприятий. Рассчитанные соотношения макрокомпонентов $\text{Cl}^- / \text{Na}^+$, $\text{Cl}^- / \text{SO}_4^{2-}$ и Na^+ / K^+ показали свою высокую индикационную характеристику при анализе экологического состояния снежного покрова. Высокое содержание Cl^- относительно Na^+ свидетельствует о том, что Cl^- поступают в атмосферу не только с NaCl , но и с KCl . Это подтверждает и показатель Na^+ / K^+ , наименьшие значения которого фиксируются в промышленной зоне. Вероятнее всего, вблизи предприятий основное поступление Cl^- связано с выбросами KCl . Об исключительно техногенном характере высоких концентраций Cl^- в атмосферном воздухе свидетельствует соотношение $\text{Cl}^- / \text{SO}_4^{2-}$ в снежном покрове. В непосредственной близости от калийного предприятия данное соотношение выше, чем в арктическом снеге, в 2 раза, а на фоне других функциональных зон Березниковско-Соликамского промышленного узла превышения достигают 10 раз.

8.2. Поверхностные и подземные воды

В условиях гумидного климата и активной водной миграции солей наиболее ярко техногенное воздействие калийной промышленности проявляется в трансформации химического состава поверхностных и подземных вод.

Основное воздействие на окружающую среду на территории ВКМКС в условиях гумидного климата связано с формированием техногенных фильтрационных стоков с солеотвалов, шламохранилищ и промышленных площадок обогатительных фабрик. Проблемы поступления рассолов в подземные и поверхностные воды в районах размещения галитовых и глинисто-солевых отходов калийной промышленности исследовались в Германии [Arle, Wagner, 2013; Baure et al., 2005; Luo et al., 2012], во Франции [Lucas et al., 2010] и Верхнекамском месторождении [Бельтюков, 1996; Liu, Lekhov, 2013; Lyubimova et al., 2016]. Были выявлены фильтрация сточных вод

шламохранилищ и солеотвалов в подземные воды и разгрузка засоленных подземных вод в долинах рек.

Засолению подвержены грунтовые воды и нижележащий водоносный горизонт. Подземные воды четвертичных и шешминских отложений наиболее подвержены воздействию калийной промышленности [Fetisova et al., 2016]. Территория ВКМКС характеризуется достаточно высокой густотой речной сети (0,8–1,0 км/км²), которая дренирует грунтовые воды. Разгрузка происходит субаквально в руслах рек и в виде родников. В районе воздействия солеотвалов и шламохранилищ воды родников характеризуются высокой изменчивостью химического состава (рис. 8.9 и 8.10). Гидрокарбонатный класс с кальциевой группой природных вод сменяется на хлоридный класс, натриевую и натриево-кальциевую группу третьего типа.

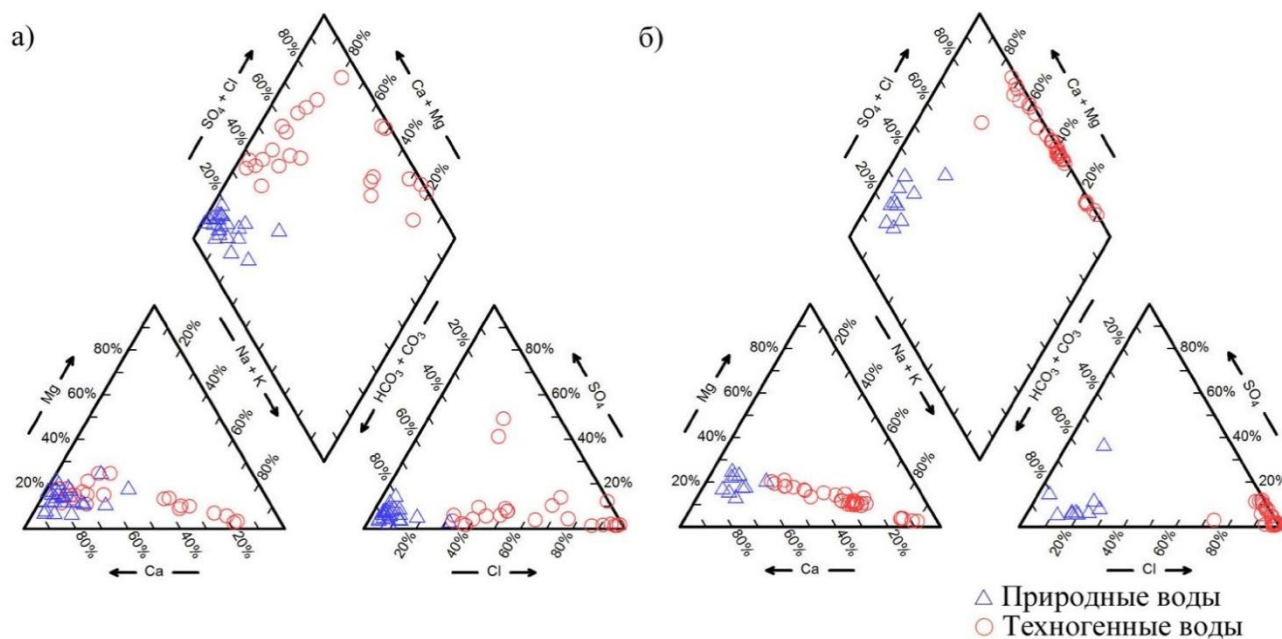


Рис. 8.9. Химический состав: а – подземных и б – поверхностных вод в виде диаграммы Пайпера, мг-экв/л

Минерализация техногенно измененных вод, выходящих на поверхность в виде родников, достигает 45,6 г/л, концентрация хлорид-ионов увеличивается до 22,3 г/л, ионов натрия – до 10,2 г/л и калия – до 5,8 г/л при pH = 6,6...8,0 (табл. 8.4). Содержание в подземных водах Mg²⁺ достигает высоких значений (5,1 г/л), но уступает содержанию Na⁺ и K⁺.

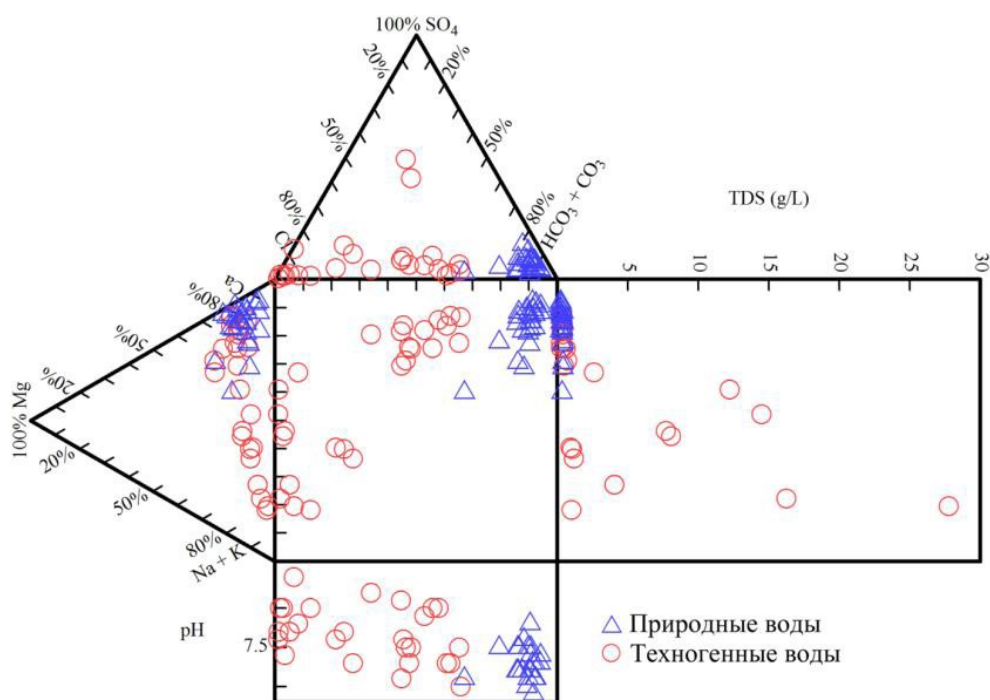


Рис. 8.10. Химический состав природных и загрязненных поверхностных вод (диаграмма Дурова)

Среди техногенных соленых родников можно выделить постоянно соленые родники, в которых минерализация изменяется от 4 до 46 г/л. Чаще всего они находятся в непосредственной близости от солеотвалов и шламохранилищ. В периодически соленых родниках минерализация изменяется от фоновых значений (250–350 мг/л) до 27 г/л. Это связано с сезонными изменениями гидродинамических условий, когда доля фильтрационных стоков в подземных водах, выходящих на поверхность, меняется.

В некоторых родниках в зоне влияния шламохранилищ и солеотвалов отмечается повышенное содержание ионов Ca^{2+} и SO_4^{2-} (см. рис. 8.9). Соленые воды имеют большую ионную силу и более интенсивно растворяют глинистые, местами доломитизированные известняки и мергели. При контакте Na-K-Cl вод фильтрационных стоков с Ca^{2+} , Mg^{2+} и SO_4^{2-} горных пород происходит повышение их содержания в соленых подземных водах [Бельтюков, 1996; Liu, Lekhov, 2013].

Таблица 8.4

**Среднее содержание легкорастворимых солей (мг/л) в поверхностных
и подземных водах в южной части ВКМКС (2011–2015 годы)**

Компонент	Поверхностные воды			Подземные воды		
	Природные	Техногенные	Кс	Природные	Техногенные	Кс
pH	$\frac{5,0-8,0}{7,0}$	$\frac{5,1-7,9}{7,3}$		$\frac{7,2-8,1}{7,7}$	$\frac{6,6-8,0}{7,3}$	
HCO ₃ ⁻	$\frac{12,2-194,6}{77,6}$	$\frac{12,2-286}{144}$	1,8	$\frac{149-335}{229}$	$\frac{131-256}{173}$	0,7
SO ₄ ²⁻	$\frac{3,85-21,2}{11,8}$	$\frac{14,9-1793}{481}$	40,8	$\frac{4,76-21,25}{12,21}$	$\frac{4,19-2198}{153}$	12,5
Cl ⁻	$\frac{1,10-39,6}{11,8}$	$\frac{355-34\ 633}{6538}$	551	$\frac{4,04-53,0}{11,9}$	$\frac{40,4-22\ 335}{2041}$	170
NO ₃ ⁻	$\frac{<0,20-9,02}{1,70}$	$\frac{<0,20-142,00}{12,18}$	7,1	$\frac{1,40-11,97}{4,76}$	$\frac{<0,20-21,30}{6,95}$	1,4
NO ₂ ⁻	$\frac{<0,20-0,20}{0,11}$	$\frac{<0,20-11,43}{0,13}$	10,5	–	$\frac{0,20-5,94}{2,21}$	–
Ca ²⁺	$\frac{3,59-65,5}{26,7}$	$\frac{100-1593}{961}$	35,9	$\frac{45,10-90,37}{66,58}$	$\frac{53,1-2204}{325}$	4,8
Mg ²⁺	$\frac{0,60-77,9}{7,50}$	$\frac{22,3-382}{228}$	30,5	$\frac{2,18-30,4}{8,22}$	$\frac{5,22-5185}{256}$	31,1
Na ⁺	$\frac{0,20-81,9}{77,8}$	$\frac{8,66-19\ 549}{2675}$	34,3	$\frac{0,97-311}{23,3}$	$\frac{4,60-10\ 279}{1081}$	46,2
K ⁺	$\frac{<0,50-31,11}{2,59}$	$\frac{1,34-4236}{761,4}$	293	$\frac{<0,50-5,70}{1,63}$	$\frac{<0,50-5856}{344}$	211
NH ₄ ⁺	$\frac{<0,50-1,84}{0,40}$	$\frac{<0,50-77,80}{8,3}$	20,5	–	$\frac{<0,50-1,80}{0,90}$	
Сухой остаток	$\frac{17,0-263}{115}$	$\frac{740-59\ 010}{11262}$	97,4	$\frac{147-575}{239}$	$\frac{266-22\ 141}{2112}$	8,8
Минерализация	$\frac{26,0-327}{146}$	$\frac{866-60\ 246}{11\ 641}$	79,5	$\frac{236-501}{350}$	$\frac{266-45\ 615}{4142}$	11,8
Кол-во проб	23	41		29	23	

Примечание: в числителе – пределы колебаний, в знаменателе – среднее значение, Кс – коэффициент концентрации.

Максимальные превышения содержания основных ионов по сравнению с фоновыми значениями составляют (по K_c): K^+ (3593), Cl^- (1867), Na^+ (275), SO_4^{2-} (180), Mg^{2+} (631). Часть засоленных грунтовых вод ввиду высокой плотности перетекает в нижележащий водоносный горизонт и медленно движется в сторону основной дрены – долины реки Камы [Lyubimova et al., 2016].

По значению коэффициента концентрации (K_c) макрокомпоненты в поверхностных водах распределяются следующим образом (средние значения):

$$Cl^-(551) > K^+(293) > SO_4^{2-}(40) > Ca^{2+}(35) > Na^+(34) > Mg^{2+}(30).$$

Для малых рек, испытывающих наибольшую нагрузку, характерны максимальные коэффициенты концентрации Cl^- (2913), K^+ (1636), Na^+ (251), SO_4^{2-} (152), Ca^{2+} (60), Mg^{2+} (51).

Оценить степень воздействия высокоминерализованных техногенных вод на поверхностные воды можно на примере изменения содержания основных анионов и катионов р. Волим со средним расходом воды $0,78 \text{ м}^3/\text{с}$, которая впадает в реку Яйву со средним расходом воды $93,7 \text{ м}^3/\text{с}$ (рис. 8.11). Длина р. Волим составляет 12 км. Гидрографическая сеть реки Волим хорошо развита. В верхней и левобережной частях бассейна реки она представлена целым рядом небольших притоков, наиболее значимым из которых является р. Черная с расходом воды $0,11 \text{ м}^3/\text{с}$, химический состав которой формируется под воздействием фильтрационных вод солеотвала, а минерализация в устьевой части реки достигает $37,5 \text{ г/л}$.

В верхнем течении воды реки Волим характеризуются фоновыми значениями концентрации химических элементов. Увеличение содержания Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ , Mg^{2+} и Na^+ в реку Волим установлено перед впадением реки Черной и связано с разгрузкой засоленных подземных вод. При впадении высокоминерализованных вод реки Черной общая минерализация вод реки Волим увеличивается в 28,5 раза.

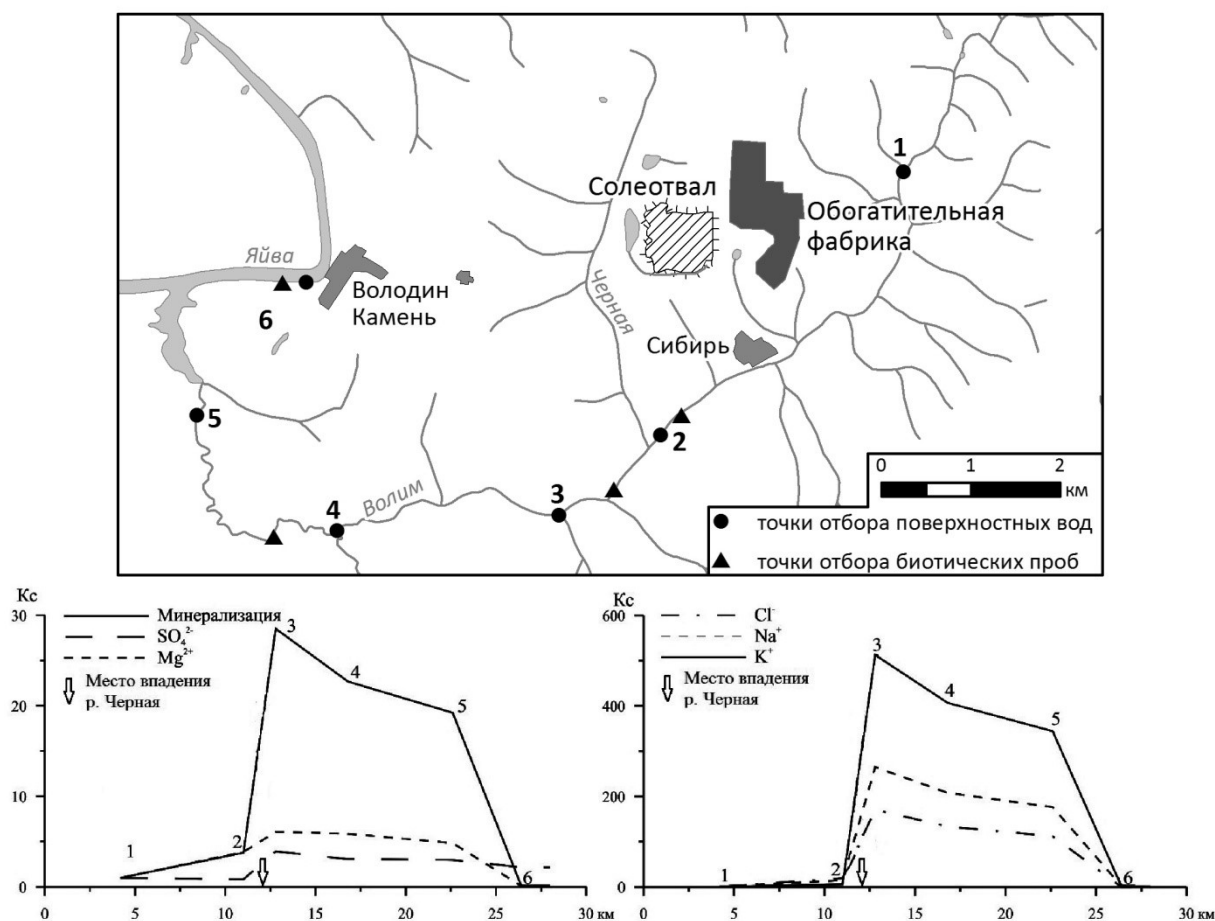


Рис. 8.11. Трансформация химического состава поверхностных вод Волима и Яйвы при поступлении высокоминерализованных вод реки Черной по Kс. Точки отбора вод: 1 – река Волим, верховья (фон), 2 – река Волим, выше устья Черной, 3 – река Волим, ниже устья Черной, 4 – река Волим, 5 – приустьевая часть реки Волим, 6 – река Яйва, ниже впадения реки Волим

Вниз по течению происходит постепенное снижение концентрации загрязнителей за счет разбавления вод реки Волим незагрязненными ручьями, малыми реками и подземными водами. Расход воды в Волиме от места впадения Черной до приустьевой части увеличивается более чем в 3 раза. После впадения реки Волим в Яйву концентрации основных загрязняющих веществ снижаются до фоновых значений. Тем не менее в реке Каме (Камское водохранилище) – коллекторе высокоминерализованных поверхностных и подземных вод всего района ВКМКС – наблюдается увеличение стока Cl⁻ в 4 раза из-за поступления фильтрационных вод других калийных предприятий [Лепихин, Мирошниченко, 2008].

Анализ корреляционной связи между солями показывает высокую связь Cl^- , Na^+ и K^+ , что свидетельствует о техногенном характере засоления. Также высокое значение коэффициента корреляции между Cl^- , Ca^{2+} и SO_4^{2-} . Это говорит о развитии процессов выщелачивания и ионного обмена, который наиболее ярко проявляется в подземных водах при контакте высокоминерализованных подземных вод и горных пород (рис. 8.12).

Коэффициент корреляции $n = 51$ (природные и засоленные подземные воды)							Коэффициент корреляции $n = 60$ (природные и засоленные поверхностные воды)						
	HCO_3^-	SO_4^-	Cl^-	Ca^{2+}	Na^+	K^+		HCO_3^-	SO_4^-	Cl^-	Ca^{2+}	Na^+	K^+
HCO_3^-	1,00						HCO_3^-	1,00					
SO_4^-	-0,18	1,00					SO_4^-	0,28	1,00				
Cl^-	-0,20	0,56	1,00				Cl^-	0,21	0,41	1,00			
Ca^{2+}	-0,23	0,68	0,84	1,00			Ca^{2+}	0,38	0,61	0,70	1,00		
Na^+	-0,19	0,81	0,93	0,82	1,00		Na^+	0,11	0,30	0,96	0,54	1,00	
K^+	-0,14	0,37	0,92	0,57	0,83	1,00	K^+	0,06	0,50	0,79	0,58	0,84	1,00

Коэффициент корреляции $n = 25$ (засоленные подземные воды)							Коэффициент корреляции $n = 41$ (засоленные поверхностные воды)						
	HCO_3^-	SO_4^-	Cl^-	Ca^{2+}	Na^+	K^+		HCO_3^-	SO_4^-	Cl^-	Ca^{2+}	Na^+	K^+
HCO_3^-	1,00						HCO_3^-	1,00					
SO_4^-	-0,10	1,00					SO_4^-	0,09	1,00				
Cl^-	-0,02	0,53	1,00				Cl^-	-0,07	0,21	1,00			
Ca^{2+}	-0,07	0,66	0,82	1,00			Ca^{2+}	0,02	0,42	0,56	1,00		
Na^+	-0,04	0,80	0,92	0,80	1,00		Na^+	-0,13	0,14	0,97	0,42	1,00	
K^+	-0,00	0,33	0,92	0,53	0,82	1,00	K^+	-0,24	0,37	0,74	0,44	0,81	1,00

Рис. 8.12. Корреляционный анализ основных анионов и катионов природных и засоленных поверхностных и подземных вод ВКМКС

На примере долины реки Ленвы, где расположено шламохранилище с глинисто-солевым шламом, рассмотрены особенности водной миграции загрязнителей (рис. 8.13). Объект исследования создан в середине 70-х годов XX века на левом берегу Ленвы, в ее среднем течении. В шламохранилище накоплено около 8 млн м^3 шлама. В качестве защиты подземных вод от загрязнения был использован глинистый экран. В результате деятельности двух

предприятий в долине Ленвы сформировалась зона засоления подземных вод (см. рис. 8.13).



Рис. 8.13. Территория исследования с гидрогеологическими условиями (по источнику [Харитонов и др., 1999]) и схема отбора проб

Поступление рассолов в гидросферу происходит двумя путями: фильтрация через дамбу обволакивания и ложе шламохранилища (рис. 8.14). Разгрузка высокоминерализованных вод происходит путем просачивания в нижней части дамбы. Прежде пресные подземные воды или состава четвертичных (Q) и шешминских (P_{1ss}) отложений разгружаются 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.

Для характеристики трансформации химического состава поверхностных и подземных вод проводилось сравнение с фоновыми концентрациями химических веществ [Khaygulina, 2016] и ПДК [ГН 2.1.5.1315–03]. 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.

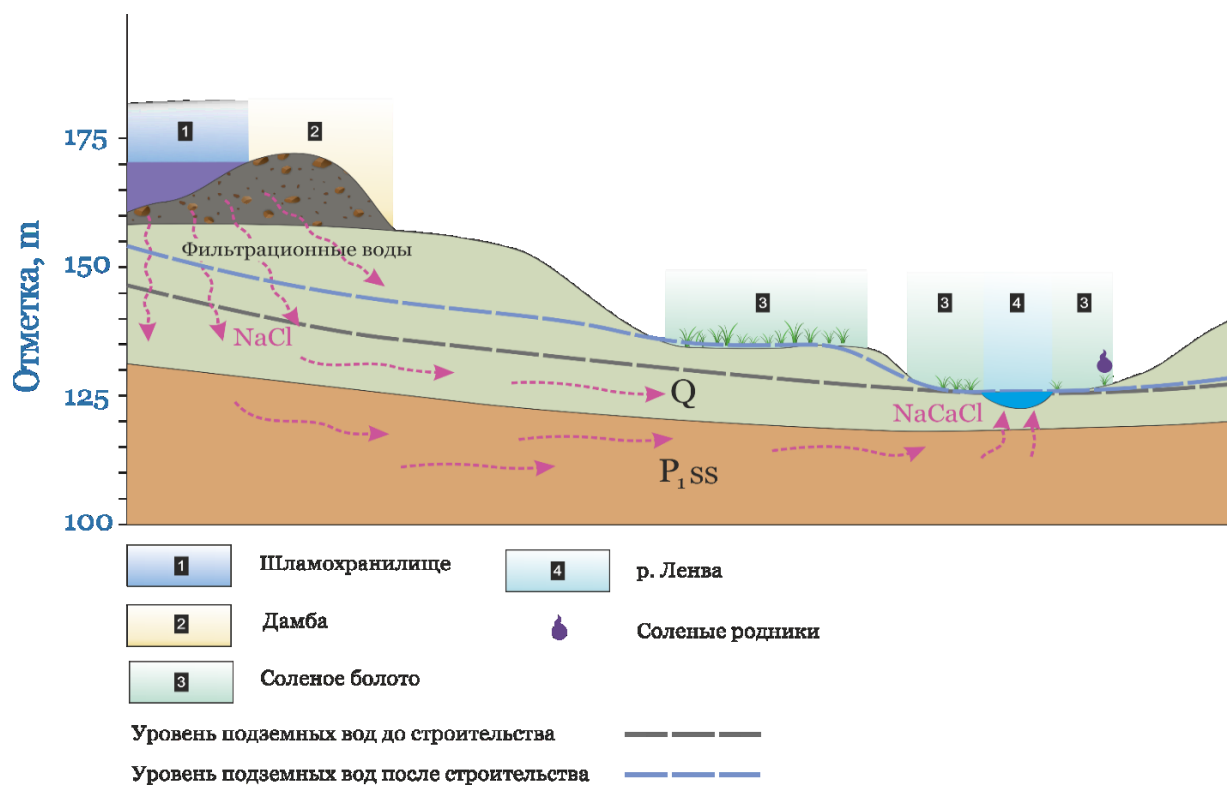


Рис. 8.14. Схематический разрез поступления фильтрационных вод в подземные и поверхностные воды

Величина Na / K позволяет установить степень воздействия шламохранилища, поскольку естественные выходы высокоминерализованных вод связаны с растворением галита и характеризуются высоким содержанием Na^+ при минимальной концентрации K^+ . Величина Na / Cl позволяет выявить интенсивность удаления Na^+ из подземных вод в результате ионного обмена с породами.

За сорокалетний период эксплуатации шламохранилища фильтрация через дамбу сформировала устойчивый сток высокоминерализованных вод по склону долины реки. Химический состав вод характеризуется $Na-Cl$ составом с минерализацией более 40 г/л (табл. 8.5).

Таблица 8.5

Химический состав вод в районе шламохранилища [Хайрулина, 2018]

Компонент	Фильтрацион- ный сток	Соленый родник (Q)	Соленый родник (P _{1ss})	Река Ленва, 1 км ниже шламо- хранилища	Река Ленва, 6 км ниже шламо- хранилища	Река Ленва, 1 км выше шламо- хранилища	Фоновые концентрации	ПДК
pH	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	–
	292–457	11,0–186	99,0–148	99,0–173	64,7–154	143,6–286		
SO ₄ ²⁻ , мг/л	1834	373	106	600	486	203	11,8	100
	645–4189	191–597	83,6–121	73,0–1793	81,1–1511	26,4–840		
Cl ⁻ , $\frac{\text{мг}}{\text{л}}$	33 380	14992	3209	7931	6673	4464	11,8	300
	5540–66 725	6950–26 180	2368–5308	3320–15 290	2930–11 860	1717–6815		
NO ₂ ⁻ , $\frac{\text{мг}}{\text{л}}$	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⁺ , $\frac{\text{мг}}{\text{л}}$	1528	1237	418	1178	1033	1104	26,7	180
	721–2713	552–2166	275–628	561–1593	601–1528	440–1947		
Mg ²⁺ , мг/л	270	946	76,0	280	236	263	7,5	40
	145–727	11–5185	48,5–116	121,5–382	123–320	140–413		
Na ⁺ , мг/л	16 998	6395	1199	3082	2253	954,0	77,8	120
	7055–32 142	2555–11 005	866–1920	780–6422	963–5042	8,7–2576		
K ⁺ , $\frac{\text{мг}}{\text{л}}$	10 796	3232	489	1258	745	116	2,59	50
	5168–23 688	1228–5856	339–894	158–4237	62,6–1580	4,2–600		

Продолжение табл. 8.5

Fe _{общ} , мг/л	0,5 0,14–0,98	0,6 0,11–1,38	0,8 0,46–1,38	0,8 0,6–0,9	0,8 0,6–0,9	0,5 0,2–0,7	0,1	0,1
NH ₄ ⁺ , мг/л	53,0 5,0–193,0	16,2 15,3–17,0	<0,5 –	23,1 0,56–93,5	7,9 0,7–20,1	1,7 0,4–5,2	0,40	0,5
Сухой остаток, мг/л	45053 11 637– 77 170	29370 11 669– 46140	5945 4570– 9540	12 888 5293– 21 840	12109 5293– 20 065	7991 3490– 12 900		1000
Na / K, мЭКВ/л	2,7 2,1–3,0	3,1 0,9–3,8	4,3 3,6–4,7	4,7 3,1–10,8	8,2 3,9–53,4	20,2 2,0–48,0	13,3	
Na / Cl, мЭКВ/л	0,9 0,6–2,2	0,6 0,4–1,2	0,3 0,3–0,4	0,6 0,3–1,1	0,5 0,4–0,6	0,2 0,001–0,39	1,1	
Количество проб	10	7	4	18	13	11	23	

Примечание: ПДК ГН 2.1.5.1315–03; «*» – среднее значение; «**» – минимальное и максимальное значения.

Высокое содержание хлоридов, сульфатов, натрия, калия и магния обусловлено содержанием водорастворимых солей в шламохранилище.

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^- . Соотношение Na / Cl варьируется от 0,6 до 2,2 в зависимости 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.

Фильтрующиеся через ложе шламохранилища стоки поступают в нижележащие четвертичный (Q) и шешминский ($\text{P}_{1\text{ss}}$) водоносные горизонты или разгружаются в ближайшие дренажи, формируя ореол засоления между шламохранилищем и руслом реки (рис. 8.15). Согласно исследованиям Т. П. Любимовой и других авторов (2016) на аналогичном объекте, рассолы могут достигать ближайшей дрены в течение 12–18 дней после начала фильтрации через ложе шламохранилища. Высокая плотность растворов (1,2–1,23 г/см³) способствует их поступлению в шешминский горизонт. Высокоминерализованные воды шешминского горизонта ($\text{P}_{1\text{ss}}$) поступают в Камское водохранилище – основную дренажную территорию Пермского края [Liu, Lekhov, 2012].

В непосредственной близости от шламохранилища подземные воды меняют Ca-HCO_3 состав на Na-Cl в четвертичном и шешминском водоносных горизонтах (см. табл. 8.5). Наибольшая концентрация хлоридов наблюдается в роднике четвертичных отложений и достигает 26,1 г/л. Химический состав данного водоносного горизонта подвергается наибольшей трансформации под воздействием калийной промышленности. Согласно отношению Na / K (3,1 мэкв/л) высокое содержание K^+ свидетельствует о схожести химического состава подземных вод с фильтрационными водами шламохранилища. Соотношение

Na / Cl (0,6 мэкв/л), в свою очередь, показывает, что в формировании химического состава подземных вод четвертичного водоносного комплекса играют роль ионнообменные процессы. Воды родника, связанного с шешминским водоносным горизонтом, характеризуются меньшими концентрациями химических элементов, за исключением $Fe_{\text{общ}}$ (0,8 мг/л). Соотношение Na / Cl составляет 0,3 мэкв/л и показывает активную вовлеченность Na^+ в ионообменные процессы в шешминских отложениях. Высокая изменчивость содержания солей в водах обоих родников (см. табл. 8.5) может быть объяснена сезонными изменениями гидродинамического режима территории исследования.

При фильтрации рассолов через глинистые, местами доломитизированные известняки и мергели химический состав подземных вод приобретает Na, Ca–Cl состав (рис. 8.15), так как высокоминерализованные Na–Cl техногенные подземные воды активизируют процессы выщелачивания и ионного обмена в системе вода–порода интенсивнее, чем при фильтрации природных пресных вод [Колпашников и др., 1979; Liu, Lekhov, 2012]. Вследствие этого в подземных и поверхностных водах на фоне высокого уровня хлоридного загрязнения увеличивается содержание Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} (см. рис. 8.15). Содержание $Fe_{\text{общ}}$ в некоторых пробах достигает 1,38 мг/л.

Выход на поверхность загрязненных подземных вод в виде родников, площадной и субаквальной разгрузки, а также поверхностный сток высокоминерализованных вод в долине Ленвы (см. рис. 8.15) приводит к засолению самой реки и долинных экосистем. Вследствие чего воды Ленвы характеризуются хлоридно-натриевым составом (см. табл. 8.5), нейтральным pH, сохраняются значительные превышения ПДК по всем компонентам, в том числе по соединениям азота. Содержание $Fe_{\text{общ}}$ в воде Ленвы снижается в результате осаждения Fe^{2+} в окислительных условиях поверхностных вод. В отличие от аридных экосистем, где высокоминерализованные воды характеризуются щелочной обстановкой, на территории исследования pH поверхностных вод

близка к нейтральной в результате поступления нейтральных фильтрационных вод и кислых почвенных растворов таежных ландшафтов.

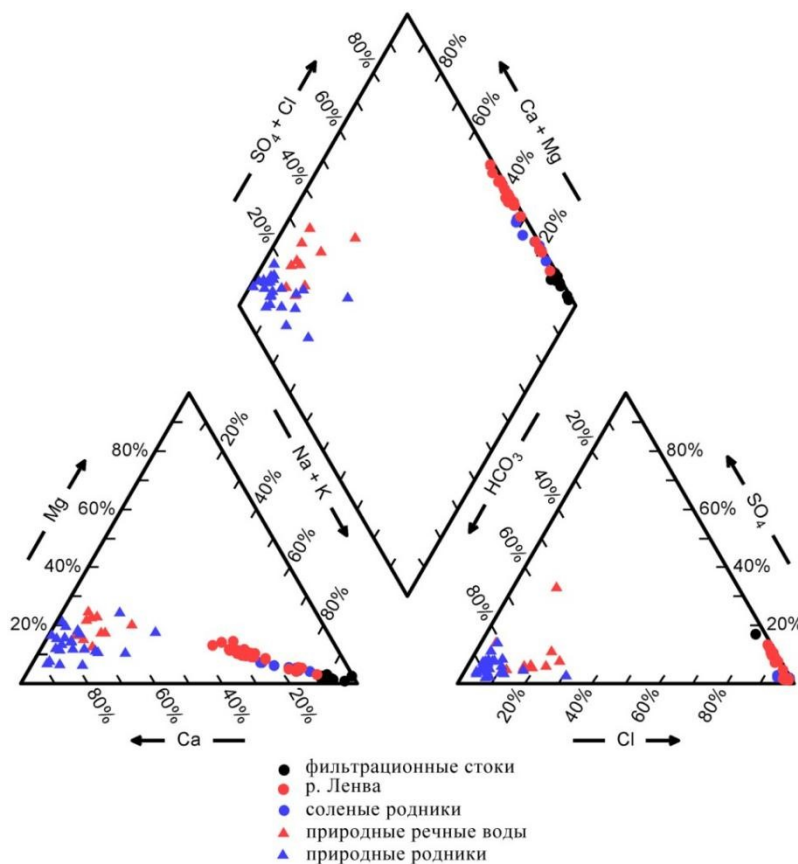


Рис. 8.15. Диаграмма Пайпера химического состава фильтрационных вод, родников и вод реки Ленвы относительно природных поверхностных и подземных вод

Несмотря на то, что химический состав вод реки 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 (см. табл. 8.5). В непосредственной близости от шламохранилища отмечаются максимальные концентрации соединений азота (рис. 8.16) для реки Ленвы. Пробы вод Ленвы, отобранные в 6 км ниже по течению от шламохранилища, характеризуются меньшим содержанием 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 выше шламохранилища. Это может быть объяснено активным вовлечением K^+ в биологический круговорот аквальных экосистем и резким снижением содержания K^+ в водах реки при сохранении достаточно высоких концентраций Cl^- . Кроме активного биологического захвата, снижение K^+ может быть связано с ионно-обменными процессами при контакте вод с донными отложениями.

В химическом составе поверхностных и подземных вод так же ярко проявляется загрязнение соединениями азота. Повышенные концентрации соединений азота в фильтрационных водах приведены ранее. Высокое содержание соединений азота в роднике четвертичного водоносного горизонта (рис. 8.16) свидетельствует о схожести химического состава подземных вод с фильтрационными водами шламохранилища.

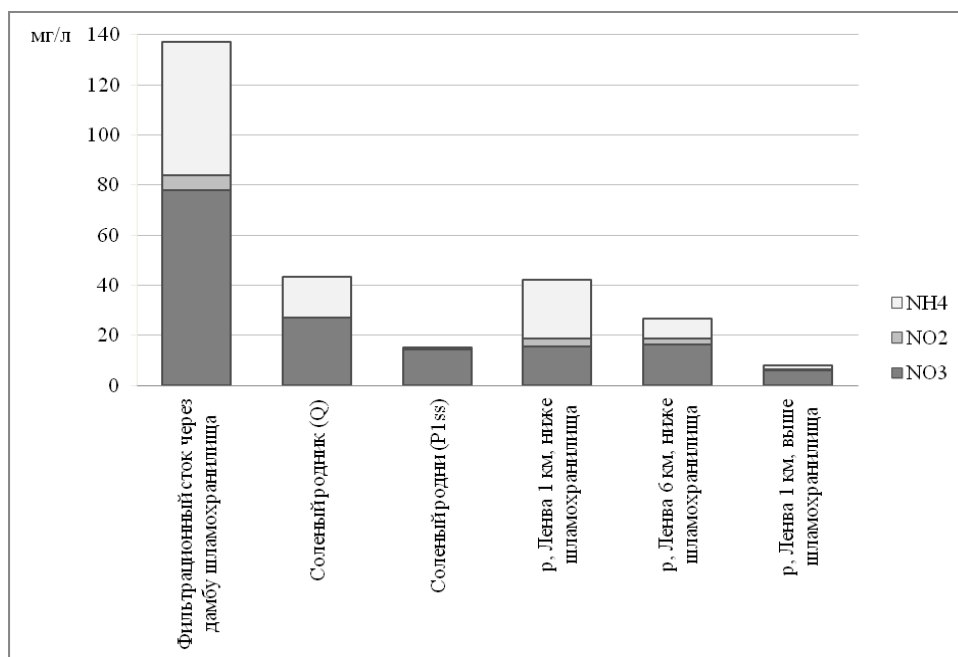


Рис. 8.16. Соотношение соединений азота в поверхностных и подземных водах вблизи объекта накопления шлама калийного предприятия

Распределение микроэлементов в засоленных подземных водах и реках отражает повышенное содержание микроэлементов галогенных формаций (Sr, Rb) и активизацию процессов выщелачивания металлов хлоридными растворами

(рис. 8.17). Так же, как и при формировании химического состава изливов древних рассолоподъемных скважин, в техногенно-засоленных подземных и поверхностных водах существует прямая корреляция содержания Cl^- и микроэлементов. Источником микроэлементов в рассолах являются не только породы, контактирующие с Na–Cl дренажными стоками, но и сами шламы. В раствор переходят галофильные элементы Sr, Rb и трудногидролизуемые элементы, например Ti, Li, что свидетельствует об активной роли хлоридных рассолов в выщелачивании и транспортировке металлов.

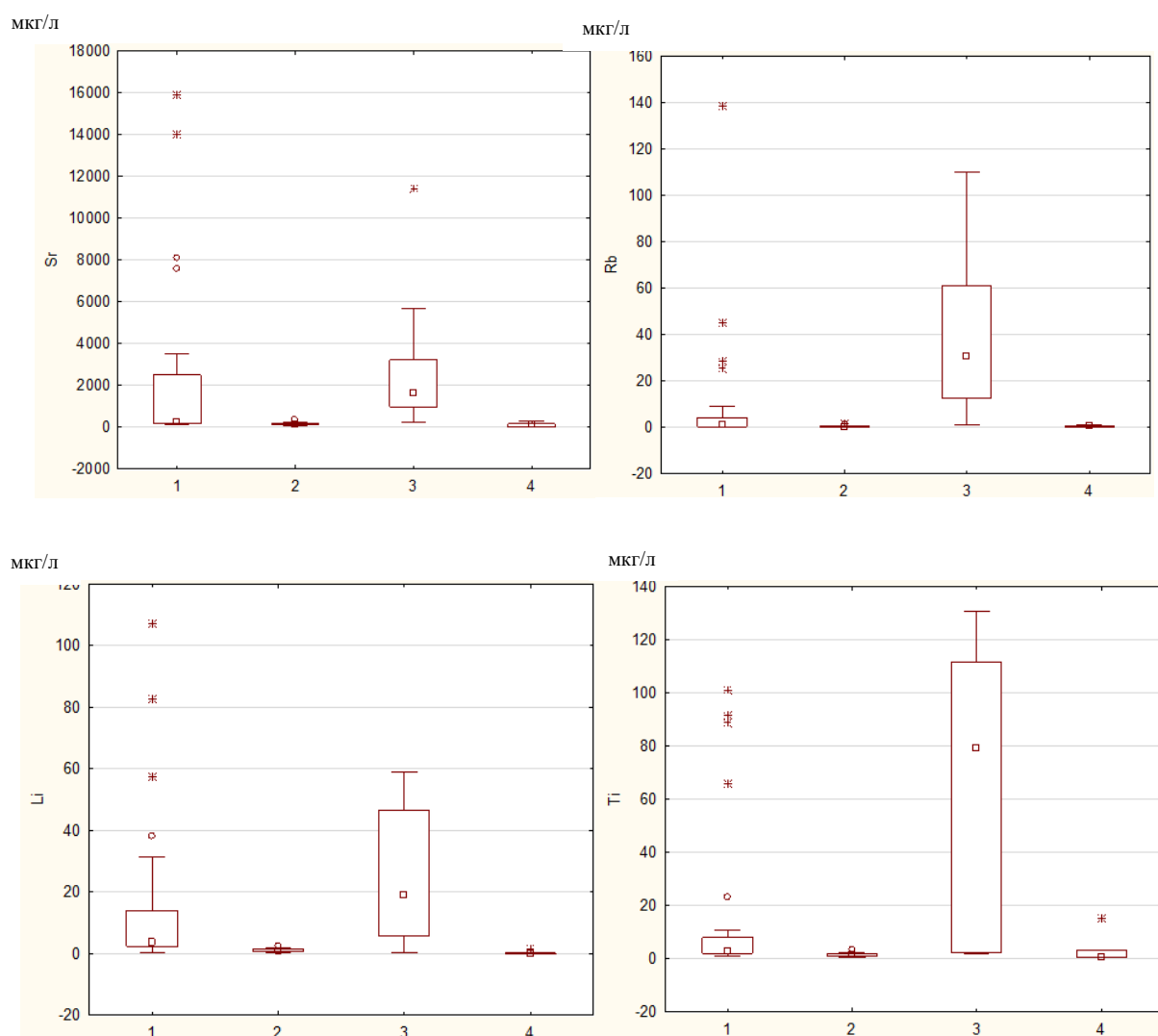


Рис. 8.17. Распределение некоторых микроэлементов в подземных и поверхностных водах Верхнекамского месторождения солей: 1 – засоленные родники, 2 – пресные родники, 3 – засоленные реки, 4 – пресные реки

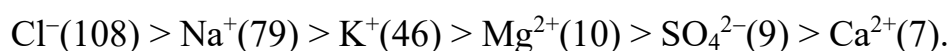
Таким образом, отходы калийных предприятий являются одним из

главных техногенных факторов формирования аквальных природно-техногенных ландшафтов. Высокие концентрации Cl^- и Na^+ приводят к смене класса аквальных ландшафтов с гидрокарбонатно-кальциевого на хлоридно-натриевый. Активизация процессов выщелачивания и ионного обмена в системе вода–порода обеспечивает повышенное содержание кальция, магния, сульфатов, железа и микроэлементов в подземных и поверхностных водах. Поступление загрязнителей с дренажными стоками в подземные и поверхностные воды формирует линейные техногенные геохимические аномалии, которые отличаются большей солевой нагрузкой и проявляются на значительном удалении от источников загрязнения в долинах загрязненных рек.

8.3. Донные отложения

Обилие атмосферных осадков и расчлененность рельефа изучаемой территории обуславливают высокую степень водной миграции химических элементов. В связи с этим возрастает роль донных отложений в перераспределении химических веществ.

В водной вытяжке донных отложений загрязненных поверхностных вод преобладают Cl^- – 2,6 г/кг, Na^+ – 1,2 г/кг и K^+ – 0,3 г/кг при pH 7,0 (табл. 8.6). Геохимический ряд водной вытяжки донных отложений рек по среднему значению K_c выглядит следующим образом:



Максимальные значения K_c в водной вытяжке донных отложений характерны для рек, испытывающих наибольшую солевую нагрузку:

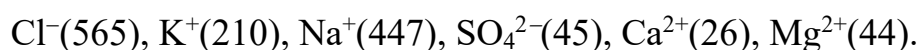


Таблица 8.6

Среднее содержание легкорастворимых солей в донных отложениях рек, мг/кг

Показатель	pH _{вод}	pH _{сол}	HCO ₃	SO ₄	Cl	Ca	Mg	Na	K	Плотный остаток
В природных водах, фон ($n = 7$)										
Min	5,3	4,5	43	5,3	6,8	5,7	1,5	4,2	3,1	100
Max	7,4	7,1	249	263,0	52,2	91,8	12,8	48,2	16,7	710
Среднее	6,5	5,9	110	66,6	24,5	42,9	5,7	16,0	7,6	326
Std Dev	0,7	1,0	70	84,8	16,5	27,3	3,4	12,8	4,9	184
В техногенных водах ($n = 10$)										
Min	6,6	6,1	63	34,4	506	13,8	2,1	79,6	4,7	1060
Max	7,5	7,2	224	3050	13850	1125	253	7160	1600	28 560
Среднее	7,0	6,8	129	658	2650	323	62,5	1273	357	5761
Std Dev	0,3	0,4	58	1116	4940	390	86,4	2600	555	10 089
Kc	1,1	1,1	1,2	9,9	108	7,6	10,9	79,8	46,9	17,6

Примечание: Kc – коэффициент концентрации.

Поступление SO_4^{2-} с фильтрационными стоками в речные воды, деятельность сульфатредуцирующих бактерий способствуют формированию в донных отложениях сероводородной обстановки [Хайрулина, 2014]. Микробиологическая активность поддерживается наличием органического вещества в донных отложениях и соединений азота в поверхностных и подземных водах, присутствие которых в отходах связано с технологией обогащения. Содержание H_2S в донных отложениях в некоторых пробах превышает 20 мг/кг. Значение показателя Eh изменяется от –198 до –249 мВ, что свидетельствует о развитии резко восстановительных условий. В природных условиях десульфуризация и образование H_2S – достаточно распространенный процесс: например, в сульфатных водоемах степей и пустынь [Перельман, Касимов, 1999; Salama et al., 1999].

В минеральном составе донных отложений в основном представлена группа первичных минералов с преобладанием кварца (более 70 % от

нерастворимого остатка) [Максимович, Хайрулина, 2016]. Среди вторичных минералов обнаружены гидрогетит, гематит и другие железистые образования. Это свидетельствует об осаждении железа на поверхности донных отложений в окислительных условиях на окислительном геохимическом барьере, который формируется на незначительных глубинах.

Поскольку основным источником солей и железа в почвах являются подземные воды, были изучены шлейфы соленых ручьев в районе воздействия шламохранилища. Поверхность отложений покрыта осадком из железистых образований, в основном состоящих из Fe, O, Si и Ca (рис. 8.18). Встречаются минералы барита. Бактериальные сообщества покрыты железистой коркой, основной элементный состав – Fe, O, Si, Ca и P. В некоторых корках есть примесь K (рис. 8.19). В некоторых корках есть примесь K. По данным РФА, в донных отложениях массовая доля оксидов железа составляет более 50 %. О связи состава донных отложений с засоленными подземными водами свидетельствует содержание оксидов K, Ba, Na, Sr, а также элементов Cl, Br и Rb (рис. 8.20).

Анализ донных отложений шлейфа соленых родников показал, что железо аккумулируется в виде рентгеноаморфного вещества, основную часть которого составляет Fe_2O_3 . Среди других элементов преобладают Si, Ca, Al, P, Ba, в качестве примесей обнаружены Sr, Rb, Br. В почвах обнаружены остатки бактериальных сообществ, покрытые железистыми образованиями, губки, остатки диатомовых водорослей из кремнистого материала, обогащенные Ca, Fe и Cl с примесью Mg, Na, K, Al, P и S [Khayrulina et al., 2021].

Засоление поверхностных вод сопровождается не только высоким содержанием хлоридов Na^+ и K^+ в водной вытяжке донных отложений, но и формированием сероводородной обстановки. На поверхности донных отложений в условиях кислородного режима происходит интенсивное осаждение минералов железа на окислительном геохимическом барьере и других элементов.

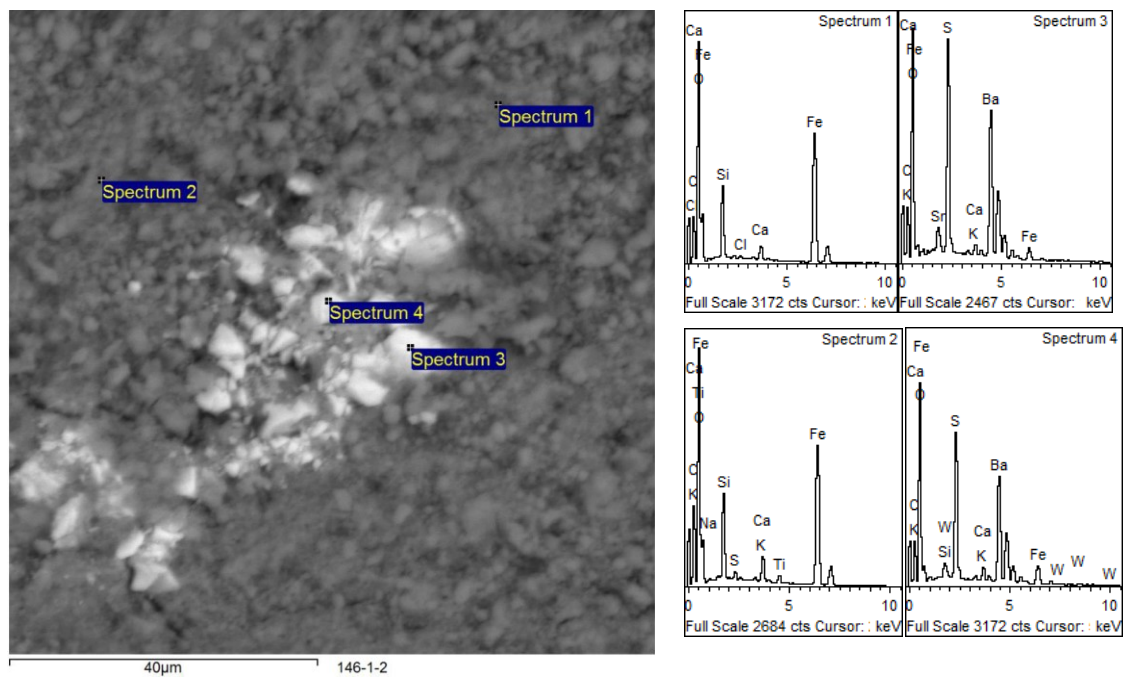


Рис. 8.18. Донные отложения засоленного родника: спектры 1 и 2 – железистые образования, в основном состоящие из Fe, O, Si и Ca; спектры 3 и 4 – кристаллы барита

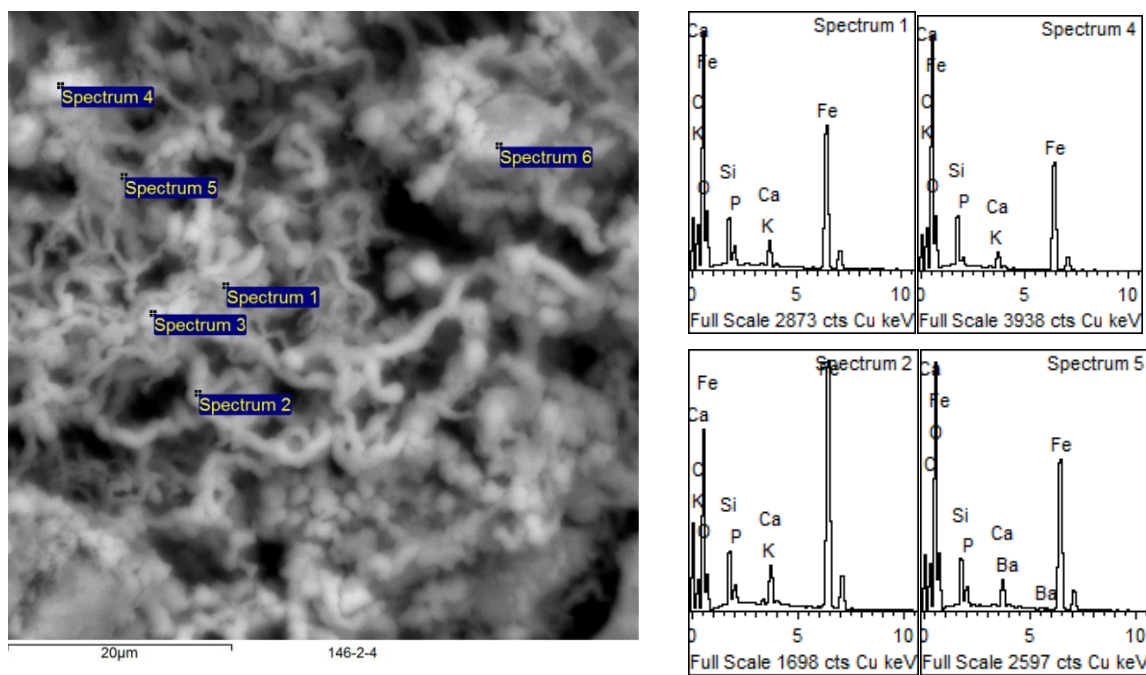


Рис. 8.19. Донные отложения засоленного родника. Бактериальное сообщество

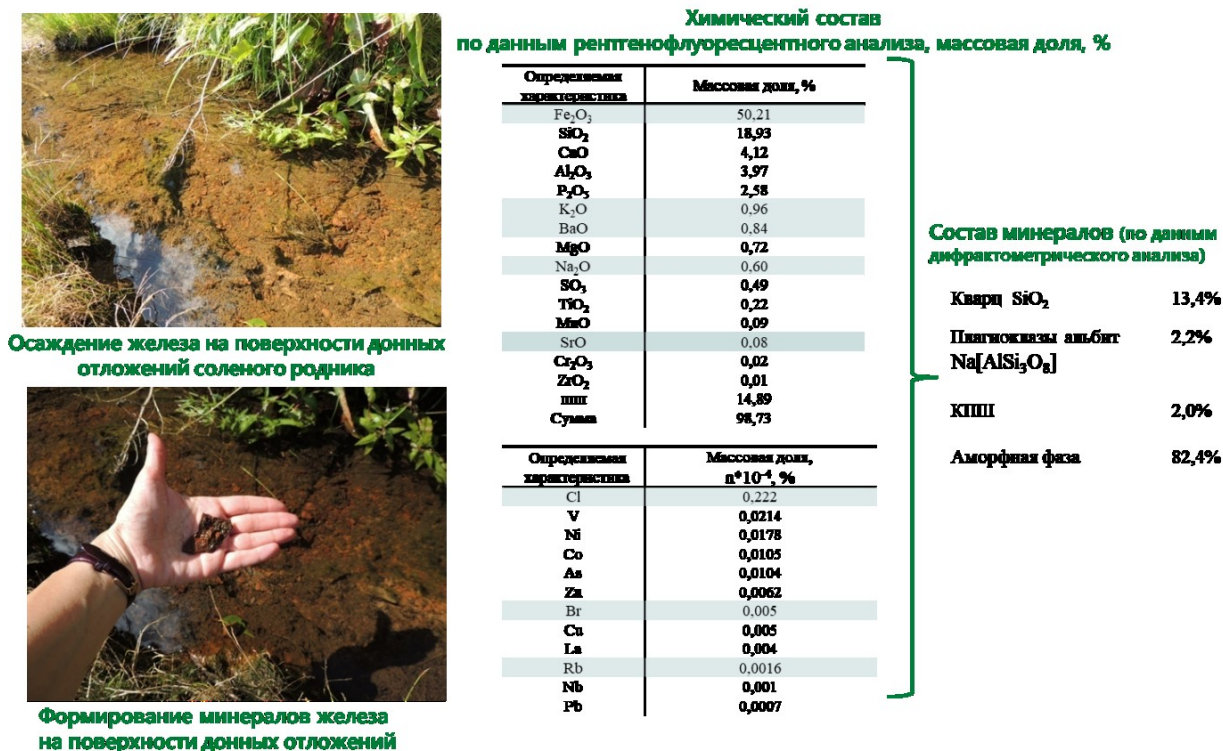


Рис. 8.20. Осаждение железистых образований в донных отложениях шлейфа соленых родников (фото выполнено Е. А. Хайрулиной)

8.4. Почвы

В результате поступления с поверхностным стоком высокоминерализованных сточных вод вблизи мест хранения отходов (солеотвалы и шламохранилища) и в местах выхода высокоминерализованных подземных вод на поверхность в долинах рек формируются очаги почвенного засоления.

Вблизи солеотвалов и шламохранилищ формируются техногенные почвенные образования (литостраты) с преобладанием в обменном комплексе Na, характеризующиеся высокой изменчивостью суммы токсичных солей (0,1–5,0 %) и слабощелочной pH 7–8 (табл. 8.7).

В местах периодического поступления рассолов на почвы наблюдается эволюция характера засоления почвенного покрова. В условиях промывного режима почв засоленные почвы хлоридно-сульфатного засоления сменяются на сульфатно-хлоридное засоление, постепенно восстанавливается слабокислая

почвенная среда, снижается сумма токсичных солей при высоком содержании $\text{Na}_{\text{обм}}$. Изменение ППК почв и почвенных растворов при разовом поступлении рассолов приведено на рис. 8.21.

Таблица 8.7

Агрохимические свойства техногенных почвенных образований

Номер реперного участка	Типологическая принадлежность почв	Почвенный горизонт (глубина отбора пробы, см)	Физические показатели состояния почвенного субстрата	Содержание органического вещества, %	pH		В мг-экв / 100 г			Доля Na^+ от ЕКО, в %	Суммарное содержание токсичных солей, %
					Водная	Солевая	Гидролитическая кислотность	Сумма поглощенных оснований	Емкость катионного обмена (ЕКО)		
1	Литостратоструктурно-метаморфизованный	ВМ (0–4)	Тяжелый суглинок с включениями щебня, бурый, влажный	1,4	7,8	7,2	0,37	60,6	60,9	22,8	0,100
		С (14–40)	Аргиллит слабыветренный, плотный	Отсутствует мелкозем							
2	Литостратглинистоиллювиальный	Вi (0–8)	Тяжелый суглинок бурый, влажный	1,8	8,0	7,5	0,23	80,4	80,6	19,9	0,120
		ВС (8–40)	Плотная глина с выраженной плитчатой структурой	–	8,0	7,5	–	91,4	91,6	17,5	0,150
3	Литостратоструктурно-метаморфизованный	ВМ (0–17)	Средний суглинок бурый, влажный с включениями щебня	2,0	7,5	7,2	–	69,4	69,6	21,8	<0,10 0
		С (17–40)	Глина слоистая плотная, 85 % щебня	–	7,8	7,3	0,26	59,0	59,3	14,7	<0,10 0

В местах разового поступления рассолов на почвы наблюдается эволюция засоления почвенного покрова. В условиях промывного режима почв засоленные почвы хлоридно-сульфатного засоления сменяются на сульфатно-хлоридное засоление, постепенно восстанавливается слабокислая почвенная среда, снижается

сумма токсичных солей при высоком содержании $\text{Na}_{\text{обм}}$. Изменение ППК почвенных растворов при разовом поступлении рассолов приведено на рис. 8.21.

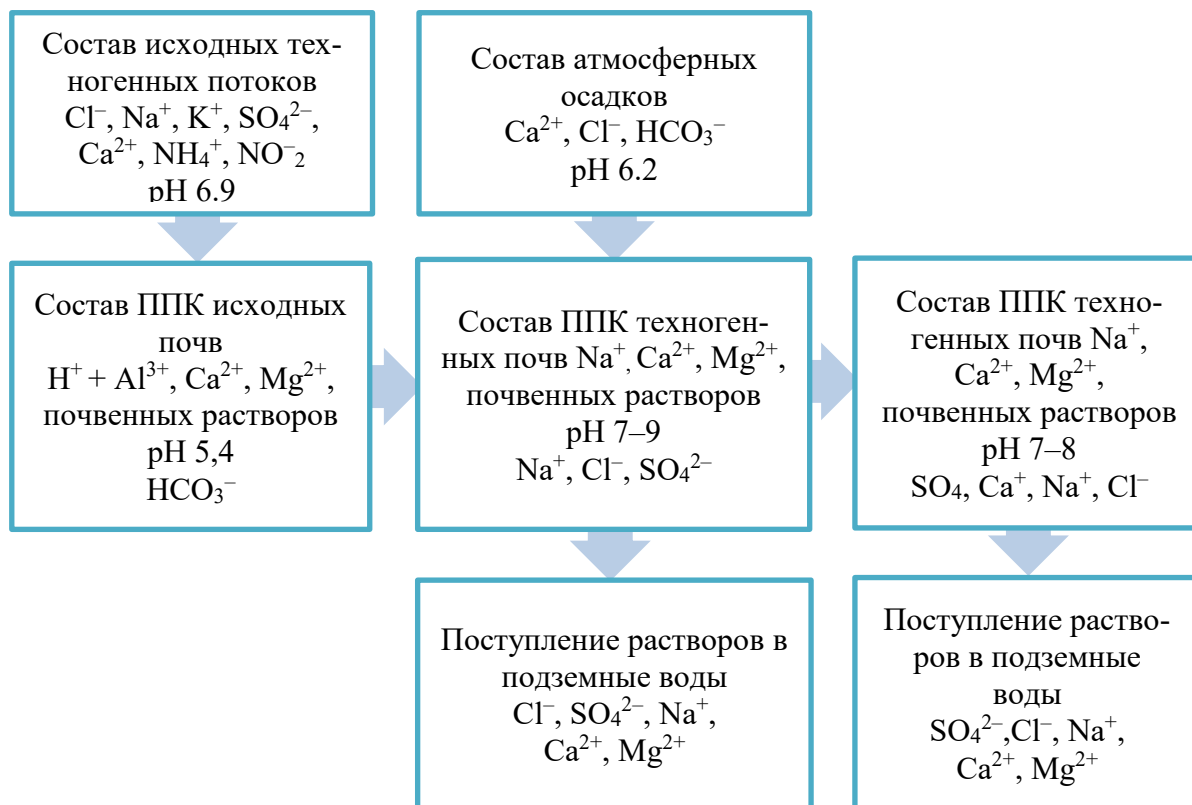


Рис. 8.21. Схематическая модель трансформации почвенных характеристик при разовом поступлении Na–Cl техногенных потоков

Многолетние исследования показали, что наибольшая трансформация почв проявляется в долинах рек в местах близкого залегания высокоминерализованных Na–Cl подземных вод, где формируются ареалы засоленных почв с повышенным содержанием Cl^- , K^+ , SO_4^{2-} , Na^+ на фоне зональных аллювиальных гумусовых глеевых почв (рис. 8.22).

В местах близкого залегания высокоминерализованных Na–Cl подземных вод в долинах рек формируются ареалы засоленных почв с повышенным содержанием Cl^- , K^+ , SO_4^{2-} , Na^+ на фоне зональных аллювиальных гумусовых глеевых почв (см. рис. 8.22). Сумма токсичных солей достигает 26 %, что соответствует «очень сильной» степени засоления. Усиливают эффект воздействия подземных вод на аллювиальные ландшафты процессы заболачивания.

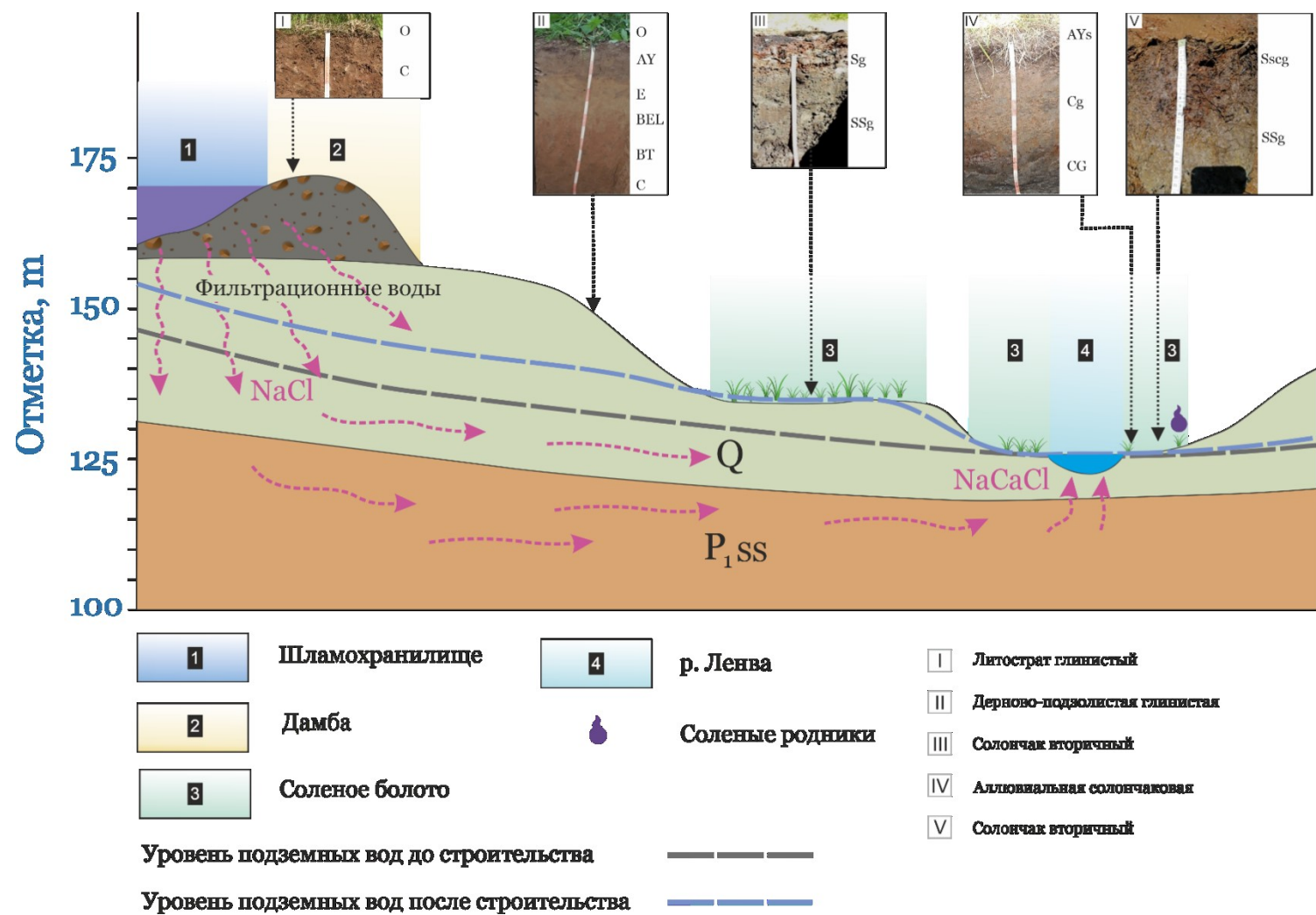


Рис. 8.22. Трансформация почвенного покрова в зоне влияния шламохранилища

Причинами техногенного заболачивания являются оседание земной поверхности в результате подработки подземного пространства и поднятие уровня подземных вод.

В долинах засоленных рек формируются аллювиальная солончаковая почва Gleyic Fluvisols (Salic) и солончак вторичный Gleyic Fluvic Solonchak.

Почвы характеризуются средним содержанием органического вещества (табл. 8.8). Активная и обменная кислотность почв по профилю изменяется незначительно, солончак характеризуется слабокислой реакцией почвенного раствора. Аллювиальная солончаковая почва показала кислую реакцию, о чем также свидетельствует величина гидролитической кислотности.

Таблица 8.8

Агрохимические свойства почв аллювиальных ландшафтов

Название	Глуби- на, см	Corg, %	pH _{H2O}	pH _{KCl}	СЕС	ЕКО	Гидроли- тическая кислот- ность	P ₂ O ₅ HCl	K _{HCl}
								экв/100 г	
					экв/100 г				
Солончак вторичный	0–3	5,9	5,91	5,84	71,0	68,5	2,5	15,7	550
	3–15	5,8	6,75	6,70	37,3	36,1	1,1	0,8	150
	15–70	–	5,8	5,8	–	–	–	–	–
Аллювиальная солончаковая почва	3–20	5,4	4,69	5,42	82,7	69,4	13,3	3,5	27
	20–30	–	4,47	4,48	–	–	–	–	–
	32–42	–	5,00	4,78	–	–	–	–	–
	50–60	–	4,16	3,97	–	–	–	–	–
	70–80	–	4,68	4,72	–	–	–	–	–
	95–105	–	5,18	5,22	–	–	–	–	–

Поверхностные слои почв характеризуются высокой емкостью катионного обмена. Обеспеченность солончака подвижным фосфором в слое 0–3 очень высокая, резко снижается с глубиной и в слое 3–15 см составляет 0,8 мг/100 г. Аллювиальная солончаковая почва характеризуется низкой обеспеченностью

подвижными фосфатами. Обеспеченность калием аллювиальной солончаковой почвы очень высокая. Содержание подвижного калия в верхнем слое солончака в 5–20 раз выше, чем в аллювиальной солончаковой почве, что связано с засолением почвы подземными водами (см. табл. 8.8).

Содержание органического углерода в исследуемых почвах варьировало около 5–6 % на глубине, что указывает на высокое содержание органического вещества. $pH_{\text{вод}}$ и pH_{KCl} показывает сильно- и слабокислую реакции, что свидетельствует о сохранении кислого класса аллювиальных ландшафтов даже в условиях засоления почв. Почвы характеризуются высокой емкостью катионного обмена. Аллювиальная солончаковая почва имеет хлоридный кальциево-натриевый тип засоления (рис. 8.23, а), сильную степень засоления. Солончак вторичный характеризуется сульфатно-хлоридным кальциево-натриевым типом засоления, почва сильно засоленная (рис. 8.23, б).

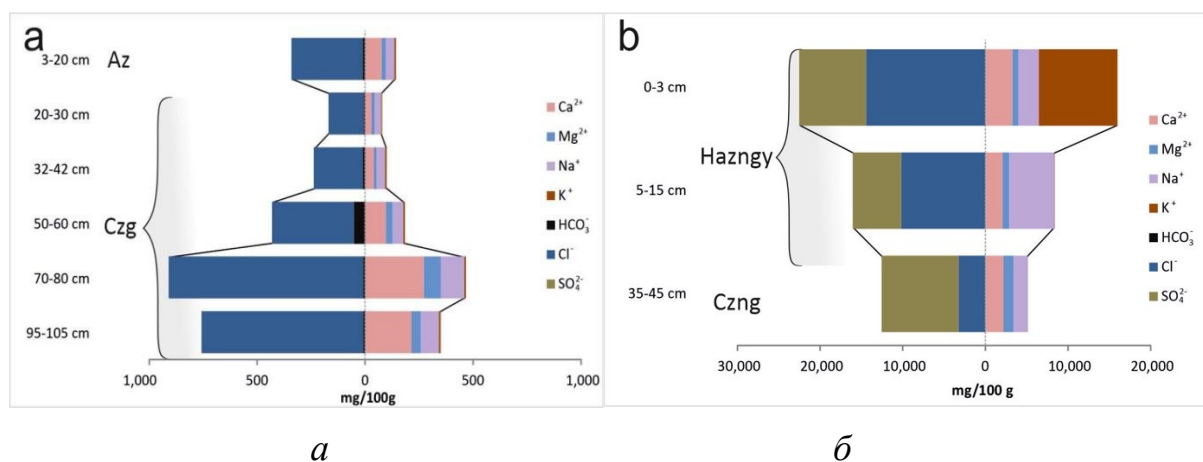


Рис. 8.23. Содержание основных анионов и катионов в а) аллювиальной солончаковой почве Gleyic Fluvisols (Salic) и б) солончаке вторичном Gleyic Fluvic Solonchak

В результате формируются почвы с отложениями охристого цвета на поверхности и отсутствием растительности (рис. 8.24). Для них характерны максимальные значения содержания хлоридов (свыше 160 г/л) в водной вытяжке почв верхнего горизонта, что свидетельствует о влиянии подземных вод.

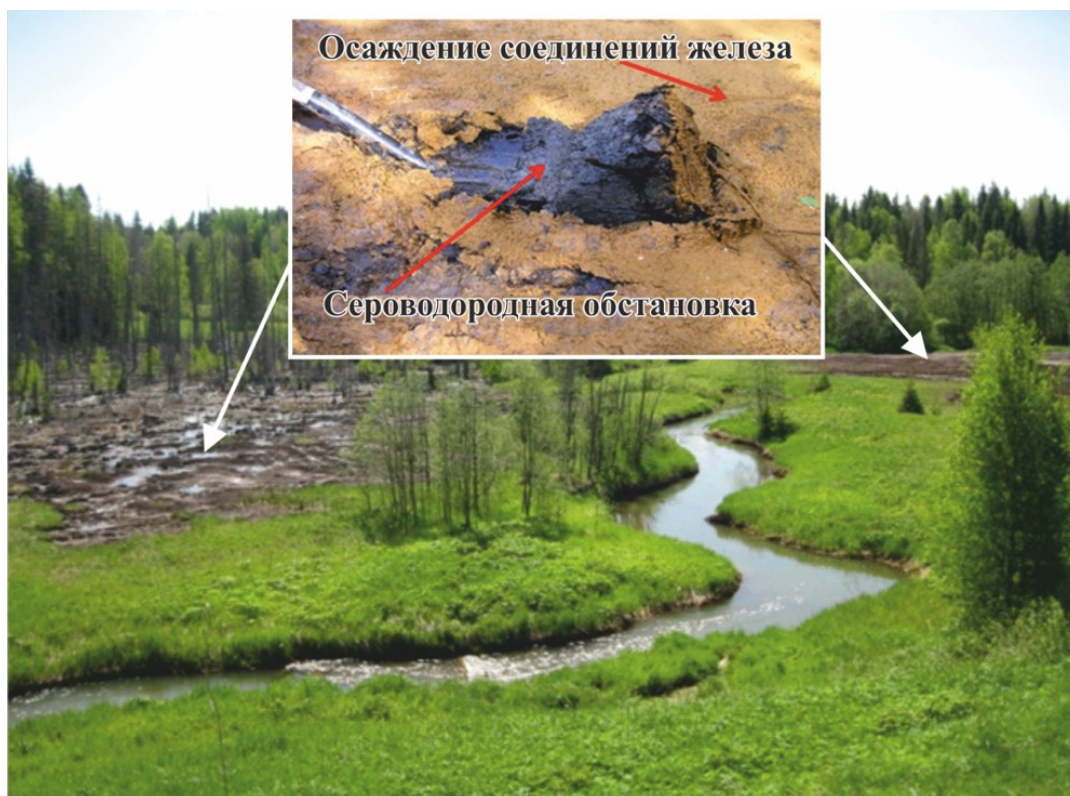


Рис. 8.24. Сульфидные солончаковые ландшафты
в местах площадной разгрузки засоленных подземных вод
(фото выполнено Е. А. Хайрулиной)

Оценка засоления почв проводится с помощью суммы токсичных солей и коэффициента адсорбируемости натрия (SAR). Сумма токсичных солей рассчитывалась по источнику [Базилевич, Панкова, 1968] методом расчета токсичных и нетоксичных солей, он основан на связывании ионов в определенной последовательности в гипотетические соли, от менее растворимых солей к более растворимым. При хлоридном засолении и сумме токсичных солей свыше 0,15 % почвы считаются средnezасоленными, при значении свыше 0,7 % почвы характеризуются как солончаки.

Для выделения натриевых почв использован коэффициент адсорбируемости натрия (SAR), который также может быть применен как альтернатива доле обменного натрия от емкости катионного обмена. SAR выражается отношением концентрации Na^+ к квадратичному корню суммы Ca^{2+}

и Mg^{2+} ; если SAR более 13, то горизонты относятся к солонцовым [van Reeuwijk, 2006].

Сильную степень засоления солончака вторичного демонстрируют показатели суммы токсичных солей и SAR (табл. 8.9). SAR более 13 свидетельствует, что горизонты относятся к солонцовым. О связи показателей суммы токсичных солей $\Sigma_{ТС}$ и SAR с хлоридами свидетельствует рис. 8.25.

Поступление Na–Cl подземных вод в почвы не только обуславливает повышение содержания Cl^- , K^+ , SO_4^{2-} , Na^+ , но и активизирует сопряженные геохимические процессы в ландшафтах, связанные с взаимодействием горных пород и засоленных вод, такие как выщелачивание, ионный обмен, метаморфизм и образование вторичных минералов. Эти опосредованные геохимические процессы необходимо учитывать при прогнозе антропогенного воздействия предприятий и оценке экологического ущерба.

Таблица 8.9

Показатели суммы токсичных солей и SAR в аллювиальных почвах

Название	Глубина, см	Сумма токсичных солей, %	SAR	Степень засоления
Солончак вторичный	0–3	26,9	14,5	Очень сильнозасоленная
	3–15	17,1	36,3	Очень сильнозасоленная
	15–70	9,3	10,2	Очень сильнозасоленная
Аллювиальная солончаковая почва	0–20	0,4	1,5	Сильнозасоленная
	20–30	0,2	1,6	Среднезасоленная
	32–42	0,25	1,9	Среднезасоленная
	50–60	0,45	1,6	Сильнозасоленная
	70–80	1,3	2,1	Очень сильнозасоленная
	95–105	1	1,9	Очень сильнозасоленная

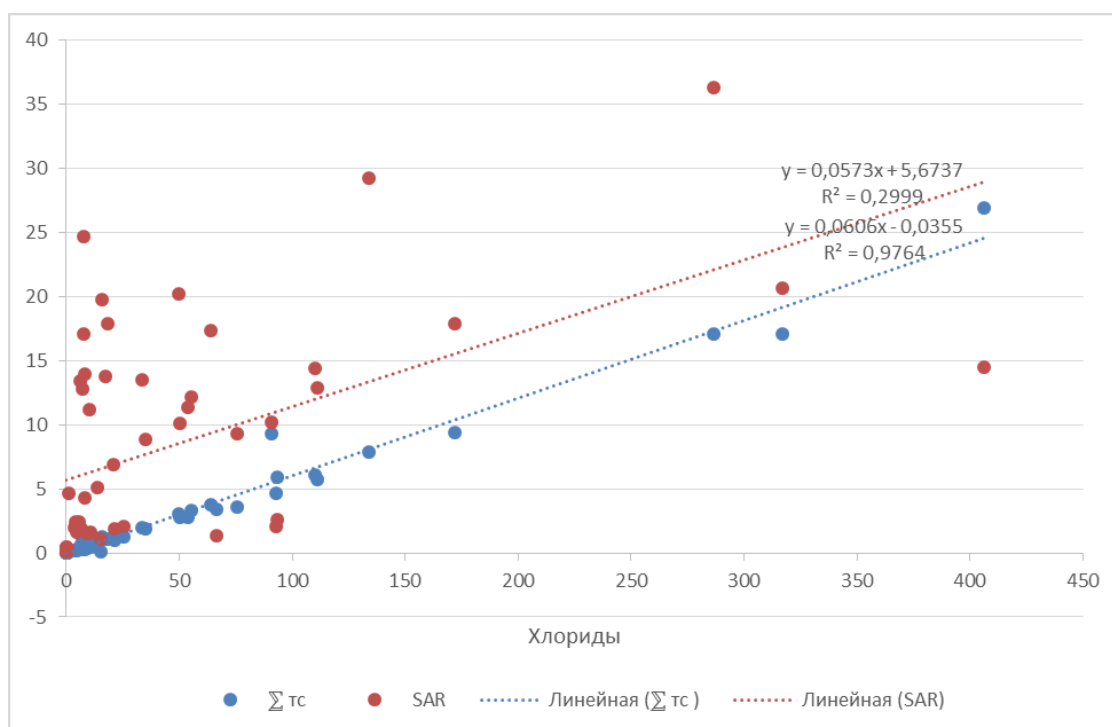


Рис. 8.25. Зависимость содержания суммы токсичных солей $\Sigma_{ТС}$ и SAR от содержания хлоридов в почве

На поверхности почв определены разнообразные железистые образования (см. рис. 8.24) с преобладанием гидрогетита, гетита, магматита. Минеральный анализ верхнего горизонта почв (мощностью 0–3–5 см) показал, что содержание железистых образований достигает 85 % нерастворимой части пробы, а ожелезненных растительных остатков в некоторых пробах – 20 % (табл. 8.10). Органический материал и кремнистые остатки диатомовых водорослей покрыты оксидами и гидроксидами железа, кристаллами галита и обогащены Ca, Cl с примесью Mg, Na, K, Al, P и S (рис. 8.26 и 8.27).

Нижний почвенный горизонт мощностью 15–30 см представлен черным гелеобразным веществом с высоким содержанием остатков растительности и диатомовых водорослей. Содержание гидрогетита достигает 84 %, обнаружены гематит и магнетит. В результате деятельности сульфатредуцирующих бактерий происходит образование сероводорода, значение окислительно-восстановительного потенциала снижается ($E_h = -156 \dots -197$ мВ), развиваются восстановительные условия, происходит формирование гидротроилитового горизонта.

Таблица 8.10

Содержание некоторых минералов в почвах в долине Ленвы, %

Глубина	Номер пробы	Кварц	Ожелезненная древесина	Железистые образования	Гидрогетит	Гематит	Оксиды Mn	Другие минералы
0–5 см	4.1	0,1	10	84,9	–	–	–	5,0
	6.1	2,5	86,8	6	–	–	–	4,7
	8.1	1	20	73,9	–	–	–	5,1
	11.1	0,5	30	–	68,2			1,3
5–20 см	4.2	57,6	9	25	–	–	–	8,4
	6.2	78,2	3	8	–	–	0,3	10,5
	8.2	5	5	–	84,8	–	–	5,2

Примечание: «–» – не обнаружены.

В природных условиях гидротроилит – водный сульфид железа – образуется в сульфатных водоемах степной и пустынной зон, где развивается десульфуризация и продуцируется H_2S . Гелеобразное вещество гидротроилитового горизонта, как и остатки диатомовых водорослей, обогащено Ca, Fe, Cl, K, Na, S и P (рис. 8.28). Ниже гидротроилитового горизонта расположен горизонт с глеевой обстановкой.

Формирование сульфидных солончаков на территории Верхнекамского месторождения в условиях южной тайги обусловлено близким залеганием подземных вод с повышенным содержанием сульфатов [Хайрулина, Богуш, 2018].

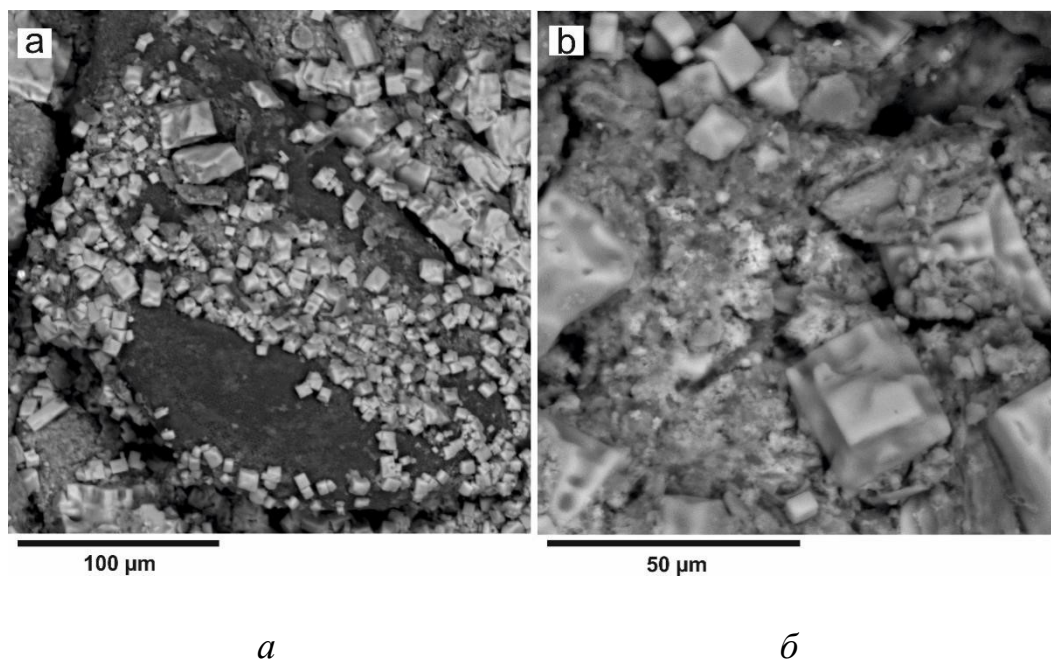


Рис. 8.26. Верхний почвенный горизонт 0–2 см: *a* – рыже-коричневый материал с кристаллами галита и *б* – кубическими кристаллами галита

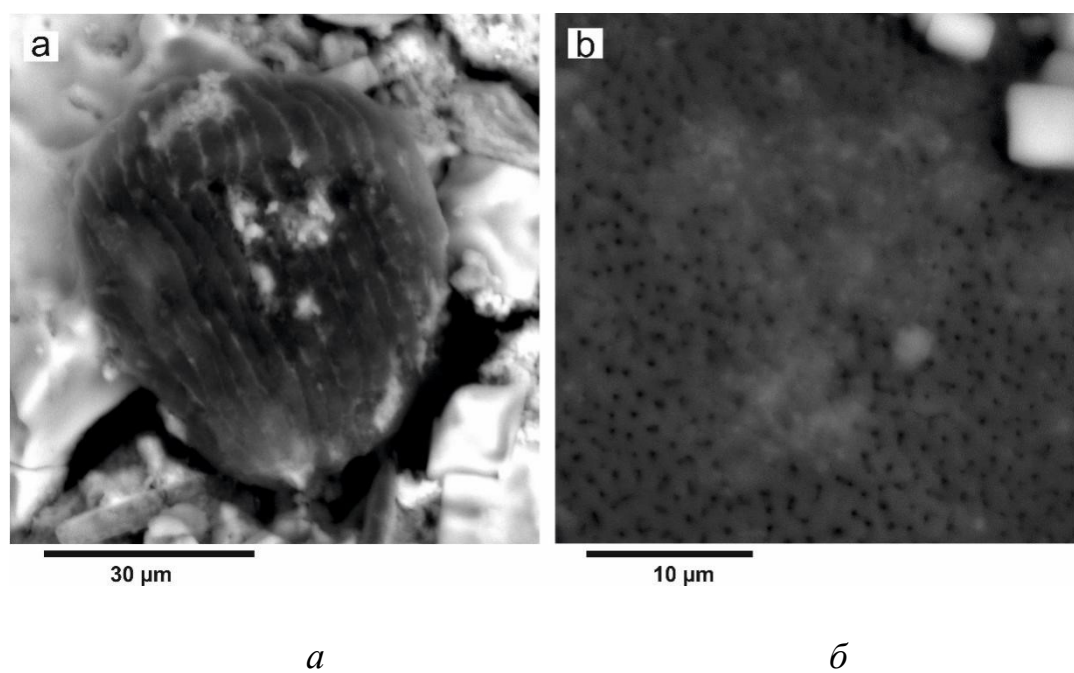


Рис. 8.27. Верхний почвенный горизонт 0–2 см: *a* – слоистое органическое образование и *б* – остатки губчатых организмов

В местах площадной разгрузки таких вод содержание сульфатов в водной вытяжке почв достигает 7 г/л. Коэффициент корреляции (r) между содержанием SO_4^{2-} и Cl^- в почвах составляет 0,86, что свидетельствует о тесной связи хлоридного загрязнения и повышенного содержания сульфатов.

Источником железа в основном являются гидрооксиды железа шешминских пестроцветных пород, почвенные минералы и отходы калийного производства, которые более активно выщелачиваются под воздействием техногенных рассолов. Высокое содержание органики в почвах способствует формированию сульфидной обстановки под воздействием микробиологической деятельности. Погибшая древесная растительность, ожелезненные и слаборазложившиеся остатки растительности в почвах свидетельствуют о том, что формирование сульфидных солончаков произошло недавно.

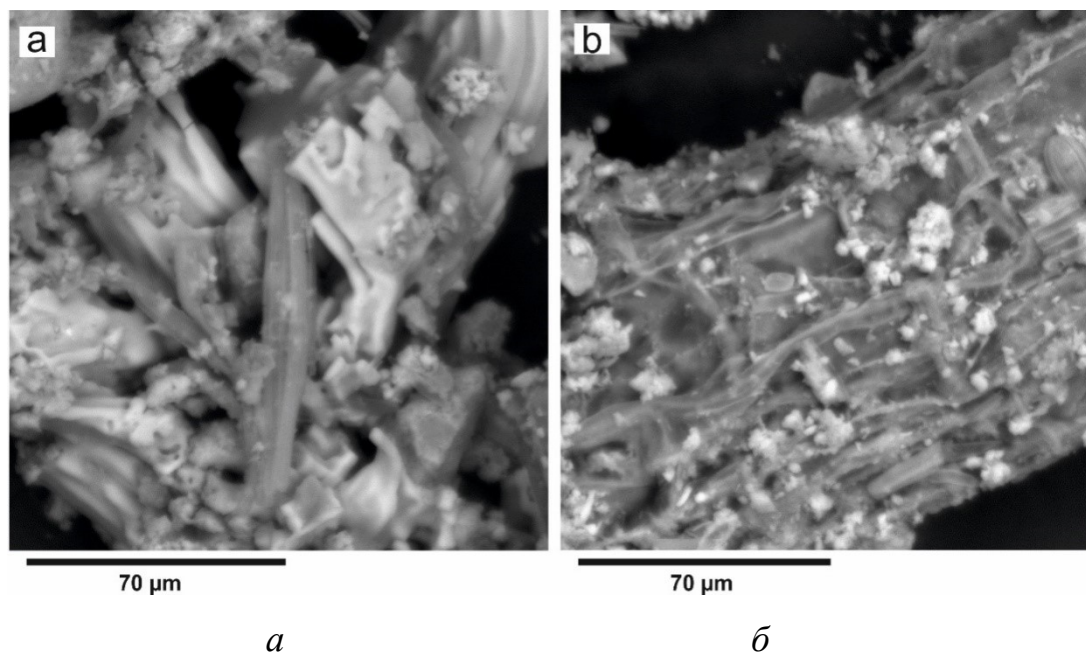


Рис. 8.28. Почвенный горизонт (3–15 см) представляет собой черную гелеобразную фазу, гидротроилитовый горизонт: *а* – кремневые остатки диатомовых водорослей, галит, железосодержащие образования; *б* – остатки растительности, покрытые диатомовыми водорослями и железосодержащими образованиями

В техногенных условиях формирование сероводородной обстановки в почвах с присутствием минералов железа способствует формированию гидротроилитового горизонта. В зоне воздействия сульфатных фильтрационных вод шламохранилища химического производства в почвах на мелко- и среднезернистых песках В. С. Хомичом (1985) описано формирование горизонта с сульфидными минералами. Выделяющийся при сульфатредукции H_2S взаимодействует с легкоподвижными формами железа, образуя нерастворимый водный гидрат железа – гидротроилит ($FeS \cdot nH_2O$). Микробиологическая сульфатредукция и сульфидредукция активизируются высоким содержанием органического вещества в почвах и донных отложениях, а также соединений азота.

Микроэлементная насыщенность почвенного покрова дифференцирована в зависимости от положения природных комплексов в транзитных или аккумулятивных ландшафтах. В целом обогащение микроэлементами носит зональный характер (рис. 8.29). Можно отметить снижение содержания микроэлементов в засоленных почвах, содержание хлоридов в которых свыше 5 ммоль. Превышения над кларком отмечаются для V, Ni, Cu и Co. В почвах обнаружены повышенные концентрации Sr относительно кларка, что, по-видимому, связано с растворением гипсовых пород хлоридно-натриевыми водами.

Зависимость содержания микроэлементов от содержания Cl^- как индикатора засоления проявляется слабо. Наиболее достоверно проявляется зависимость между содержанием микроэлементов в почве и pH (рис. 8.30).

Модель трансформации почв в условиях близкого залегания засоленных подземных вод приведена на рис. 8.31.

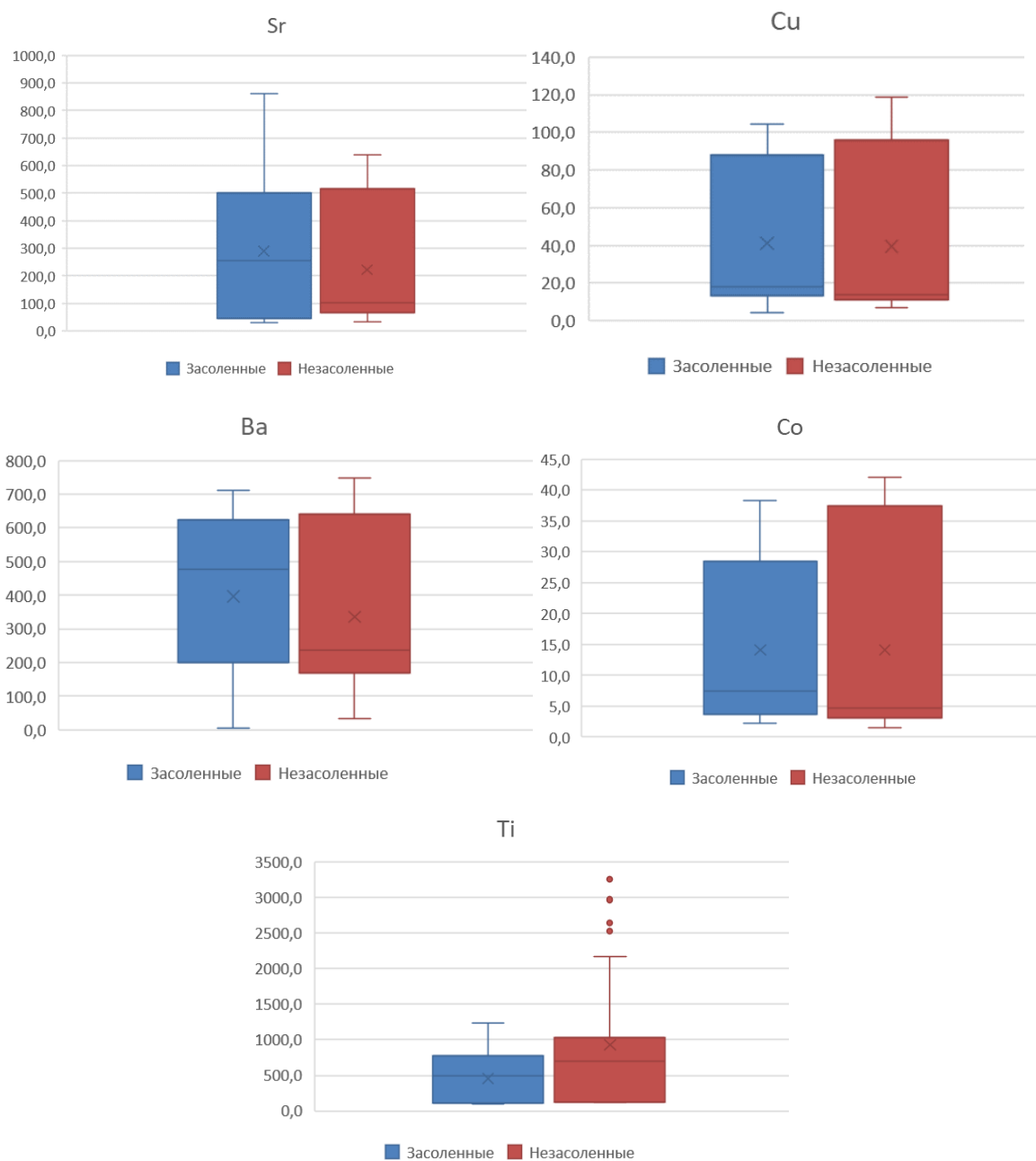


Рис. 8.29. Содержание некоторых микроэлементов в почве (мкг/кг) засоленных и незасоленных участков

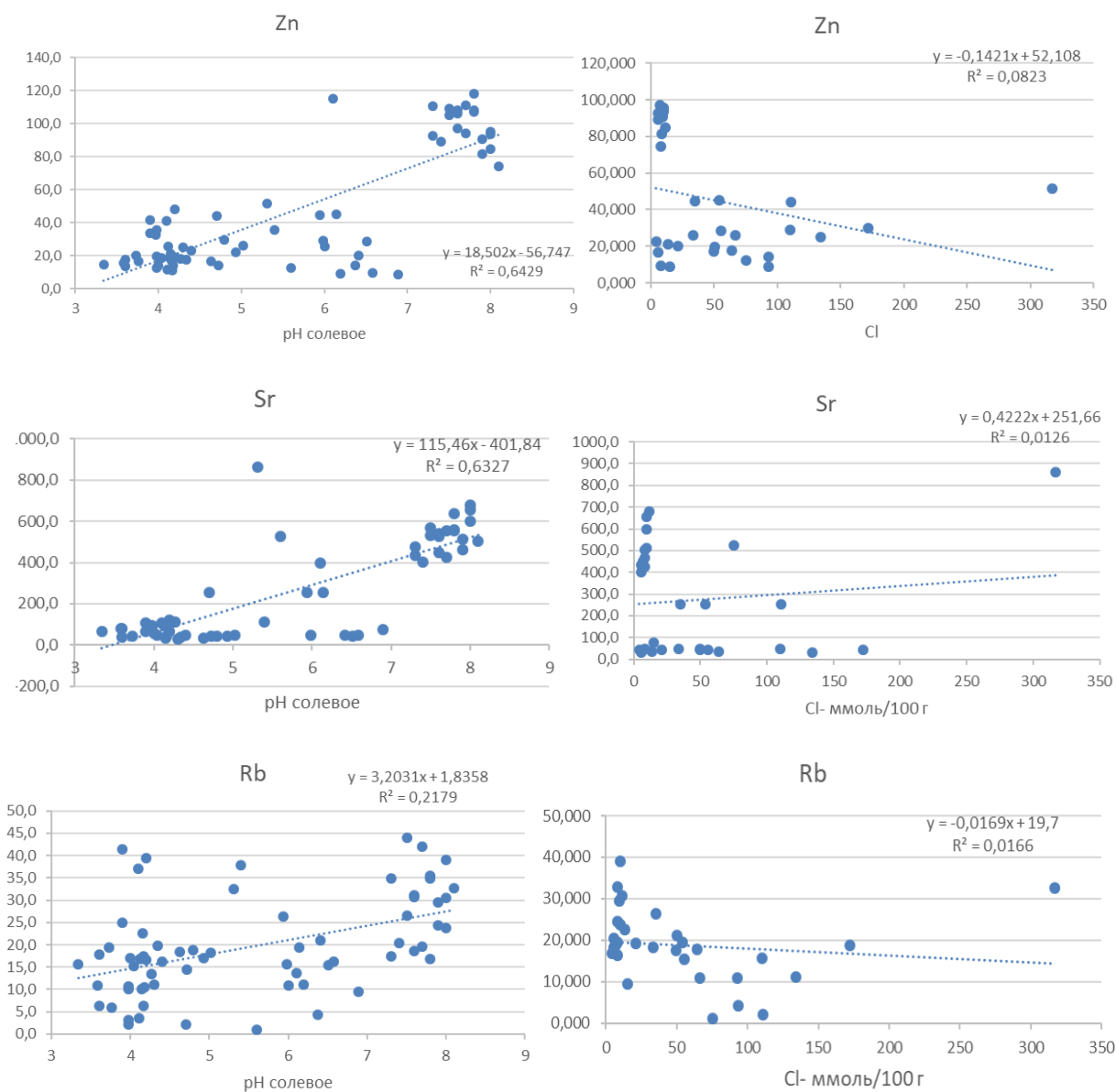


Рис. 8.30. Зависимость концентраций ряда микроэлементов (мкг/кг) от pH_{сол} и Cl⁻

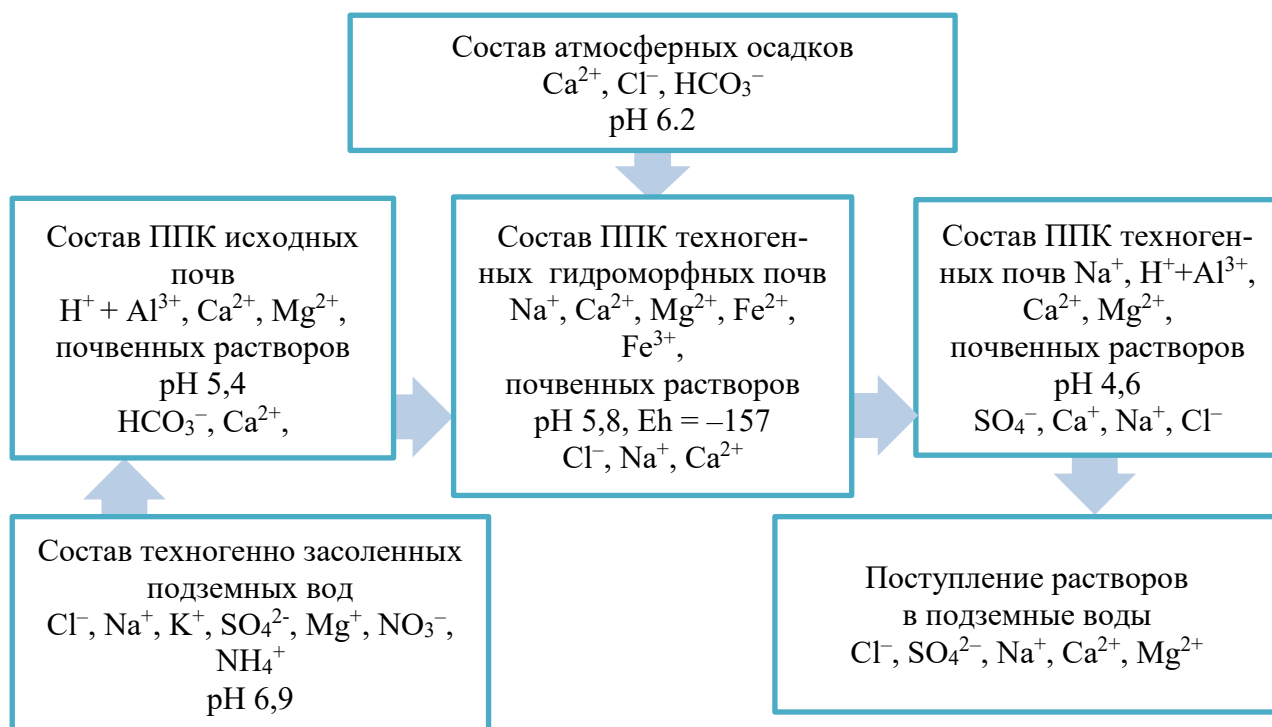


Рис. 8.31. Схематическая модель трансформации почвенных характеристик при различной глубине Na–Cl подземных вод в супераквальных ландшафтах

Таким образом, техногенное воздействие калийной промышленности наиболее остро проявляется в долинных ландшафтах, где в зависимости от гидроморфных условий формируются аллювиальная солончаковая почва и солончак вторичный. Увеличение содержания Cl⁻, K⁺, Na⁺ сопровождается повышением концентрации Fe и SO₄²⁻ в результате выщелачивания и ионного обмена в системе вода–порода. Высокое содержание органики, соединений азота в почвах способствует активизации микробиологической деятельности и формированию не только сероводородной обстановки, но и гидротроиллитового горизонта. В условиях периодического засоления вблизи отвалов или в местах аварийных разливов формируются техногенные почвенные образования (литостраты) с преобладанием в обменном комплексе Na.

8.5. Биота

Засоление почв, как и аквальных ландшафтов, сопровождается трансформацией биогенеза. Солевой стресс приводит к гибели типичных таежных видов растений, гидробионтов, микробиологических сообществ и стимулирует захват освобождающихся экотопов солеустойчивыми ассоциациями.

В районах распространения галогенных формаций отмечается более высокое биоразнообразие природных ландшафтов [Петрищев и др., 2011]. Но в условиях техногенного засоления рек в аквальных ландшафтах наблюдается смена видового состава биотических компонентов с зонального пресноводного на солеустойчивый со снижением общего уровня биоразнообразия.

При интенсивном природном и антропогенном воздействии высокоминерализованных вод происходит изменение химического состава поверхностных и подземных вод, трансформируется растительный компонент ландшафта, почвенные комплексы испытывают негативное воздействие, что, в свою очередь, может влиять на сельское хозяйство [Hulisz et al., 2017; Sommer et al., 2020; Seeboonruang, 2013, Akpan et al., 2015].

Результаты ряда исследований показывают, что засоление влияет на рост растений за счет уменьшения фотосинтеза и площади фотосинтеза [Chartzoulakis, 1994; Tavakkoli et al., 2010], снижения параметров газообмена у растений [Bañuls et al., 1997], фотосинтетической фиксации CO₂, устьичной проводимости [Seemann, Critchley, 1985].

В условиях солевого стресса у растений проявляются морфологические изменения. Лабораторными экспериментами установлено, что при повышении концентрации раствора хлорида натрия снижается прорастание семян, сырая и сухая биомасса проростков и вегетирующих растений, высота растений, ассимиляционный аппарат растений; для зерновых отмечается снижение массы зерна с колоса, числа зерен в колосе, длины колоса и т. д. [Гогуэ, 2013; Королев,

Боме, 2020; Куркиева и др., 2010; Мамедова и др., 2016; Осипова, 2018; Хасан и др., 2011; Vañuls et al., 1997].

Для солеустойчивых растений устойчивость к избытку ионов натрия обеспечивается адаптационной стратегией растений – накоплением избыточных ионов и их нейтрализацией в вакуолях [Косарева, Вишневская, 2015].

Сульфатное засоление негативно сказывается на морфологических параметрах растений, вызывая угнетение ростовых процессов как в побегах, так и в корнях [Евграфкина и др. 2019], уменьшение площади листа, сухого веса побегов, длины и ширины листа, снижение скорости фотосинтеза и устьичной проводимости [Bie et al., 2004].

Негативным последствием повышения минерализации поверхностных вод является уменьшение растворимости газов O_2 и CO_2 в воде [Богашова, 2011], что приводит к существенному снижению биоразнообразия и замене зональных аквальных биоценозов на солеустойчивые [Arle, Wagner, 2013].

8.5.1. Аквальные экосистемы

Аквальные биотопы подвергаются существенной трансформации. В поверхностных водах с минерализацией свыше 5 г/л основу планктонных зооценозов составляют галофильные виды коловраток и копепод, имеющие широкое географическое распространение, типичные для мелководных солоноватоводных водоемов Европейской части России. На некоторых участках доминируют коловратки *Brachionus plicatilis* (Muller) [Крайнев, 2014], обитающие в основном в соленых озерах и составляющие более 99 % общей биомассы и 97 % общей численности сообщества. Копеподы в засоленных водах были представлены рачками *Diacyclops bisetosus* (Rehberg) [Крайнев, 2014]. Рачки обеспечивают 48 % общей биомассы и 16 % общей численности сообщества.

В реках с наибольшей солевой нагрузкой (реки Черная и Ленва)

преобладает макрофитная водоросль *Enteromorpha sp.* семейства Ulvaceae (определение выполнено Н. А. Мартыненко), которая, согласно источнику [Унифицированные методы ..., 1983], является индикатором высокого содержания хлоридов. Активно развивается галофильная микрофлора. Наиболее высокие значения численности галофильных бактерий в реках Ленва, Черная и Волим при уровне содержания хлоридов от 0,3 до 13,4 г/л достигают 1,05 тыс. кл/мл (определение выполнено Е. А. Коняевой) при фоновых значениях 0,09–0,17 тыс. кл/мл.

В донных отложениях обитают беспозвоночные, которые являются индикаторами экологического состояния водных объектов [Arle, Wagner, 2013, Scöcs et al., 2014]. Ионный состав загрязненных рек отличается от естественных морских и солоноватых вод. Высокие концентрации калия и магния достигают смертельного уровня для живых организмов аквальных экосистем. Например, концентрация калия в речных водах более 80 мг/л вызывает токсичное воздействие на живые организмы.

В реках, испытывающих хлоридное загрязнение, численность солеустойчивых бактерий примерно в 3 раза превышает численность на фоновых участках. Постоянное присутствие хлорид-ионов в реках Черная, Волим и Ленва не только влияет на физиологическую активность микрофлоры, выражающуюся в повышении численности галофильных бактерий, но и способствует накоплению и закреплению толерантности у определенной части микроорганизмов.

В реке Черной при содержании ионов хлорида 12,8 г/л зоопланктонное сообщество представлено четырьмя видами. Среди них преобладает коловратка *N. acuminata* и единично встречается галофил *Brachionus plicatilis* Müller [Алексеев, 2000], обитающие в основном в соленых водах. В Ленве с содержанием хлорид-ионов на момент обследования 5,02 г/л *Brachionus plicatilis* Müller составляет 86 % численности и 76,6 % биомассы всего зоопланктона. Постоянная ихтиофауна из-за сильного засоления вод отсутствует. Возможны кратковременные нагульные заходы рыб в нижнем течении засоленных рек в

период весеннего и осеннего половодья.

В верхнем течении воды Волима, выше района воздействия калийного предприятия, характеризуются фоновыми значениями концентрации химических элементов (рис. 8.32). В данных условиях сформировалась изолированная популяция рыб.

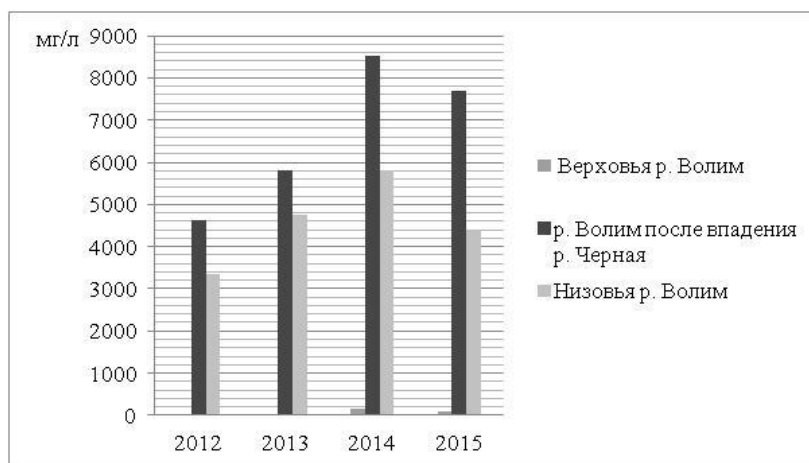


Рис. 8.32. Распределение содержания Cl^- в реке Волим

При впадении высокоминерализованных вод реки Черной общая минерализация вод реки Волим увеличивается в 28,5 раза. Вниз по течению происходит постепенное снижение концентрации загрязнителей за счет разбавления вод Волима незагрязненными ручьями, малыми реками и подземными водами. Расход воды в реке Волим от места впадения реки Черной до приустьевой части увеличивается более чем в 3 раза.

При исследовании зообентоса реки Волим в целом качественные и количественные показатели до и после впадения реки Черной существенно отличаются. Наиболее устойчивыми и информативными являются значение биомассы донных сообществ и видовое разнообразие. При возрастании концентрации Cl^- наблюдается уменьшение общей биомассы в 2–8 раз (рис. 8.33). Исключение составляют результаты исследований 2014 года, которые требуют дополнительного анализа состояния водных объектов на

момент исследования.

Наиболее объективным показателем негативной реакции биотического компонента на засоление является количество обнаруженных видов. Стабильный состав бентоценозов наблюдается в верховье Волима. Здесь отмечается максимальное видовое разнообразие и выравненность донных сообществ. При увеличении содержания Cl^- биоразнообразие снижается в 1,5–3,0 раза (рис. 8.34).

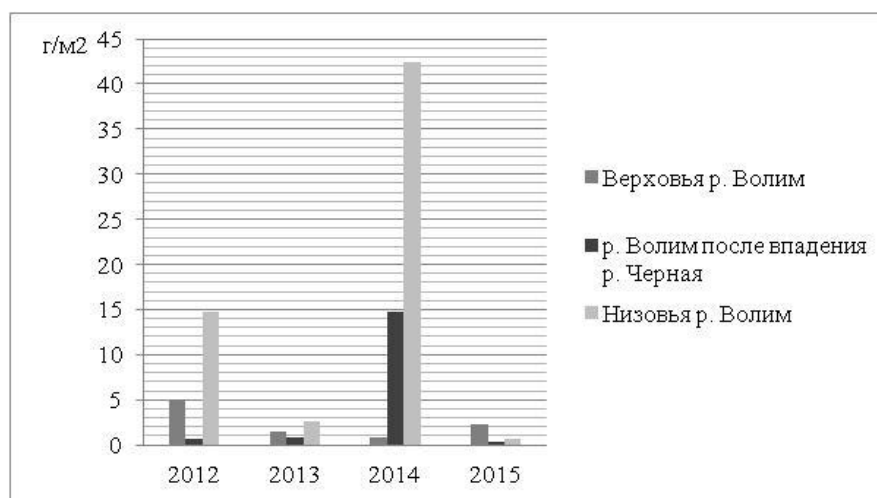


Рис. 8.33. Распределение биомассы бентосных животных в реке Волим

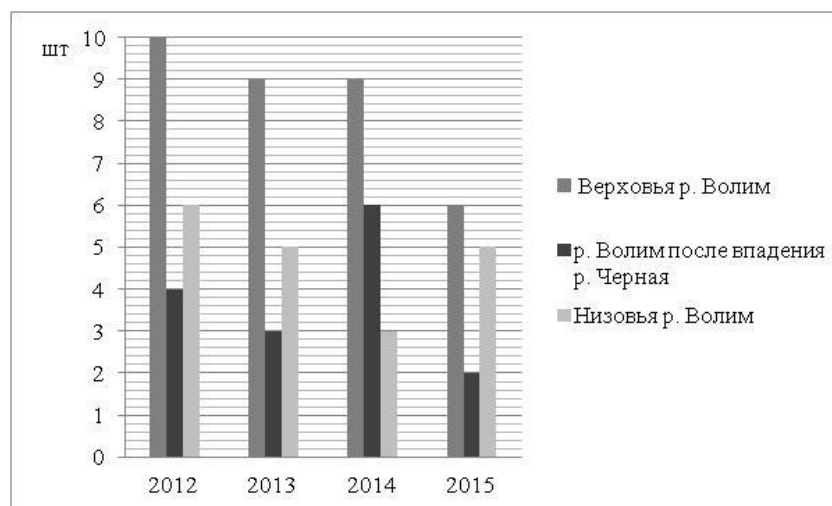


Рис. 8.34. Видовое разнообразие бентосных животных в реке Волим

При снижении солевой нагрузки в низовьях реки Волим наблюдается увеличение биомассы и видового разнообразия донных сообществ. В отличие от

биомассы видовое разнообразие в нижнем течении Волима не восстанавливается на уровне фона.

Значительные изменения наблюдаются и в зоопланктоне. Ниже впадения реки Черной исчезают ветвистоусые рачки, снижается видовое разнообразие коловраток и копепод. Основу планктонных зооценозов составляют галофильные виды коловраток и копепод, имеющие широкое географическое распространение, типичные для мелководных солоноватых водоемов Европейской части России. Одним из наиболее характерных представителей галофильной фауны является *Brachionus plicatilis* Müller.

Ихтиологические исследования показали, что у 42 видов рыб, обитающих в бассейне Средней Камы, в водах реки Волим, отмечается нарушение структуры рыбного населения. В 2013–2014 годах от верховьев Волима до деревни Сибирь зарегистрировано обитание одного вида рыб – речного голяна. После существенного засоления вод Волима в результате впадения правого притока Черной голян перестает отмечаться. Кратковременные заходы эврибионтных видов рыб отмечены в разные годы в низовьях Волима. В уловах из приустьевого участка преобладали плотва, елец и окунь, единичными экземплярами встречались язь, щука и лещ.

Результаты мониторинга химического состава поверхностных вод, видового состава зоопланктона рек и ихтиофауны в районе влияния солеотвала в целом показали объективность биологического мониторинга аквальных экосистем в зависимости от солевой нагрузки. Засоление рек сопровождается снижением общей биомассы, снижением разнообразия видового состава аквальных экосистем с преобладанием галофильных видов коловраток и копепод и отсутствием ихтиофауны.

8.5.2. Наземные экосистемы

Основное воздействие на животный мир связано с повышением шумового фона в период строительства и эксплуатации предприятия, нарушением

целостности территории обитания в результате строительства линейной инфраструктуры и загрязнением окружающей среды. Наименьшее воздействие испытывают млекопитающие и птицы, отличающиеся высокой адаптивностью и мобильностью.

Засоление почв сопровождается гибелью типичных таежных видов растений и стимулирует захват освобождающихся экотопов солеустойчивыми ассоциациями. Растительность представлена в основном луговыми сообществами с антропогенными видами: щучка дернистая *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv., полевица тонкая *Agrostis tenuis* Sibth., мятлик луговой *Poa pratense* L., борщевик сибирский *Heracleum sibirica* L., ежа сборная *Dactylis glomerata* L., тысячелистник обыкновенный *Achillea millefolium* L., бодяк щетинистый *Cirsium setosum* (Willd.) Bess., пырей ползучий *Agropiron repens* (L.) Beauv., вероника длиннолистная *Veronica longifolia* L., лисохвост луговой *Alopecurus pratensis* L., подмаренник северный *Galium boreale* L., горошек мышиный *Vicia cracca* (L.). Из уникальной флоры обнаружен триостренник морской (*Triglochin maritimum* L.). Характерным местом обитания данного растения являются увлажненные соленые почвы северных морских побережий и солончаков.

В местах близкого залегания высокоминерализованных подземных вод на фоне естественной растительности выделяются «соленые болота» (рис. 8.35). Несмотря на очевидное экологическое неблагополучие, обусловленное высоким уровнем засоления, для них характерна весьма устойчивая и продуктивная травянистая формация из сорно-рудеральных и галофитных видов с преобладанием тростника (*Phragmites communis*) и рогоза (*Typha latifolia*). Данные виды в аридных районах используются для улучшения качества дренажных вод [Назармамедов, 2007] за счет поглощения растворенных веществ растениями. Можно предположить, что такие растительные сообщества в некоторой степени снижают солевую нагрузку на нижележащие по профилю катены ландшафты и подземные воды.



Рис. 8.35. Тростниковые солёные болота
(фото выполнено Е. А. Хайрулиной)

В районах шламохранилища и солеотвалов формируются солеустойчивые синантропные сообщества растений (рис. 8.36): полынь обыкновенная *Artemisia vulgaris* L., вейник *Calamagrostis* sp., клевер гибридный *Trifolium hybridum* L., клевер средний *Trifolium medium* L., иван-чай узколистный *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., чина лесная *Lathyrus sylvestris* L., чина луговая *Lathyrus pratense* L., бодяк щетинистый *Cirsium setosum* (Willd.) Bess., короставник полевой *Knautia arvensis* (L.) Coult., подмаренник мягкий *Galium mollugo* L., латук татарский *Lactuca tatarica* (L.) C.A. Mey., нивяник обыкновенный *Leucanthemum vulgare* Lam., горошек мышиный *Vicia cracca* L., мать-и-мачеха обыкновенная *Tussilago farfara* L., тысячелистник обыкновенный *Achillea millefolium* L., одуванчик лекарственный *Taraxacum officinale* Wigg., горчак ястребинковый *Picris hieracioides* L., ежа сборная *Dactylis glomerata* L., мятлик луговой *Poa pratensis* L., бодяк щетинистый *Cirsium setosum* (Willd.) Bess., донник белый *Melilotus alba* Medik, тысячелистник обыкновенный *Achillea millefolium* L., латук татарский *Lactuca tatarica* (L.) C.A. Mey и вейник *Calamagrostis* sp., марь сизая *Chenopodium glaucum*.



Рис. 8.36. Синантропные растительные сообщества вблизи солеотвалов и шламохранилищ (фото выполнено Е.А. Хайрулиной)

Появление клевера гибридного *Trifolium hybridum* L. отражает этап рекультивационных мероприятий с засевом вблизи шламохранилищ и солеотвалов при организационных работах.

Из уникальной флоры вблизи шламохранилища БКПРУ-3 обнаружен триостренник морской (*Triglochin maritimum* L.).

На незначительном удалении формируются вторичные лесные ценозы с преобладанием следующих видов: береза повислая *Betula pendula* Roth, осина *Populus tremula* L., ель сибирская *Picea obovate* Ledeb., рябина обыкновенная *Sorbus aucuparia* L., сосна *Pinus*. При наличии понижений с близким залеганием подземных вод местами встречается высохший лес, преобладает береза повислая *Betula pendula* Roth, осина *Populus tremula* L.

Проективное покрытие достигает 80 %, представлено в основном иван-чаем узколиственным *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop, клевером *Trifolium*. Почвы – однородный глинистый грунт без дифференциации.

Транзитное положение нижележащих природных комплексов обеспечивает отсутствие солевой нагрузки и нормальное функционирование

ценозов. Видовой состав растительности представлен в основном зональными видами: хвощ лесной *Equisetum sylvaticum* L. (проективное покрытие 50 %, вегетация, 40 см), хвощ луговой *Equisetum pratense* Ehrh., дудник лесной *Angelica sylvestris* L. (проективное покрытие 30 %, вегетация, цветение, плодоношение, 110 см), бодяк разнолистный *Cirsium heterophyllum* (L.) Hill (проективное покрытие 20 %, вегетация, цветение, плодоношение, 80 см), костяника обыкновенная *Rubus saxatilis* L., герань лесная *Geranium sylvaticum* L., медуница неясная *Pulmonaria obscura* Dumort., сныть обыкновенная *Aegopodium podagraria* L., чина весенняя *Lathyrus vernus* (L.) Bernh., борец высокий *Aconitum septentrionale* Koelle, звездчатка Бунге *Stellaria bungeana* Fenzl, звездчатка жестколистная *Stellaria holostea* L., чина лесная *Lathyrus sylvestris* L., копытень европейский *Asarum europaeum* L., земляника лесная *Fragaria vesca* L., василистник малый *Thalictrum minus* L., купальница европейская *Trollius europaeus* L., синюха голубая *Polemonium caeruleum* L., манжетка обыкновенная *Alchemilla vulgaris* L., ежа сборная *Dactylis glomerata* L., живучка ползучая *Ajuga reptans* L., ель сибирская *Picea obovata* Ledeb, осина *Populus tremula* L., береза повислая *Betula pendula*.

Состояние ландшафтов в долинах рек существенно различается в зависимости от проявления солевой нагрузки. Так, в районе солеотвала БКПРУ-4 растительность долины реки Быгель представлена зональными видами условно естественного лесного ценоза. При проявлении техногенного заболачивания или близкого залегания засоленных подземных вод в почвах существенно увеличивается содержание солей, что отражается на видовом разнообразии растительности.

Растительность представлена в основном луговыми сообществами с антропогенными видами: щучка дернистая *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv., полевица тонкая *Agrostis tenuis* Sibth., таволга вязолистная *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim., мятлик луговой *Poa pratense* L., борщевик сибирский *Heracleum sibirica* L., ежа сборная *Dactylis glomerata* L., тысячелистник обыкновенный *Achillea millefolium* L., бодяк щетинистый *Cirsium setosum* (Willd.) Bess., пырей ползучий *Agropyron repens* (L.) Beauv., вероника длиннолистная *Veronica*

longifolia L., лисохвост луговой *Alopecurus pratensis* L., подмаренник северный *Galium boreale* L., горошек мышиный *Vicia cracca* L.

При наличии площадной разгрузки подземных вод или заболачивания проективное покрытие резко снижается до 20–30 %, а в некоторых случаях до полного исчезновения растительного покрова.

Микроэлементная насыщенность растений соответствует зональным величинам. Для растений лесной зоны характерно интенсивное биологическое накопление Mn, Zn. Коэффициент биологического накопления (Кб) данных элементов лежит в пределах 1,0–10,0 (табл. 8.11). Элементы биологического захвата ($0,1 < \text{Кб} < 1,0$) формируют ассоциацию Sr, Cr, Cu, Mo, Ba, Cd, состоящую из катионогенных и анионогенных элементов.

На фоне естественного накопления данных элементов проявляется зависимость между содержанием Sr и Rb (рис. 8.37) в листе березы, что свидетельствует о поступлении этих элементов из почв с хлоридными растворами. Это свидетельствует о формировании специфической щелочнометалльной биогеохимической аномалии, развивающейся под влиянием двух факторов: повышенной концентрации Rb в промышленном шламе и подщелачивания почвенной среды, вызывающей его осаждение.

Таким образом, солевой стресс сопровождается гибелью типичных таежных видов растений, однако стимулирует захват освобождающихся экотопов солеустойчивыми ассоциациями. Своеобразной растительной формацией выделяются на фоне естественной растительности «соленые болота».

Таблица 8.11

Коэффициент биологического поглощения Кб

Точка отбора пробы	Be	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Rb	Mo	Cd	Sb	Ba	W	Pb
Природные ландшафты																	
1	0,03	0,01	0,11	3,27	0,05	0,09	0,17	1,67	0,05	0,27	–	0,17	1,44	0,15	0,53	0,09	0,95
2	0,04	0,00	0,02	4,48	0,05	0,23	0,29	6,05	0,23	0,59	0,07	0,24	2,89	0,18	1,02	0,11	0,35
3	0,04	0,01	0,13	3,05	0,07	0,16	0,35	4,88	0,13	0,50	–	0,29	1,77	0,18	0,66	0,11	0,46
Техногенные и природно-техногенные ландшафты																	
4	0,05	0,00	0,00	0,49	0,02	0,04	0,12	1,56*	0,06	0,28	0,02	0,27	0,58	0,14	0,23	0,13	0,07
5	0,03	0,00	0,01	0,19	0,02	0,03	0,13	2,47	0,04	0,89	0,01	0,20	0,30	0,15	0,21	0,11	0,10
6	0,06	0,00	0,00	0,37	0,04	0,07	0,24	4,35	0,02	0,18	–	0,38	0,63	0,13	0,32	0,09	0,04
7	0,04	0,00	0,00	0,24	0,02	0,04	0,19	2,28	0,01	0,37	–	0,74	0,17	0,13	0,13	0,11	0,03
8	0,06	0,00	0,00	2,69	0,24	0,10	0,46	10,75	0,04	0,16	–	0,91	2,16	0,22	0,30	0,03	0,05

Примечание: «*» – жирным шрифтом выделены коэффициенты биологического поглощения >1 (элементы группы биологического накопления).

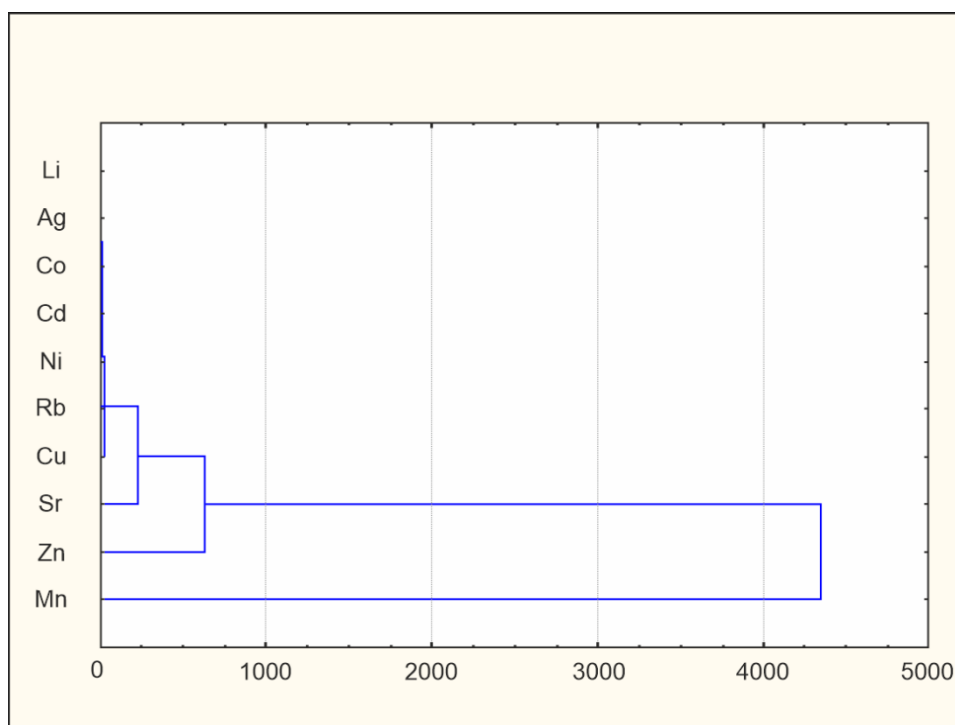


Рис. 8.37. Ассоциации микроэлементов в листе березы

Несмотря на очевидное экологическое неблагополучие, обусловленное высоким уровнем засоления, для них характерна весьма устойчивая и продуктивная травянистая формация из сорно-рудеральных и галофитных видов с преобладанием тростника и мари сизой. Несмотря на интенсивное засоление, сохраняют катионофильный характер накопления микроэлементов.

8.5.3. Микробиоценозы

Процессы галогенеза являются определяющими в формировании бактериальных сообществ ризосферы растений, произрастающих в зоне влияния отходов калийной промышленности [Ястребова и др., 2009]. На техногенно засоленных почвах преобладают галофильные бактерии семейства *Halomonadaceae* и галотолерантные бактерии классов *Actinobacteria* и *Bacilli*.

Микроцинозы, формирующиеся в различных естественных и техногенных экологических нишах, богатых источниками биогенных элементов и

органических субстратов, в условиях увлажнения, аэробно-анаэробного разложения, при нейтральных значениях кислотности отличаются большим таксономическим и функциональным разнообразием. При закислении почвенной или водной среды биоразнообразие существенно снижается ввиду того факта, что устойчивостью к закисленным средам обладает меньшинство представителей микробиоты.

Для изучения таксономического разнообразия микрофлоры образцов техногенно засоленной и закисленной среды бассейна реки Ленвы в сравнении с естественными почвами, не подвергнутыми подобной нагрузке (табл. 8.12), проведен их метагеномный анализ по генам 16S *r*РНК на платформе MiSeq (Illumina).

Таблица 8.12

Характеристика анализируемых проб

Точка отбора	Номер образца	Глубина отбора, см	рН	Примечание
1	1.1	0–2	4,6	Солончак вторичный
	1.2	2–7	5,6	
	1.3	7–14	6,16	
	1.4	14–40	6,03	
2	2.1	0–2	5,34	Аллювиальная солончаковая почва
	2.2	2–6	4,85	
	2.3	6–9	6,17	
	2.4	9–25	6,65	
6	6.1	0–11	7,59	Фоновая аллювиальная почва
	6.2	11–22	6,38	
	6.3	22–40	4,85	
10	1 сол р		5,06	Вода из засоленного ручья

Известно, что на формирование микробного сообщества в почвах значительное влияние оказывают условия увлажнения и доступности субстратов. В результате сравнительного метагеномного анализа было

установлено, что основную часть микробиоты исследованных образцов составляют представители филума *Proteobacteria*, что характерно для сильно увлажненных и обводненных сред. В образцах с точек отбора 2 и 6 с увеличением глубины возрастает доля представителей филумов *Actinobacteria* и *Saccharibacteria*. В образце 6.3, взятом с глубины 22–40 см, также появляется существенное количество *Firmicutes* – 4,24 %, *Verrucomicrobia* – 11,26 % и *Saccharibacteria* – 4,09 %.

В образце донных отложений обводненной зоны при доминировании протеобактерий (61,34 %) 9,14 % составляли актинобактерии и 4,66 % – *Verrucomicrobia*. В воде засоленного ручья, протекающего по долине, 86,67 % составляли протеобактерии, 12,09 % – *Saccharibacteria* и 9,23 % – *Firmicutes* (рис. 8.38).

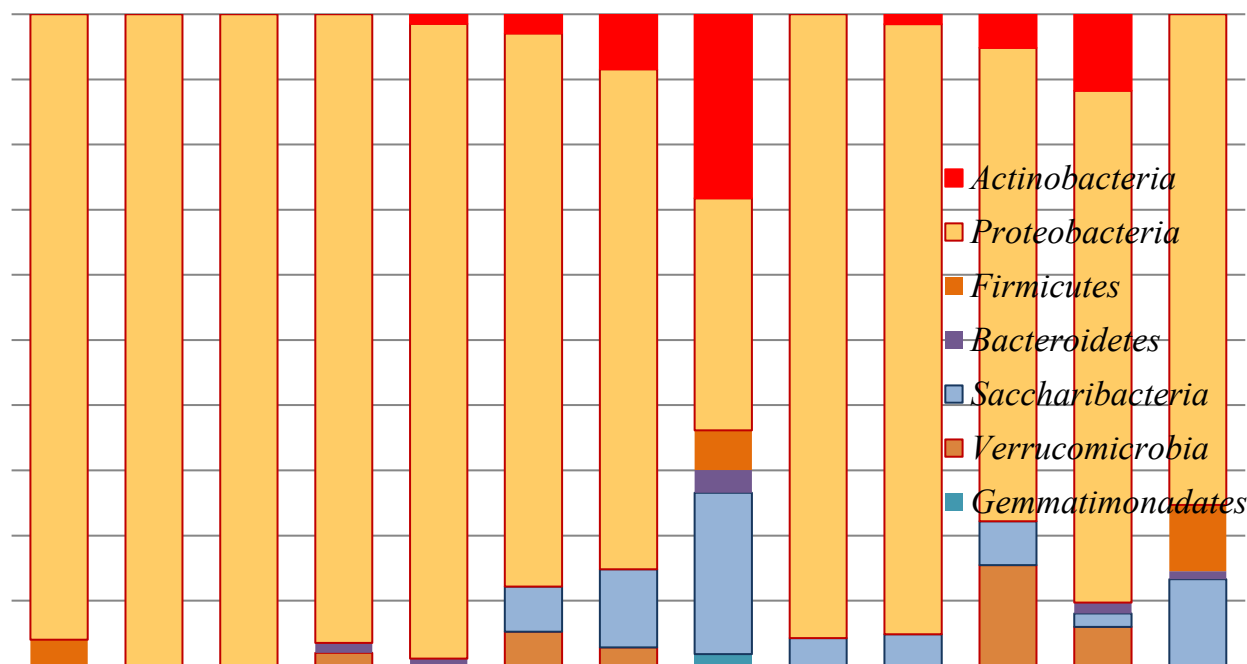


Рис. 8.38. Соотношение идентифицированных филумов домена *Bacteria* в образцах почв, воды и донных отложений долины Ленвы

Также многие протеобактерии способны к анаэробизму. В частности, в работе [Чернов, 2015] было показано, что протеобактерии преобладают в

глубоких слоях различных почв, наиболее бедных легкоусвояемой органикой, но более увлажненных.

Установлено, что в поверхностном образце с точки отбора 1 77 % составляли альфа-протеобактерии рода *Acidisoma*, известные как ацидофильные и психротолерантные микроорганизмы. Также в большом количестве присутствовали ацидофильные бактерии родов *Acidocella*, *Acidophilium*. В образцах из более глубоких слоев (1.2 и 1.3) преобладали гамма-протеобактерии рода *Shewanella* (79 и 75 %), являющиеся морскими микроорганизмами, способными к восстановлению железа и марганца (рис. 8.39).

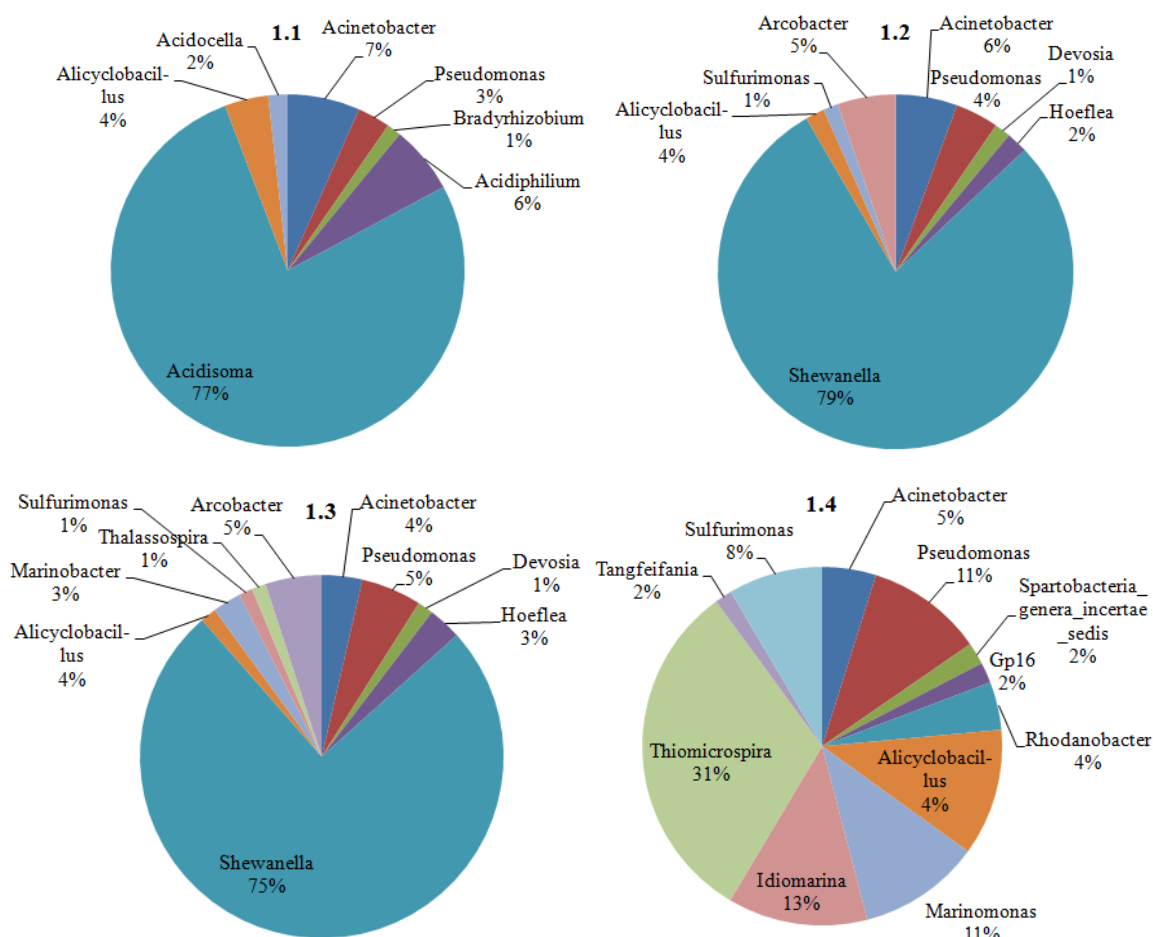


Рис. 8.39. Структура микроценозов образцов почв с точки отбора 1

Во всех указанных горизонтах более 4 % от общего числа бактерий составляли представители рода *Alicyclobacillus* – ацидофильные аэробные бациллы, способные к окислению железа и серы. В горизонте, залегающем на

глубине от 14 до 40 см, в условиях анаэробнозоса состав микрофлоры кардинально менялся. Наиболее многочисленными (26,38 %) на данной глубине были бактерии рода *Thiomicrospira*, известные как анаэробные облигатно-хемолитотрофные бактерии, окисляющие железо и серу. Также в значительном количестве (9–10 %) обнаружены бактерии родов *Marinobacter*, *Marinomonas*, *Idiomarina*, известные как обитатели морской среды, 7 % составляли эпсилон-протеобактерии рода *Sulfurimonas*, известные способностью к денитрификации и окислению серы. Представители всех основных обнаруженных родов известны способностью заселять засоленные среды или обитать в морской среде (рис. 8.40).

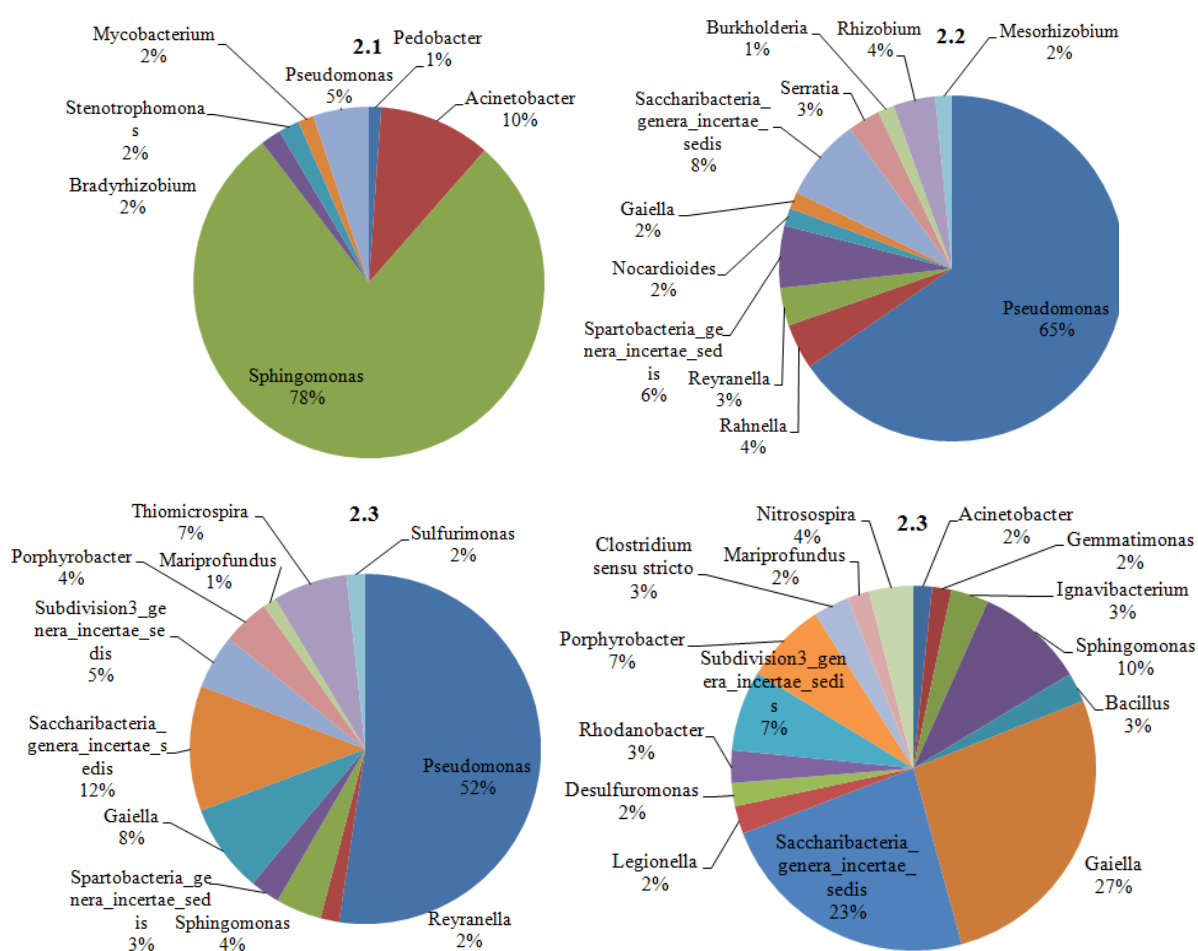


Рис. 8.40. Структура микроценозов образцов почв с точки отбора 2

В точках отбора 2 состав микробиоты значительно отличался от вышеописанного. Доминирующим родом в верхнем слое 3 были хемогетеротрофные альфа-протеобактерии рода *Sphingomonas*, 10,1 % составляли гамма-протеобактерии рода *Acinetobacter*, являющиеся представителями различных обводненных сред. В более глубоких слоях (от 2 до 9 см) доминирующим родом были псевдомонады. Глубже 9 см преобладали актинобактерии рода *Gaiella*, впервые выделенные в Португалии из образцов минеральной воды с высокой степенью минерализации.

Бактерии, способные к сульфуризации и десульфуризации, также встречались в существенном количестве, а именно роды *Desulfuromonas*, *Sulfurimonas* (рис. 8.41).

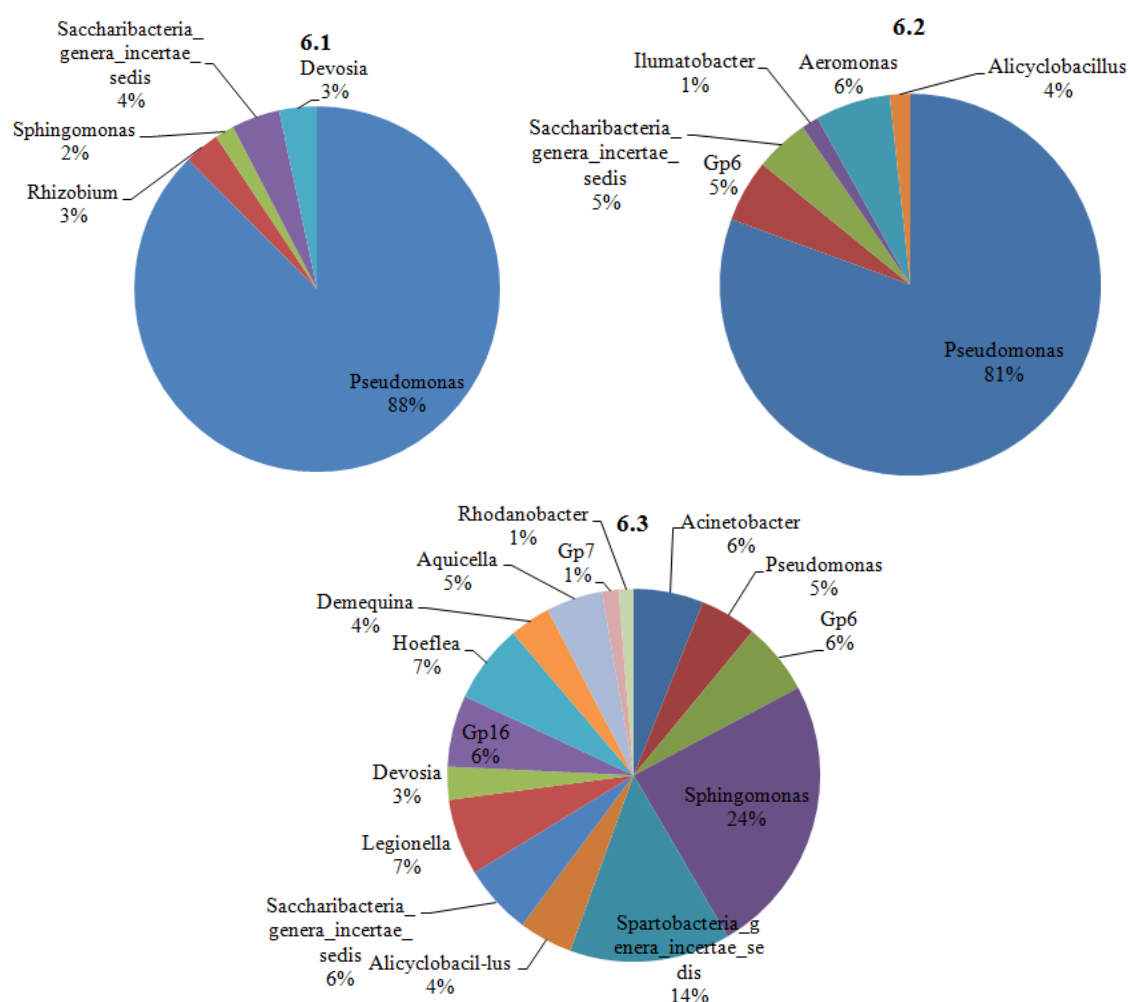


Рис. 8.41. Структура микроценозов образцов почв с точки отбора 6

В верхних слоях почвы в точке отбора 6 доминирующим родом также были гамма-протеобактерии рода *Pseudomonas*, в то время как на глубине более 22 см доминировали хемогетеротрофные альфа-протеобактерии *Sphingomonas*. Также в слоях 2 и 3 наблюдалось присутствие бацилл рода *Alicyclobacillus*, способных к окислению железа и серы (рис. 8.42).

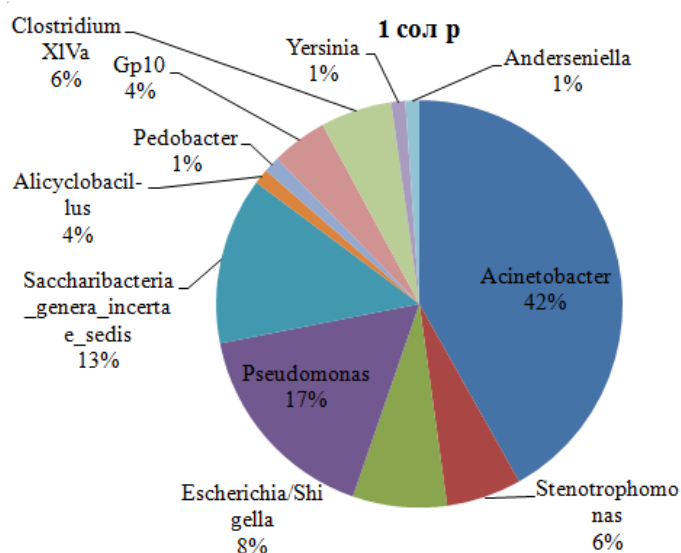


Рис. 8.42. Структура микроценозов засоленного ручья и отложений на дне обводненной зоны

Доминирующими в водной среде были гамма-протеобактерии родов *Acinetobacter* и *Pseudomonas*. Также в большом количестве выявлены протеобактерии кишечной группы *Escherichia / Shigella*, что, вероятно, связано с хозяйственной деятельностью человека. Более 6 % составляли протеобактерии рода *Stenotrophomonas*.

Таким образом, поступление сульфат-ионов с фильтрационными стоками в подземные и речные воды способствует развитию сульфатредукции в анаэробных условиях почвенной среды и донных отложениях благодаря деятельности сульфатредуцирующих бактерий. При доминировании обычных для почвенной и водной среды протеобактерий в почвенных образцах значительную долю составляли бактерии, характерные для морской и других высокоминерализованных сред.

8.6. Ландшафты

В условиях большого количества атмосферных осадков и активной водной миграции водорастворимых солей одним из наиболее важных ландшафтно-геохимических процессов в формировании природно-техногенных геосистем в районах развития галогенных формаций является гидрогенез и его производная – галогенез. В природных условиях галогенез проявляется в аридных и субаридных ландшафтах или в экстраконтинентальных холодных регионах страны. На исследуемой территории процессы галогенеза имеют природное и техногенное происхождение. Природный галогенез встречается в местах разгрузки высокоминерализованных Na–Cl подземных вод, в основном соликамского горизонта. Техногенный галогенез проявляется в районах солеварения, которое было широко развито на данной территории до середины XX века, и на территориях под современным воздействием калийной промышленности.

Базируясь на традиционных работах по классификации аквальных ландшафтов [Перельман, Касимов, 1999] и наземных [Глазовская, 2007; Перельман, Касимов, 1999; Авессаломова, Касимов, 2004] предложена следующая геохимическая структура природных и техногенных ландшафтов в районе развития галогенных формаций (рис. 8.43).

Зональные ландшафтообразующие факторы, определяющие формирование среднетаежных ландшафтов кислого и кисло-глеевого класса, могут быть осложнены близким залеганием соляно-мергельной толщи и выходом на поверхность хлоридно-натриевых вод рассольного горизонта по карстовым и тектоническим трещинам. В данных условиях формируются среднепродуктивные нейтральные или слабощелочные солончатые или слабосолончатые кислородно-глеевые хлоридно-натриевые трансаквальные ландшафты. Преобладание зональных видов водорослей свидетельствует о нормальном функционировании аквальных ландшафтов. При близком залегании хлоридно-натриевых подземных вод в гидроморфных условиях формируются солончаковые ландшафты с образованием вторичных солончаков с сульфатно-

хлоридным натриевым типом засоления. Растительные сообщества представлены солеросом солончаковым *Salicornia perennans* Willd. В условиях промывного режима почв и кислого выщелачивания автономных и трансэлювиальных ландшафтов влияние литолого-геохимического фактора нивелируется.

Техногенные источники поступления солей, в частности солеотвалы и шламохранилища, формируют другую структуру ландшафтов (см. рис. 8.41). Значительная площадь размещения отходов и их автономное положение, обычно на водоразделах, обуславливают появление техногенных отвальных горнопромышленных ландшафтов щелочного класса. Активно мигрируя с подземными водами, техногенное вещество солеотвалов и шламохранилищ поступает в долины рек, трансформируя геохимические параметры зональный лугово-аллювиальных и аквальных ландшафтов.

В условиях техногенного засоления рек в аквальных ландшафтах наблюдается снижение общего уровня биоразнообразия и биомассы водорослей и планктонных сообществ аквальных биотопов с преобладанием солеустойчивых видов. Основную биомассу загрязненных поверхностных вод составляют галофильные виды коловраток и копепод. Отсутствие ихтиофауны в засоленных реках свидетельствует о резком снижении биоразнообразия аквальных экосистем.

Интенсивная солевая нагрузка способствует формированию низкопродуктивных слабощелочных и щелочных сильносолончатых кислородно-сероводородных хлоридно-натриевых трансаквальных ландшафтов (см. рис. 8.43).

В супераквальных ландшафтах в зонах близкого залегания засоленных подземных вод или в районах их площадной разгрузки формируются наземные сульфидные солончаковые ландшафты. Несмотря на высокий уровень засоления, ландшафты сохраняют кислый класс.

Природный галогенез

Латеральная миграция ↓	Наземные	Автономный	Южнотаежные или среднетаежные ландшафты кислого класса
		Трансэлювиальный	Южнотаежные или среднетаежные ландшафты кислого класса
		Трансэлювиальный аккумулятивный	Южнотаежные или среднетаежные аллювиальные ландшафты кислотно-глеевого класса / Солончаки слабо кислого или слабощелочного класса
		Субаквальный	
	Аквальные	Трансаквальный	Среднепродуктивные слабощелочные кислородно-глеевые слабосоленоватые хлоридно-натриевые трансаквальные ландшафты
		Аккумулятивный	Среднепродуктивные щелочные кислородно-сероводородные слабосоленоватые хлоридно-натриевые аккумулятивные ландшафты

Техногенный галогенез

Латеральная миграция ↓	Наземные	Автономный	<i>Техногенные отвальные горнопромышленные ландшафты щелочного класса</i>
		Трансэлювиальный	Южнотаежные или среднетаежные ландшафты кислого класса
		Трансэлювиальный аккумулятивный	<i>Сульфидные солончаки кислого и слабощелочного класса</i>
		Субаквальный	
	Аквальные	Трансаквальный	<i>Низкопродуктивные слабощелочные и щелочные сильносоленоватые кислородно-сероводородные хлоридно-натриевые трансаквальные ландшафты</i>
		Аккумулятивный	

Рис. 8.43. Геохимическая структура природных и техногенных ландшафтов в районе развития галогенных формаций

Проанализировав взаимодействие фильтрационных вод шламохранилища или солеотвалов и компонентов природной среды, можно предложить следующую модель засоления окружающей среды в результате фильтрации рассолов из шламохранилищ и солеотвалов (рис. 8.44).



Рис. 8.44. Модель техногенного миграционного потока в окружающей среде при разработке Верхнекамского месторождения калийных солей

Некоторые из перечисленных ландшафтно-геохимических процессов встречаются в таежных ландшафтах, например сульфидогенез, седиментогенез, оксидогенез, другие же не характерны для этой природной зоны, например галогенез. Поступление техногенных высокоминерализованных вод приводит к активизации существующих и появлению новых ландшафтно-геохимических процессов, формированию специфических природно-техногенных систем с высокой минерализацией и преобладанием галогенеза, сульфидогенеза и

оксидогенеза в подчиненных наземных и аквальных ландшафтах в районах добычи калийно-магниевых солей и разгрузки высокоминерализованных вод.

Засоление почв в районах калийных предприятий сопровождается гибелью типичных таежных видов растений и стимулирует захват освобождающихся экотопов солеустойчивыми ассоциациями. Растительность представлена в основном луговыми сообществами с антропогенными видами. Из уникальной флоры обнаружен триостренник морской (*Triglochin maritimum* L.). При наличии площадной разгрузки подземных вод или заболачивании проективное покрытие резко снижается до 20–30 %, а в некоторых случаях до полного исчезновения растительного покрова.

9. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ КОМПЛЕКСНЫХ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ДЛЯ РАЙОНОВ ОСВОЕНИЯ КАЛИЙНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

Обеспечение экологической безопасности горнодобывающей деятельности требует комплекса природоохранных мероприятий. Эксплуатация месторождений по-разному влияет на компоненты окружающей среды (табл. 9.1). Негативному воздействию подвержены атмосферный воздух, гидрологический и гидрохимический режимы водных объектов, естественный ландшафтный покров территории, а также биоресурсы. С целью оценки степени негативного влияния на окружающую среду, предупреждения и ликвидации чрезвычайных экологических ситуаций необходимо применять комплексный подход к решению возникающих природоохранных задач [Бондарик, Иерусалимская, 2009; Королев, 1995; Мониторинг и методы контроля окружающей среды, 2001; Чижова и др., 2015].

Воздействие калийной промышленности на окружающую среду разнообразно и охватывает многие природные компоненты. В случае затопления шахт катастрофические последствия, сопровождающиеся просадками и провалами, охватывают значительную территорию [Осипов и др., 2016а; Осипов и др., 2016б; Шиман, 1992; Luo et al. 2012; Mozer et al. 2010; Melnichenko, Kuzina, 2010; Andreichuk et al., 2000]. В 1986 году на БКПРУ-3 произошел наиболее крупный провал – глубиной более 100 м, в 2007 году – провал на БКПРУ-1, в 2014 году – провал на СКРУ-1.

Основной спецификой калийного производства является накопление значительного количества отходов в шламохранилищах и солеотвалах с рассолосборниками. Отходы представлены легкорастворимыми компонентами (хлоридами калия, натрия и магния) и содержат большое количество микроэлементов (стронций, марганец, никель, кобальт, хром, цинк и др.), а также реагентов, используемых для обогащения полезных ископаемых. Водные мигранты формируют ореолы загрязнения поверхностных и подземных вод. На

загрязненных почвах происходит замена растительных сообществ на более устойчивые к повышенному содержанию солей и микроэлементов, что приводит к трансформации зональных ландшафтов. Кроме этого, горнодобывающая деятельность сопровождается выбросами различных загрязнителей в атмосферный воздух. С извлечением пород на поверхность возможно поступление радионуклидов. Основное негативное воздействие солеотвалов и шламохранилищ на окружающую среду связано с поступлением дренажных вод солеотвалов и шламохранилищ. Ввиду этого для улучшения состояния окружающей среды на предприятиях калийной промышленности должны быть предусмотрены мероприятия по защите подземных вод в районах расположения солеотвалов и шламохранилищ от дренажных вод и перехват атмосферных осадков. При реализации рекультивационных мероприятий основные проблемы связаны со значительными уклонами солеотвалов (более 30°), активной эрозией поверхности солеотвалов, низким содержанием питательных веществ в отходах, токсичностью и подвижностью водорастворимых солей, высокой стоимостью рекультивации.

Существующий мировой опыт по улучшению экологической ситуации в местах расположения отходов калийной промышленности (солеотвалов и шламохранилищ) позволяет выделить два перспективных направления рекультивационных работ:

- изоляцию отходов от внешнего воздействия путем покрытия непроницаемым материалом, снижение фильтрации атмосферных осадков через вещество солеотвала, сбор дождевых вод с поверхности солеотвала и озеленение;
- активизацию процессов растворения вещества солеотвалов с последующим сбором дренажных и засоленных подземных вод.

Значительные высоты солеотвалов (100–120 м) и активная водная миграция солей требуют проведения комплексных рекультивационных работ, включающих технические и биологические мероприятия.

Таблица 9.1

Характер трансформации природной среды на месторождениях калийных солей на разных этапах разработки

Этапы разработки месторождения	Наиболее типичные загрязнители	Характер трансформации природной среды
Древняя добыча солей	Соли (NaCl), воды минерализацией до 40 г/л	Засоление почв и поверхностных вод, появление солянок, вырубка леса, карстовые процессы
Поисково-разведочные работы	Соли (NaCl), воды минерализацией до 300 г/л	Засоление подземных вод, почв и поверхностных вод
Шахтные работы	—	Проседание земной поверхности, заболачивание
Горнообогатительные работы	Соли, технические воды с минерализацией 300 г/л, микроэлементы, соединения азота и другие органические соединения, в том числе искусственные соединения	Засоление, сульфидогенез, формирование железных шляп, смена видов растительности и гидробионтов, деформация пород и повышение уровня подземных вод

В Германии и Франции, в соответствии с экологической политикой этих стран, уже разработаны и реализуются два метода рекультивации солеотвалов. Первый метод – изменение формы солеотвала и покрытие его поверхности слоем глины и битума для изоляции отходов от атмосферных осадков [Giovanetti, 1998]. На поверхности изоляционного слоя на почвенный покров высаживается травянистая растительность для закрепления грунта. Второй метод – естественное или стимулированное растворение веществ солеотвала со сбором дренажных стоков (рис. 9.1), которые контролируемо сбрасываются в притоки реки Рейн, что приводит к повышению уровня содержания хлоридов в верховьях реки [Baure et al., 2005]. Для уменьшения зоны распространения засоленных подземных вод организована сеть насосных станций ниже солеотвалов по направлению движения подземных вод. На поверхности засоленные подземные воды разбавляются более пресными техническими водами [Giovanetti, 1998].

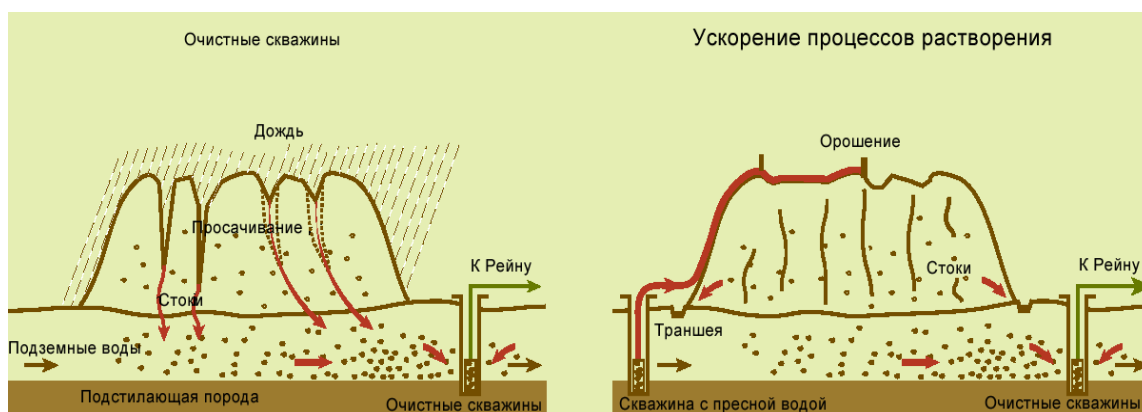


Рис. 9.1. Схема растворения вещества солеотвала на месторождении калийных солей Эльзаса [Giovanetti, 1998]

В Германии для рекультивации солеотвалов был использован комплексный подход, включающий технический и биологический этапы. В Северной Тюрингии галитовые отходы накоплены на шести солеотвалах. Общий объем отходов составляет 168 млн м³. Формирующиеся дренажные воды с содержанием хлоридов 120–150 г/л являются источником загрязнения поверхностных и подземных вод. С 1993 года все калийные шахты закрыты.

Солеотвалы расположены в пределах населенных пунктов. Непосредственно к солеотвалу примыкают сельскохозяйственные земли. Ввиду этого с 90-х годов началась разработка рекультивационных мероприятий.

Поверхность солеотвала террасировалась, склоны выполнялись с помощью грунта и строительного мусора. Сформированный технический слой покрывался почвой. Для снижения фильтрации атмосферных осадков к ядру солеотвала и увеличения испарения создавался растительный пояс. Преимущество отдано древесной растительности, обладающей наибольшей транспирацией. В местах, где использование растительности затруднено, размещаются панели солнечных батарей. Атмосферные осадки собираются в дренажные каналы и в дальнейшем используются для разбавления рассолов.

В настоящее время солеотвал в городе Блайхерод (Bleicherode) на 11 % покрыт лесной растительностью, на 15 % – кустарниками, на 50 % – травянистой растительностью. Для восстановления лесного покрова было использовано несколько видов деревьев: дуб, липа, граб и береза. Основные требования к видам древесной растительности: горизонтальное расположение корневой системы, засухоустойчивость и терпимость к нейтральной или слабощелочной почве. Для засева поверхности солеотвала были использованы только региональные виды растительности. В древесном и кустарниковом ярусах использованы бузина черная *Sambucus nigra* L., виды рода роза *Rosa spp.*, слива растопыренная *Prunus cerasifera* Ehrh., боярышник однопестичный *Crataegus monogyna* Jacq. и клен полевой *Acer campestre* Gilib. Травы в основном представлены крапивой двудомной *Urtica dioica* L., подмаренником цепким *Galium aparine* L., бодяком полевым *Cirsium arvense* L., пыреем ползучим *Elymus repens* L. и чесночницей черешчатой *Alliaria petiolata* (Bieb.) Cava&Grande [Hildmann et al., 2016].

Моделирование фильтрации атмосферных осадков через почвенно-растительный покров показало, что снижение фильтрации составит от 31 до 67 % в зависимости от характера растительного покрова [Hildmann et al., 2016]. В

настоящее время рекультивация данным методом осуществляется на пяти солеотвалах из шести.

Использование данного метода на Верхнекамском месторождении осложнено преобладанием среди видов растительности менее устойчивых к подщелачиванию и засолению видов. Состоящие почти из галита отходы более активно, чем в Германии, вовлекаются в водную миграцию, формируя значительные районы засоления.

Ввиду сложившейся экологической ситуации на Верхнекамском месторождении калийных солей первоочередной задачей мероприятий является снижение фильтрации стоков в местах складирования отходов, поэтому для решения проблем защиты окружающей среды на территории Верхнекамского месторождения необходимо восстанавливать защитный экран в основании солеотвалов, шламохранилищ и рассолосборниках. Работу предлагается проводить в двух направлениях: создание защитного экрана в основании солеотвалов и перехват с поверхности отходов атмосферных осадков [Хайрулина и др., 2019].

Создание защитного экрана в основании солеотвалов

Основной причиной снижения экранирующих характеристик грунтов в основании солеотвалов и шламохранилищ является взаимодействие рассолов и глинистых частиц [Колпашников и др., 2010; Монюшко, Пахомова, 1985; Barbour, Yang, 1993; Osipov, 2012]. Это способствует увеличению фильтрации стоков и дальнейшей миграции загрязнителей в природной среде. В работах Г.А. Колпашникова с соавторами [Колпашников и др., 2010], А.М. Монюшко и С.И. Пахомова [Монюшко, Пахомов, 1985] в лабораторных условиях установлено влияние солей на снижение деформационных свойств и прочностных характеристик глин. Характер изменения свойств глинистых минералов при поступлении вод с обменными катионами Na^+ рассмотрен в работе В.И. Осипова [Osipov, 2012]. Согласно данным исследованиям, минералы монтмориллонитовой группы при увлажнении солевыми растворами разбухают

и теряют свою плотность. Аналогичные исследования проведены S.L. Barbour и N.A. Yang [Barbour, Yang, 1993] на Саскачиванском месторождении калийных солей (Канада), где изучено влияние рассолов на изменение геотехнических свойств Са-монтмориллонитовых глин в основании солеотвалов. Нарушения физико-химических свойств глинистых пород под воздействием хлоридно-натриевых и сульфатно-хлоридно-натриевых подземных вод могут не только вызывать увеличение фильтрации дренажных вод из солеотвалов и шламохранилищ, но и стать причиной осадок фундамента строительных конструкций.

Для снижения водопроницаемости пород используют механические и химические методы, и выбор зависит от условий эксплуатации рудника. Для этого применяют различные изолирующие материалы. В последнее время в конструкции шламохранилищ задействованы новые материалы, например геомембраны [Пат. 2410204; Дашко, Крылов, 1985, Слюсарь и др., 2012], которые показали свою высокую эффективность в предотвращении фильтрации стоков. Тем не менее наиболее распространенным и дешевым способом защиты окружающей среды от поступления загрязнения является использование естественного слабопроницаемого грунтового экрана в основании шламохранилища. При его использовании необходимо учитывать химический состав складированных отходов, который может изменять физико-механические и физико-химические свойства грунтов или восстанавливать защитный экран на существующих техногенных объектах, что является очень сложной задачей.

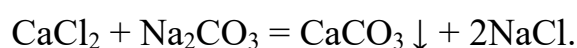
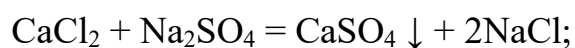
Ранее, в разд. 4, был описан эффект формирования твердого тела [Бачурин и др., 2017; Waste-Rock in Mining Activities, 2009] в результате кристаллизации солей в основании солеотвалов, которое является водоупором для фильтрующихся атмосферных осадков (см. рис. 7.2).

Создание противофильтрационного экрана по периферии солеотвалов и в основании ложа рассолосборников повысит степень изолированности отходов от окружающей среды. Для снижения проницаемости пород и предотвращения дальнейшего развития карстовых явлений на рудниках применяется широкий

арсенал тампонажных составов: растворы на основе портландцемента, глиноземистого и магнезиального цемента, глин, глиноцементных смесей [Трупак, 1956, 1961; Попов, 1984], насыщенные рассолы [Пат. 2363848]. Для этих целей также применяются синтетические смолы КМ-3, разбавленные насыщенным раствором хлористого калия [Ржаницын, 1979], карбамидно-лигнинные составы, меламиноформальдегидные смолы [Старцев, 1988], а также растворы (суспензии, аналогичные глиноцементным), приготовляемые из порошков хлорида натрия или хлорида калия [Пат. 252029 ГДР, 1987]. В каждом конкретном случае выбор метода зависит от условий эксплуатации рудника.

Существенным недостатком известных способов тампонирувания пород водорастворимыми солями является их растворение при изменении состава или разбавлении контактирующего раствора.

Предлагается решить проблему снижения водопроницаемости грунтов путем осаждения солей кальция (сульфата, карбоната), которые практически не растворяются в воде и соляных растворах [Kudryashova et al., 2021]. В качестве исходных растворов использованы эвтонический раствор четырехкомпонентной системы $KCl - NaCl - CaCl_2 - H_2O$ [Коган и др., 1963; Коган и др., 1969], а также осадителей – насыщенные растворы сульфата и карбоната натрия, серная кислота. Эффективность тампонирувания пород оценивалась по скорости фильтрации воды или раствора через породу (песок, сильвинит, галит) до и после кристаллизации солей кальция. На основании результатов лабораторных экспериментов установлено, что осаждение сульфата кальция в большей степени отвечает задаче тампонирувания пород. Предложена схема создания защитных экранов в основании солеотвалов и шламохранилищ калийных предприятий. Осаждение солей кальция может рассматриваться как превентивная мера для дополнительной гидроизоляции пород в местах добычи полезных ископаемых шахтным способом.



Первый этап заключается в снижении водопроницаемости основания солевых пород с помощью метода тампонирующей кристаллизации водорастворимых и водонерастворимых солей [Пат. РФ 2743977]. Растворимость карбоната кальция в растворах хлорида натрия значительно ниже, чем у сульфата кальция, однако карбонат менее эффективно снижает водопроницаемость грунтов. Возможность использования эвтонического раствора трехкомпонентной системы $KCl - NaCl - CaCl_2 - H_2O$ в соляных горных породах обусловлена тем, что в нем не происходит растворение сильвинита и галита. Высокая плотность эвтонического раствора приводит к образованию расслаивающейся системы с раствором хлорида натрия, которая сохраняется в отсутствие перемешивания в течение достаточно длительного времени и позволяет минимизировать контакт раствора с породой.

Эффективность тампонирующей кристаллизации пород сульфатом и карбонатом кальция оценивалась по скорости фильтрации воды, насыщенных растворов хлорида натрия или калия через породу до и после кристаллизации солей кальция. Полученные данные представлены в табл. 9.2. Установлено, что в ряде случаев скорость фильтрации снижалась более чем на 90 %.

Таблица 9.2

**Скорость фильтрации растворов до и после кристаллизации
солей кальция**

Вид породы	Первоначальная скорость фильтрации, л/ч	Скорость фильтрации после кристаллизации солей кальция, л/ч			Скорость фильтрации, % от первоначальной		
		CaSO ₄		CaCO ₃	CaSO ₄		CaCO ₃
		Раствор Na ₂ SO ₄	40%-ный раствор H ₂ SO ₄		Раствор Na ₂ SO ₄	40%-ный раствор H ₂ SO ₄	
Песок	1,440	0,470	0,220	0,490	32,6	15,3	34,0
Галит	0,320	0,156	0,023	0,186	48,8	7,2	58,1
Сильвинит	0,450	0,360	0,024	0,082	80,0	5,3	18,3

Проведенные лабораторные эксперименты по снижению водопроницаемости пород (речной песок, галит и сильвинит) показали:

- высокая плотность эвтонического раствора ($\rho_4^{25} = 1,469 \text{ г/см}^3$) приводит к образованию расслаивающейся системы с раствором хлорида натрия, которая сохраняется при отсутствии перемешивания в течение достаточно длительного времени и позволяет минимизировать контакт раствора хлорида натрия с соляной породой;
- наиболее эффективным способом снижения водопроницаемости грунтов является осаждение сульфата кальция;
- растворимость карбоната кальция в растворах хлорида натрия значительно ниже, чем у сульфата кальция, однако карбонат менее эффективно снижает водопроницаемость грунтов;
- соли кальция (сульфат, карбонат, силикат) практически не растворяются в воде и малорастворимы в растворах хлорида натрия. Так, растворимость гипса в растворе 1 моль/л хлорида натрия составляет 7 г/л, карбоната кальция – 0,05 г/л;
- осаждение сульфата кальция рекомендуется в грунтах вблизи соляных пород, что позволит снизить их водопроницаемость и минимизировать контакт соляных пород с растворами хлорида натрия и водой;
- участки грунтов, наиболее подходящие для засоления, выбираются на основании геологических данных. Основные показатели грунтов – их местоположение, обводненность, коэффициент фильтруемости и т. д.;
- предлагаемый способ снижения водопроницаемости грунтов может рассматриваться как превентивная мера для дополнительной гидроизоляции соляных пород;
- экологическая безопасность обусловлена использованием соединений, которые уже присутствуют в горных породах;
- экономическая целесообразность связана с низкой стоимостью и доступностью используемых для тампонажа солей. Хлорид натрия является

побочным продуктом переработки калийных руд, а хлорид кальция – производства соды.

Схема создания защитного экрана представлена на рис. 9.2.



Рис. 9.2. Создание защитных экранов путем осаждения водонерастворимых солей кальция в районах солеотвалов

Перехват атмосферных осадков

Перехват атмосферных осадков можно осуществлять несколькими способами: создание на поверхности солеотвалов замкнутых микробассейнов выщелачивания или установка на откосах контрбарьеров [Копшталеv и др., 2016]; покрытие изоляционным материалом поверхности солеотвала [Hildmann et al., 2016; Giovanetti, 1998]; организация почвенно-растительного покрова для увеличения испарения атмосферных осадков с поверхности солеотвала

[Hildmann et al., 2016]. Все способы предусматривают инженерно-технический этап (террасирование, выхолаживание склонов), два последних – формирование почвенно-растительного покрова. При использовании изолирующего материала растительный покров представлен травянистой растительностью с мощной корневой системой для укрепления склонов. Во втором случае предпочтение отдается древесной растительности, обладающей высокой транспирацией. В рамках проводимых мероприятий создается система дренажных каналов и насосных скважин для сбора засоленных подземных вод.

При разработке методов рекультивации солеотвалов на Верхнекамском месторождении калийных солей нами предлагается реализовать второй вариант [Хайрулина и др., 2019]. *Техническая рекультивация* может осуществляться с помощью строительных отходов, накопленных в городах Березники и Соликамск, и вскрышных пород. Слой строительных отходов обеспечит приемлемые для рекультивационных мероприятий уклоны, будет являться буфером при капиллярном движении солей. Анализ научной литературы [Bioremediation of Salt Affected Soils, 2017; Biosaline Agriculture and Salinity Tolerance in Plants, 2015; Amini et al., 2006] показал, что присутствие кальцита или гипса способствует снижению токсичного эффекта солей в почве. Кислоты, образующиеся в корневой системе и при разложении органических веществ, способствуют растворению кальцита и гипса с высвобождением кальция, который участвует в ионообменных процессах с натрием в почвах. Формирование органоминерального грунта для последующего образования почвенного покрова с повышенным содержанием органического вещества и элементов питания также позволит увеличить устойчивость растений к засолению [Meena et al., 2016; Troeh, Thompson, 2005].

Биорекультивация должна стать важнейшим этапом улучшения состояния природной среды в районах воздействия калийных предприятий. Основными требованиями к растительному покрову при рекультивации солеотвалов должны являться значительная фитопродуктивность, наличие мощной корневой системы и интенсивное поглощение растениями влаги.

Анализ возможности засева солеотвалов солеустойчивыми видами растений для снижения засоления почв показал, что эти технологии достаточно разработаны и внедрены в засушливых регионах России. Методы рассоления почв предусматривают два этапа. Первый этап – подача воды в зону корневой системы растений и сбор засоленной воды в дренажные каналы. Второй этап – биоремедиация: удаление солей из верхнего слоя почвы с помощью растений-галофитов, высаживаемых на орошаемой площади с последующим их скашиванием и вывозом за пределы участка. В качестве галофитных растений используются: солерос европейский *Salicornia europaea* L. и сарсазан шишковатый *Halocnemum strobilaceum* (Pall.) M. Bieb и ксероморфные растения кокек, лебеда белая *Atriplex cana* C.F. Mey и биюргун, ежовник солончаковый *Anabasis salsa* (C.A. Mey) Benth. ex Volkens [Тазиева и др., 1998], ячмень солончаковый *Hordeum secalinum* Schr [Гладков, Демин, 2003], солянка холмовая *Salsola collina* Pall. и солянка русская *Salsola ruthenica* Pjlin, виды полыни *Artemisia* sp. [Ягафарова и др., 2012], астра морская *Aster tripolium* (DC.) Nyman [Таранынов, Ильминских, 2017], виды кохии, прутняка *Kochia* Roth. (песчаный и солонцовый экотипы), виды житняка *Agropiron* Gaertn., пырей солончаковый *Agropiron elongatum* (Host) P. Beauv [Бурлова, Зеленская, 2017] и др. Данные виды растений являются солеустойчивыми представителями аридных экосистем, в период вегетационной активности они накапливают соли. Это обстоятельство ограничивает использование данных видов для рекультивации засоленных почв в зоне таежных лесов.

Основной эффект уменьшения содержания солей связан с промыванием почвенного профиля, а использование травянистых растений улучшает агрохимические свойства верхнего горизонта почв и лишь незначительно снижает содержание солей [Biosaline Agriculture and Salinity Tolerance in Plants, 2015; Amini et al., 2006]. В условиях рекультивации солеотвалов использование промывной системы полива активизирует процесс засоления верхних горизонтов почв, поэтому существующие способы рассоления почв не подходят

для отходов калийного производства, а в районах засоления почв приведут к временному эффекту.

Использование галофитных, солеустойчивых растений для засева верхнего горизонта солеотвалов является малоэффективным. Несмотря на процессы вымывания солей из верхнего горизонта солеотвалов, содержание галита в потенциально корнеобитаемом слое достигает 85 %, что не позволяет развиваться даже галофитной растительности. При высевании данных видов растений возникнут проблемы адаптации к региональным климатическим условиям и ограниченности семенной базы. Короткий вегетационный период в умеренных широтах не позволит вызревать семенам, а низкие зимние температуры могут привести к вымерзанию посевов.

Использование для посевов региональных галофитных дикоросов малоперспективно. Например, в Пермском крае распространение солероса солончакового *Salicornia perennans* Willd. ограничено только районом разгрузки древних рассолоподъемных скважин вблизи села Усть-Игум [Хайрулина и др., 2017]. Особенности галофита являются низкая биомасса, слабая корневая система и чувствительность к увлажнению, что делает его малоэффективным для рекультивации солеотвалов Верхнекамского месторождения.

На белорусских калийных предприятиях предлагается использовать солеустойчивые виды растений: лебеду *Atriplex holocarpa* F. Mueller, люцерну *Medicago* L., солодку голую *Glycyrrhiza glabra* L., прибрежницу солончаковую *Aeluropus littoralis* (Gouan) Parl., овсяницу луговую *Festuca pratensis* L., мятлик луговой *Poa pratensis* L. [Басалай и др., 2015]. По источнику [Басалай и др., 2015] можно заключить, что они могут быть основой растительного покрова вблизи солеотвалов и выдерживать поступление солей с атмосферными выпадениями.

На территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей по результатам наших исследований [Хайрулина и др., 2019] и работ других авторов [Еремченко и др., 2013; Шишконокова, 2017] из солеустойчивой флоры обнаружены: бескильница расставленная *Puccinellia distans* (Jacq.) Parl., латук татарский *Lactuca tatarica* (L.) С.А. Меу, марь сизая *Chenopodium glaucum* L.,

лебеда раскидистая *Atriplex patula* L., триостренник приморский *Triglochin maritimum* L. и др. Характерным местом обитания данных видов являются засоленные почвы.

Наиболее распространены в районах солеотвалов и шламохранилищ: вейник наземный *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth., кострец безостый *Bromopsis inermis* (Leyss.), пырей ползучий *Elytrigia repens* (L.) Nevski, тимopheевка луговая *Phleum pratense* L., чина луговая *Lathyrus pratensis* L., нивяник обыкновенный *Leucanthemum vulgare* Lam., донник белый *Melilotus albus* Medikus, клевер ползучий *Trifolium repens* L. и др.

В древесном и кустарниковом ярусах преобладают виды березы *Betula sp.*, ивы *Salix* и осины *Populus tremula* L.

Для перехвата атмосферных осадков с поверхности солеотвалов наиболее перспективным является формирование сплошного злаково-разнотравно-кустарникового покрова с древесными видами. Для создания травянистого покрова наиболее подходящими видами являются вейник наземный, овсяница луговая, лебеда раскидистая, марь сизая, донник белый, латук татарский. Могут быть использованы бескильница расставленная и триостренник приморский при сохранении засоления почв.

С целью увеличения транспирации атмосферных осадков кроме травянистой растительности нами предлагается использовать древесно-кустарниковые виды. В лесных экосистемах из общего количества получаемых осадков вновь возвращается в атмосферу за счет перехвата и испарения с листовых пластин более половины объема воды – 53 %. Основная доля влаги, участвующая во влагообороте, приходится на транспирацию. В гумидных условиях тайги на единицу продуцируемой березой фитомассы расходуется до 320 единиц воды. Для хвойных пород данный показатель существенно ниже и составляет 260 единиц [Ворончихина, 2008].

Схематический план комплексных рекультивационных работ, включающих технические и биологические мероприятия, представлен на рис. 9.3.



Рис. 9.3. Схематическая конструкция рекультивируемого солеотвала

В качестве древесных растений и кустарников для рекультивации солеотвалов нами предлагается использование видов березы, ивы и осины. Они встречаются в районах естественного и антропогенного засоления на территории Верхнекамского месторождения, неприхотливы к почвенным условиям, могут произрастать на почвах с нейтральным pH, обладают высоким показателем транспирации. Использование хвойных видов из-за особенностей распространения корневой системы, чувствительности к pH почвенных растворов и низких показателей транспирации не целесообразно. Проведение тестовых посевов рекомендуемых видов на рекультивируемых солеотвалах позволит выявить наиболее приспособленные виды в зависимости от локальных условий на поверхности солеотвала.

Таким образом, для улучшения экологической ситуации на территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей нами предлагается вести природоохранную деятельность в двух направлениях: восстановление защитной функции пород в основании объектов хранения отходов и защита солесодержащих отходов от атмосферных осадков. Восстановление экрана в основании солеотвалов возможно с использованием метода тампонирувания горных пород с помощью процесса направленной кристаллизации

водорастворимых и водонерастворимых солей. Данная схема должна быть дополнена включением дренажных каналов и насосных скважин для сбора засоленных подземных вод.

Комплекс мероприятий, направленных на перехват атмосферных осадков, включает формирование на солеотвале почвенно-растительного покрова с предварительной технической рекультивацией строительными отходами и вскрышными породами. Среди видов травянистой растительности предлагается вейник наземный, овсяница луговая, лебеда раскидистая, марь сизая, донник белый, латук татарский. Кустарниковая и древесная растительность может быть представлена березой, ивой и осиной. Данные виды встречаются на засоленных почвах обследуемых экосистем, неприхотливы к низким агрохимическим показателям и щелочной среде почвенных растворов. Особая роль в методах рекультивации отводится лесной растительности, которая обладает наиболее высоким транспирационным потенциалом.

Рекультивационные мероприятия дополняются системой мониторинга состояния окружающей среды, учитывающей характер распределения водорастворимых солей и сопутствующих микроэлементов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучение процессов формирования засоления наземных и аквальных ландшафтов в районах развития галогенных формаций представляет собой сложную исследовательскую задачу. Сочетание природных и техногенных факторов обуславливает проявление прямых и опосредованных ландшафтно-геохимических процессов.

Основным фактором формирования природно-техногенных ландшафтов в условиях гумидного холодного климата является водная миграция водорастворимых солей и примесей, поступающих с фильтрационными водами солеотвалов и шламохранилищ.

Характер поступления поллютантов определяет локализацию техногенных геохимических аномалий. Атмотехногенная миграция формирует ореол загрязнения вблизи солеотвалов и шламохранилищ и проявляется в засолении почвенного покрова, смене растительных видов на солеустойчивые. Поступление загрязнителей с дренажными стоками в подземные и поверхностные воды формирует второй вид засоления, который отличается большей солевой нагрузкой и проявляется на значительном удалении от источников загрязнения в долинах загрязненных рек.

Среди техногенных факторов, определяющих миграцию поллютантов, первое место принадлежит внутренним факторам, связанным с химическими свойствами загрязнителей (высокая растворимость, активное участие в ионном обмене, биотоксичность). Высокие концентрации данных элементов приводят к смене класса наземных и аквальных ландшафтов с гидрокарбонатно-кальциевого на хлоридно-натриевый. При естественном и древнем антропогенном источнике поступления высокоминерализованных вод формируются среднепродуктивные нейтральные или слабощелочные солоноватые либо слабосолоноватые кислородно-глеевые хлоридно-натриевые трансаквальные ландшафты. На уровне фона средняя продуктивность ландшафтов свидетельствует об адаптации живого компонента ландшафтов к

солевой нагрузке, что не наблюдается в их техногенных производных. В районах воздействия калийной промышленности формируются низкопродуктивные слабощелочные и щелочные сильносолончатые кислородно-сероводородные хлоридно-натриевые трансаквальные ландшафты.

При прогнозе влияния аварийных разливов рассолов на поверхность почвы необходимо учитывать эволюцию засоления в гумидных условиях Пермского края. При выносе из почвенного профиля ион-хлоридов хлоридное засоление почв трансформируется в сульфатное засоление, которое является не менее токсичным для растений и использование содержания ион-хлорида в качестве индикатора не отражает реальную экологическую ситуацию почвенного покрова.

Опосредованные ландшафтно-геохимические процессы связаны с активизацией процессов выщелачивания и ионного обмена в системе вода–порода, что обеспечивает повышенное содержание кальция, магния, сульфатов и железа в подземных и поверхностных водах, почвах. Повышенное содержание сульфатов и железа способствует формированию специфических сульфидных солончаковых ландшафтов на фоне зональных кислых таежных ландшафтов.

В связи с высокой вариативностью основных загрязнителей (макрокомпонентов) в снеге, поверхностных и подземных вод и наложением природной и техногенной геохимической аномалии высокую эффективность показало использование соотношений химических элементов в качестве эколого-геохимических индикаторов трансформации химического состава атмосферы и гидросферы.

Для оценки трансформации химического состава снежного покрова в результате поступления выбросов калийных предприятий использованы соотношения Cl / Na (моль), Cl / SO_4 (моль), Na / K (моль). Высокое содержание Cl^- относительно Na^+ свидетельствует о том, что Cl^- поступают в атмосферу не только с NaCl , но и с KCl . Это подтверждает и показатель Na / K , наименьшие значения которого фиксируются в промышленной зоне калийных предприятий.

Об исключительно техногенном характере высоких концентраций Cl^- в атмосферном воздухе свидетельствует соотношение Cl / SO_4 в снежном покрове.

Для выявления роли природных и техногенных факторов в повышенной минерализации водных потоков и анализе процессов ионного обмена и выщелачивания в поверхностных и подземных водах предложены 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.

Полученные знания о природных и техногенных факторах формирования засоления в районах разработки галогенных формаций позволяют прогнозировать экологическую ситуацию и разрабатывать природноохранные мероприятия, обеспечивающие экологическую безопасность производства калийных солей.

Список литературы

1. ГН 2.1.5.1315–03. Гигиенические нормативы. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Доступ из справ.-прав. сист. «КонсультантПлюс».
2. ГОСТ 4233–77. Натрий хлористый. Технические условия. Доступ из справ.-прав. сист. «КонсультантПлюс».
3. ГОСТ 4568–95. Калий хлористый. Технические условия. Доступ из справ.-прав. сист. «КонсультантПлюс».
4. МУ 2.1.7.730–99. Почва, очистка населенных мест, бытовые и промышленные отходы, санитарная охрана почвы. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. Доступ из справ.-прав. сист. «КонсультантПлюс».
5. Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно-допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения: Приказ Министерства сельского хозяйства РФ № 522 от 13.12.2016 г. Доступ из справ.-прав. сист. «КонсультантПлюс».
6. Абатуров А. В. Лесная древесная растительность как индикатор состояния окружающей среды // Биондикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосковья. – М.: Наука, 1982. – С. 97–102.
7. Авессаломова И. А., Касимов Н.С. Геохимия ландшафтов горнорудных районов // География, общество, окружающая среда. Т. IV: Природно-антропогенные процессы и экологический риск / под ред. проф. С. М. Малхазовой и проф. Р. С. Чалова. – М.: «ИД «Городец», 2004. – 616 с.
8. Азаренко Ю. А. Содержание микроэлементов в растительности на почвах солонцовых комплексов Омской области // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – 2011. – № 10 (84). – С. 28–33. EDN: OHYVVF

9. Алексеев В. А. Экологическая геохимия. – М.: Логос, 2000. – 627 с. ISBN: 5-88439-001-7 EDN: TVLODL
10. Алифорова С. Н. Активация процессов флотации шламов и сильвина при обогащении калийных руд: автореф. дис. ... канд техн. наук. – Екатеринбург, 2007. – 21 с. EDN: NJDBDZ
11. Андрейчук В. Н. Карст солесотвалов: условия развития // Инж. геол. карста: докл. междунар. симпоз. – Пермь, 1993. – Т. 2. – С. 177–182.
12. База данных «Архив погоды» [Электронный ресурс]. – URL: <https://rp5.ru/> (дата обращения: 25.05.2020).
13. Базилевич Н. И., Панкова Е. И. Методические указания по учету засоленных почв. – М., 1968. – 89 с.
14. Базилевич Н. И., Панкова Е. И. Опыт классификации почв по засолению // Почвоведение. – 1968. – № 11. – С. 3–16. EDN: XMKFVB
15. Барях А. А., Евсеев А. В. Ликвидация калийных рудников и соляных шахт: обзор и анализ проблемы // ГИАБ. Горный информационно-аналитический бюллетень / MIAB. Mining Informational and Analytical Bulletin. – 2019. – № 9. – С. 5–29. DOI: 10.25018/0236-1493-2019-09-0-5-29 EDN: SQSOIC
16. Басалай И. А., Бельская Г. В., Сурунгович Н. В. Пути сокращения засоления и восстановления почв в районах производственной деятельности ОАО «Беларуськалий» // Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства: IV междунар. науч. экол. конф., г. Краснодар, 24–25 марта 2015 г. – Краснодар, 2015. – С. 435–439. EDN: UDQCBR
17. Бассейновый анализ потоков веществ в системе Селенга–Байкал / Н. С. Касимов [и др.] // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 2016. – № 3. – С. 67–81. EDN: XHFHXJ
18. Бачурин Б. А., Хохрякова Е. С. Технологические геохимические барьеры и формирование техногенно-минеральных образований калийного производства // Тр. VI Всерос. симп. с междунар. участием и XIII Всерос. чтений памяти акад. А. Е. Ферсмана. – Чита, 2016. – С. 277–285.

19. Бачурин Б. А. Технологическая экогеохимия горного производства // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). – 2006. – № 8. – С. 148–153. EDN: HZUZGB
20. Бачурин Б. А., Сметанников А. Ф., Хохрякова Е. С. Эколого-геохимическая оценка продуктов переработки глинисто-солевых шламов калийного производства // Современные проблемы науки и образования. – 2014. – № 6. – С. 32. EDN: TGQBQB
21. Бачурин Б. А., Бабошко А. Ю. Эколого-геохимическая характеристика отходов калийного производства // Горный журнал. – 2008. – № 10. – С. 88–91. EDN: KUYRRL
22. Бельтюков Г. В. Карстовые и гипергенные процессы в эвапоритах: дис. ... д-ра геол.-минерал. наук. – Пермь, 2000. – 346 с. EDN: QDHGWP
23. Бельтюков Г. В., Семенов Н. И. О возможности развития карстовых процессов под влиянием древних рассолоподъемных скважин // Вопросы карстоведения. – Пермь, 1970. – Вып. II. – С. 65–70.
24. Бельтюков Г. В. Основные источники загрязнения подземных и поверхностных вод на территории Верхнекамского месторождения калийных солей // Вестник Пермского университета. Сер. Экология. – 1996. – Вып. 4. – С. 128–140.
25. Бельтюков Г. В., Морозов Л. Н. Палеокарст Верхнекамского соленосного бассейна // Советская геология. – 1975. – № 9. – С. 138–143.
26. Бельтюков Г. В. Современный карст Верхнекамского соленосного бассейна // Гидрогеология и карстоведение. – 1977. – Вып. 8. – С. 56–60.
27. Бельтюков Г. В. Техника проходки старинных рассольных скважин // Соль и освоение края: материалы науч.-практ. конф. – Соликамск, 1988. – С. 99–102.
28. Богашова Л. Г. Влияние галогенных процессов на гидро-, лито- и биосферу Земли // Геохимия. – 2011. – № 9. – С. 981–992. EDN: NYHQNV
29. Бондарик Г. К., Иерусалимская Е. Н. Научные основы и методика организации режимной сети мониторинга региональных природно-технических

систем // Известия высших учебных заведений. Геология и разведка. – 2009. – № 5. – С. 56–62. EDN: LLZWFZ

30. Бутырина К. Г. Карст бассейна нижней Косьвы и его влияние на химический состав речных вод // География Пермской области. – Пермь, 1966б. – Вып. 3. – С. 143–154.

31. Бутырина К. Г. Карстовые озера бассейна нижней Косьвы // Гидрогеология и карстование. – Пермь, 1966а. – Вып. 3. – С. 150–159.

32. Василевич М. И., Безносиков В. А., Кондатенок Б. М. Накопление растворимых и малорастворимых форм металлов в снежном покрове таежной зоны европейского северо-востока России // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2015. – № 2. – С. 111–118. EDN: TSAVXD

33. Василевич М. И., Симакин Л. В. Особенности формирования химического состава снежного покрова на территории Печоро-Илычского биосферного заповедника // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2017. – № 5. – С. 48–56. EDN: ZEOKGP

34. Васильев А. А., Романова А. В. Железо и тяжелые металлы в аллювиальных почвах Среднего Предуралья. – Пермь, 2014. – 232 с. ISBN: 978-5-94279-210-7 EDN: YNFKVR

35. Виноградов Б. В., Орлов В. П., Снакин В. В. Биотические критерии выделения зон экологического бедствия России // Изв. АН. Сер. географ. – М., 1993. – № 5. – С. 77–89.

36. Винокурова Р. И., Осипова В. Ю., Латынова В. З. Содержание микроэлементов в структурных частях хвойных деревьев // Экологические проблемы и пути их решения в зоне Среднего Поволжья. – Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 1999. – С. 61–62.

37. Влияние влажности и солей на прочностные и деформационные свойства дисперсных грунтов / Г. А. Колпашников [и др.] // Наука и техника. – 2010. – № 2. – С. 5–7. EDN: UDOYUX

38. Влияние загрязнения шламами и нефтью на химические показатели верхового торфа в среднем Приобье / Ю. Н. Водяницкий [и др.] // *Агрохимия*. – 2012. – № 8. – С. 48–56. EDN: PCHESEX
39. Влияние пермских соляных промыслов XV–XIX вв. на трансформацию лесов: опыт оценки масштабов воздействия / А. А. Алейников [и др.] // *Russian Journal of Ecosystem Ecology*. – 2018. – Vol. 3 (1). – С. 1–12. DOI: 10.21685/2500-0578-2018-1-2 EDN: YTXNUH
40. Влияние сульфатного засоления на ростовую активность и водный обмен тритикале озимого сорта «Трибун» / Т. Н. Евграшкина [и др.] // *Вестник Воронежского государственного университета. Сер. Химия. Биология. Фармация*. – 2019. – № 3. – С. 34–41. EDN: MXPHGU
41. Воздействие техногенного галогенеза на водосборные ландшафты речных долин и водные системы (на примере юга Тюменской области) / И. Г. Сванидзе [и др.] // *Водные ресурсы*. – 2014. – Т. 41, № 1. – С. 94–103. DOI: 10.7868/S0321059614010118 EDN: RPSCIT
42. Володько И. К. Микроэлементы и устойчивость растений к неблагоприятным факторам. – Минск, 1983. – 192 с. EDN: XEFPHR
43. Ворончихина Е. А. Геофизика ландшафтов. – Пермь, 2008. – 84 с.
44. Ворончихина Е. А., Блинов С. М., Меньшикова Е. А. Технофильные металлы в естественных и урбанизированных экосистемах Пермского края // *Экология урбанизированных территорий*. – 2013. – № 1. – С. 103–108. EDN: OKETKQ
45. Второва В. Н. Техногенез и биогеохимический круговорот веществ в лесных экосистемах Крайнего Севера // *Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. Тр. Биогеохимической лаборатории*. – М.: Наука, 2003. – Т. 24. – С. 206–227.
46. Высоцкая Н. А., Пискун Е. В. Основные факторы неблагоприятного воздействия на окружающую среду деятельности калийного производства и способы ее защиты // *Горные науки и технологии*. – 2019. – Т. 4 (№ 3). – С. 172–180. DOI: 10.17073/2500-0632-2019-3-172-180 EDN: PARPBU

47. Высоцкий Э. А., Гарецкий Р. Г., Кислик В. З. Калиеносные бассейны мира. – Минск: Наука и техника, 1988. – 387 с.
48. Габбасова И. М., Сулейманов Р. Р. Трансформация серых лесных почв при техногенном засолении и осолонцевании и в процессе их рекультивации в нефтедобывающих районах южного Приуралья // Почвоведение. – 2007. – № 9. – С. 1120–1128. EDN: IAZVWX
49. Гаврилов Д. В. Экологическая обстановка в Верхнекамском промышленном районе в конце XIX – начале XX в. // Проблемы и тенденции развития Верхнекамского региона: история, культура, экономика: материалы респ. науч.-практ. конф. – Березники, 1992. – С. 43–44.
50. Генезис и структура Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей как основа его эффективного и комплексного освоения / И. И. Чайковский [и др.] // Проблемы минерагении России / под ред. Д. В. Рундквиста, Н. С. Бортникова, Ю. Г. Сафонова. – М. 2012. – С. 157–172.
51. Геохимические изменения прибрежных почв центрального Дагестана при подъеме уровня Каспийского моря / Н. С. Касимов [и др.] // Почвоведение. – 2000. – № 1. – С. 16–27.
52. Геохимическая характеристика современного состояния соляных озер Алтайского края / Г. А. Леонова [и др.] // Геохимия. – 2007. – №. 10. – С. 1114–1128. EDN: IBATJH
53. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саэт [и др.]. – М.: Недра, 1990. – 335 с. ISBN: 5-247-01127-9 EDN: XDXBQN
54. Геохимия снежного покрова в Восточном округе Москвы / Н. С. Касимов [и др.] // Вестник Московского университета. Сер. 5. География. – 2012. – № 4. – С. 14–24. EDN: PJQDER
55. Гидрогеохимические условия формирования карстовых провалов на территории калийных рудников в г. Березники Пермского края / В. А. Осипов [и др.] // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2016. – № 2. – С. 142–148. EDN: VSNTKD

56. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов. – М., 2007. – 350 с. ISBN: 5-85941-225-8 EDN: QKGIJP
57. Глазовский Н. Ф., Злобина А. И., Учватов В. П. Химический состав снежного покрова некоторых районов Верхнеокского бассейна / НЦБИ АН СССР. – Пушино, 1978. – 28 с.
58. Годовой отчет ПАО «Уралкалий» 2019 г. [Электронный ресурс]. – URL: https://rspp.ru/upload/uf/ed4/Uralkali_AR_2019-ru.pdf.
59. Головина Н. Г., Кочнева М. Н., Шемякин В. Н. Исследование обменных процессов в системе вода–порода при фильтрации высокоминерализованных растворов // Известия высших учебных заведений. Геология и разведка. – 1987. – № 3. – С. 69–76.
60. Голубцова А. Н., Карманова С. В. Оценка воздействия на объекты окружающей среды при строительстве шламонакопителя Усольского калийного комбината // Транспорт. Транспортные сооружения. Экология. – 2015. – № 3. – С. 20–34. EDN: UYXCRN
61. Государственный доклад «О состоянии и использовании минерально-сырьевых ресурсов Российской Федерации в 2019 году» [Электронный ресурс] / МПР РФ. – 2020. – URL: <http://www.mnr.gov.ru>.
62. Гребенщикова В. И. Геохимическая специфика состава снеговой воды некоторых городов Иркутской области // Вода: химия и экология. – 2013. – № 2. – С. 20–25. EDN: PWEUXP
63. Дашко Р. Э., Крылов О. Ю. Противофильтрационные экраны шламохранилищ калийных производств // Охрана геологической среды на калийных месторождениях: сб. науч. тр. / ВНИИГ. – Л., 1985.
64. Двинских С. А., Зуева Т. В. Оценка экологической ситуации в Пермской области с учетом интенсивности природопользования // Географический вестник. – 2005. – № 1–2. – С. 124–137. EDN: NCSGIN
65. Деградация природной среды в зоне влияния калийных производств / В. С. Хомич [и др.] // Природная среда Беларуси / под ред. В. Ф. Логинова. – Минск: НО «БИП-С», 2002. – С. 332–347.

66. Демидова М. И., Лихарева Ю. Е., Лапшина В. К. Влияние галитовых отходов ОАО «Уралкалий» города Березники на почву и растительность // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология. Урбанистика. – 2014. – № 2(14). – С. 154–166. EDN: SMEYRT
67. Доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Пермского края в 2020 году» / М-во природных ресурсов, лесного хозяйства и экологии Пермского края. – Пермь, 2021. – 285 с.
68. Елпатьевский П. В. Химический состав снеговых вод и его изменение техногенными факторами // Геохимия зоны гипергенеза и техническая деятельность человека. – Владивосток, 1976. – С. 48–56.
69. Ерёмин Н. И. Неметаллические полезные ископаемые. – М: Изд-во МГУ, 2004. – 464 с.
70. Еремина И. Д., Григорьев А. В. Кислотность и химический состав снежного покрова в Москве и Подмосковье за период 1999–2006 гг. // Вестник Московского университета. Сер. 5. География. – 2010. – № 3. – С. 55–60. EDN: MVXLPH
71. Еремченко О. З., Митракова Н. В., Шестаков И. Е. Природно-техногенная организация почвенного покрова территории воздействия солеотвалов и шламохранилищ в Соликамско-Березниковском экономическом районе // Вестник Пермского университета. Сер. Биология. – 2017. – Вып. 3. – С. 311–320. EDN: ZTLSDD
72. Засоленные почвы России / под ред. Л. Л. Шишова, Е. И. Панковой. – М.: ИКЦ «Академкнига», 2006. – 854 с.
73. Захарьян С. В. Исследование и разработка гидрометаллургической технологии переработки бедного медно-сульфидного сырья Жезказганского региона с извлечением меди и сопутствующих ценных компонентов сорбционным методом: дис. ... д-ра техн. наук. – Екатеринбург, 2019. – 362 с.

74. Зырин Н. Г. Химия почв и контроль загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами и халькофилами // Тез. докл. VI делегат. съезда Всесоюз. о-ва почвоведов. – Тбилиси, 1981. – Кн. 2. – С. 95–96.
75. Иванов А. А., Воронова М. Л. Галогенные формации (минеральный состав, типы и условия образования; методы поисков и разведки месторождений минеральных солей). – М.: Недра, 1972. – 329 с.
76. Индикация по снежному покрову воздействия ОАО «Славнефтьянос» на ландшафты пригорода г. Ярославля для оценки экологического риска / Д. В. Власов [и др.] // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. – 2011. – № 4. – С. 402–408. EDN: NYKBVYR
77. Исторический анализ формирования техногенных ландшафтов в горнодобывающих районах / Л. В. Саакян [и др.] // Вестник науки и образования. – 2017. – Т. 1, № 7(31). – С. 73–78. DOI: 10.20861/2312-8089-2017-31-005 EDN: ZAEMDP
78. Казанцева М. Н., Сванидзе И. Г. Трансформация лесного фитоценоза в южной тайге Западной Сибири под действием минерализованных пластовых вод // Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование. – 2016. – Т/2, № 3. – С. 71–81. DOI: 10.21684/2411-7927-2016-2-3-71-81 EDN: XAZDVR
79. Калийные удобрения. Проблемы охраны ОС в районах функционирования калийных производств. Обзорная информация. Серия 61.33.33 / БелНИИНТИ. – Минск, 1989. – 42 с.
80. Карст и пещеры Пермской области / К. А. Горбунова [и др.] / ПГУ. – Пермь, 1992. – 200 с. ISBN: 5-230-09308-0 EDN: SGCSRN
81. Касатенкова М. С. Геохимическая структура и эволюция лагунно-маршевых ландшафтов западного Прикаспия: автореф. дис. ... канд. геогр. наук. – М., 2011. – 25 с. EDN: QHREQJ
82. Касимов Н. С. Экогеохимия городских ландшафтов. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1995. – 336 с.

83. Касимов Н. С., Геннадиев А. Н., Лычагин М. Ю. Геохимическая трансформация почв береговой зоны при колебаниях уровня моря // География, общество, окружающая среда. Т. II. Функционирование и современное состояние ландшафтов. – М.: ИД «Городец», 2004. – С. 573–592.
84. Классификация и диагностика почв России / Л. Л. Шишов [и др.]. – Смоленск: Ойкумена, 2004. – 342 с. EDN: PTEEQE
85. Ковда В. А. Солончаки и солонцы. – М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1937. – 245 с.
86. Коган В. Б., Фридман В. М., Кафаров В. В. Справочник по растворимости. Т. 2. Тройные многокомпонентные системы. – М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1963. – Кн. 2. – 1121 с.
87. Коган В. Б., Огородников С. К., Кафаров В. В. Справочник по растворимости. Т. 3. Тройные и многокомпонентные системы, образованные неорганическими веществами. – Л.: Наука, 1969. – Кн. 1, 2. – 2112 с.
88. Колпашников 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.
89. Копшталев В. П., Сланевский В. В., Дехтярев А. А. Рекультивация солеотвалов как способ защиты природных вод от засоления // Горный журнал. – 2016. – № 4. – С. 93–96. DOI: 10.17580/gzh.2016.04.19 EDN: WHFTDN
90. Копылов И. С. Аномалии тяжелых металлов в почвах и снежном покрове города Перми как проявление факторов геодинамики и техногенеза // Фундаментальные исследования. – 2013. – №1. – С. 335–339. EDN: PUUGML
91. Копылов И. С., Коноплев А. В. Геологическое строение и ресурсы недр в атласе Пермского края // Вестник Пермского университета. Геология. – 2013. – Вып. 3 (20). – С. 5–30. EDN: RDKNKB
92. Копылов И. С., Даль Л. И. Типизация и районирование ландшафтно-геохимических систем // Современные проблемы науки и образования. – 2015. – № 2. – С. 772. EDN: UHXIBP

93. Королев В. А. Мониторинг геологической среды. – 1995. – М.: Изд-во МГУ. – 272 с.
94. Крайнев Е. Ю. Распределение зоопланктона реки Яйвы и некоторых ее притоков // Рыбохозяйственные водоемы России. Фундаментальные и прикладные исследования: междунар. науч. конф., посвящ. 100-летию ГосНИОРХ, г. Пермь, 6–10 октября 2014 г. – СПб., 2014. – С. 459–469. EDN: CEEBSU
95. Кудряшов А. И. Верхнекамское месторождение солей / ГИ УрО РАН. – Пермь. – 2001. – 429 с.
96. Кулагин Ю. З. Древесные растения и промышленная среда. – М.: Наука, 1974. – 124 с. EDN: VZNMBR
97. Кулижский С. П., Родикова А. В., Попова С. В. Почвообразование в контактных зонах территориальных и аквальных комплексов Ширинской степи // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2017. – № 12 (212). – С. 51–54. DOI: 10.25198/1814-6457-212-51 EDN: YLQIKV
98. Курачев В. М., Рябова Т. Н. Засоленные почвы Западной Сибири. – Новосибирск: Наука, 1981. – 153 с. EDN: XOXAVV
99. Лепихин А. П. Мирошниченко С. А. Техногенное воздействие Соликамско-Березниковского промузла на поверхностные водные объекты // Горный журнал. – 2008. – № 10. – С. 92–96. EDN: KUYRRV
100. Лисицын А. П., Гордеев В. В. О химическом составе взвеси и воды морей и океанов // Литология и полезные ископаемые. – 1974. – № 3. – С. 38–41.
101. Макаров В. Н. Геохимия снежного покрова таежных и горных мерзлотных ландшафтов Якутии // Лед и Снег. – 2014. – № 54(1). – С. 73–80. EDN: SBBZEF
102. Максимович Г. А. Соляной карст Земли // Общие вопросы карстоведения. – М.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 105–107.
103. Максимович Н. Г., Хайрулина Е. А. Геохимические барьеры и охрана окружающей среды / ПГУ. – Пермь, 2011. – 248 с. ISBN: 978-5-7944-1655-8 EDN: RXAXHT

104. Максимович Н. Г., Хайрулина Е. А. Минералы геохимических барьеров в зоне влияния отходов Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей // Проблемы минералогии, петрографии и металлогении: науч. чтения памяти П. Н. Чирвинского: материалы науч. конф. / ПГУ. – № 19. – 2016. – С. 324–330. EDN: VQVAOH
105. Максимович Н. Г., Горбунова К. А. Изменение гидрогеологических условий в процессе строительства крупного агропромышленного комплекса // Инженерная геология. – 1989. – № 5. – С. 61–65.
106. Максимович Н. Г., Первова М. С. Влияние перетоков минерализованных вод Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей на приповерхностную гидросферу // Инженерные изыскания. – 2012. – № 1. – С. 22–28. EDN: OWIFPP
107. Мамедова К. К., Казахмедов Р. Э., Юсуфов А. Г. Влияние засоления субстратов на физиологическое состояние листьев сортов винограда // Изв. Самар. науч. центра РАН. – 2016. – Т. 18, № 5(2). – С. 335–339. EDN: YKKHNP
108. Мартыненко Н. А. Альгофлора рек Пермского края в условиях антропогенного засоления отходами калийного производства // Вестник Пермского университета. Сер. Биология. – 2017. – Вып. 2. – С. 145–158. EDN: ZCMLJZ
109. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука. 1975. – 240 с.
110. Методические рекомендации по применению Классификации запасов месторождений и прогнозных ресурсов твердых полезных ископаемых. Соли. – М., 2007.
111. Мовчан В. Н., Опекунова М. Г. Биогеохимические аспекты геоэкологических исследований // Вестник СПбГУ. – 2002. – Сер. 7, вып. 3, № 23. – С. 93–103. EDN: SGBXNN
112. Мониторинг и методы контроля окружающей среды: учеб. пособие: в 2 ч. Ч. 2. Специальная / Ю. А. Афанасьев [и др.]. – М.: Изд-во МНЭПУ, 2001. – 337 с.

113. 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.

114. Московченко Д. В., Бабушкин А. Г., Убайдулаев А. А. Солевое загрязнение поверхностных вод на нефтяных месторождениях Ханты-Мансийского автономного округа – Югры // Водные ресурсы. – 2017. – Т. 44, № 1. – С. 91–102. DOI: 10.7868/S0321059617010102 EDN: XRBVHP

115. Мякина Н. Б., Аринушкина Е. В. Методическое пособие для чтения результатов химических анализов почв. – М.: Изд-во МГУ, 1979. – 65 с.

116. Назармамедов О. Роль высших водных растений в очистке дренажных вод // Проблемы освоения пустынь. – 2007. – № 3. – С. 48–51.

117. Никифорова Е. М., Касимов Н. С., Кошелева Н. Е. Многолетняя динамика антропогенной солонцеватости почв ВАО Москвы при использовании противогололедных реагентов // Почвоведение. – 2017. – № 1. – С. 93–104. DOI: 10.7868/S0032180X17010105 EDN: XHNMNLX

118. Николаева Т. Н. Инженерно-геологическое обоснование рационального размещения отходов калийного производства: дис. ... канд. геол.-мин. наук. – СПб., 1998. – 20 с. EDN: ZKSBWX

119. Новости науки и техники / ВНИИГ. – СПб., 2002. – Вып. 137.

120. Осипов В. И., Мамаев Ю. А., Ястребов А. А. Геохимические особенности развития карста на подработанной территории Верхнекамского месторождения калийных солей в г. Березники Пермского края // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2016. – № 3. – С. 214–219. EDN: WCFTID

121. Осипова В. В. Определение уровня токсичности засоленных почв для растений люцерны // Природообустройство. – 2018. – Вып. 5. – С. 87–92. DOI: 10.26897/1997-6011/2018-5-87-92 EDN: VPMITB

122. Осичкина Р. Г. Закономерности межфазового распределения микроэлементов в водно-солевых системах и их роль при определении генезиса

калийных соляных пород (на примере Верхнеюгорской галогенной формации Центральной Азии) // Геохимия. – 2006. – С. 191–203. EDN: HUGGZF

123. Особенности распределения ионов хлора и натрия в водной фазе снегового покрова территории г. Усолъе-Сибирское / М. С. Холодова [и др.] // Вопросы естествознания. – 2018. – № 4 (18). – С. 115–120.

124. Особенности поведения железа в дерново-подзолистых и аллювиальных оглеенных почвах Среднего Предуралья / Ю. Н. Водяницкий [и др.] // Почвоведение. – 2006. – № 4. – С. 396–409. EDN: GYYEBC

125. Особенности формирования ландшафтов Индерского солянокупольного района (Прикаспийская впадина) / В. П. Петрищев [и др.] // География и природные ресурсы. – 2011. – № 2. – С. 79–84. EDN: NUIWGF

126. О составе снега на территории Верхнекамского солевого месторождения / С. М. Блинов [и др.] // Лед и снег. – 2015. – № 1(129). – С. 121–128. DOI: 10.15356/IS.2015.01.10 EDN: TLOGIV

127. Оценка состояния и перспективы развития минерально-сырьевой базы территории, подчиненной Александровскому горсовету: отчет о НИР / рук. А.И. Романюк; ЭПРОС. – Пермь, 1992.

128. Панкова Е. И., Ямнова И. А. О диагностике солончаков // Почвоведение. – 1993. – № 10. – С. 28–38. EDN: UALAOJ

129. Перельман А. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта. – М.: Астрель, 2000, 1999. – 768 с.

130. Перельман А. И. Геохимия ландшафта. – М.: Изд-во Высш. шк., 1966. – 392 с.

131. Перечень бассейнов подземных вод территории СССР для ведения Государственного водного кадастра / сост.: Л. А. Островский, Б. Е. Антышко, Т. А. Конюхова; ВСЕИНГЕО. – М., 1988.

132. Петрищев В. П. Классификация техногеосистем месторождений каменной соли // Вестник ОГУ. – 2011. – № 6 (125). – С. 162–168. EDN: OBFWD

133. Петрунина Н. С. Геохимическая экология растений в провинциях с избыточным содержанием микроэлементов // Тр. биогеохим. лаб. – М.: Наука, 1974. – Т. 13. – С. 57– 68.
134. Пинский Д. Л. Ионнообменные процессы в почвах. – Пущино, 1997. – 166 с. ISBN: 5-201-14336-9 EDN: WDURPR
135. Побережная Т. М. Ландшафтно-геохимические исследования на Сахалине // Вестник ДВО РАН. – 2006. – № 1. – С. 109–114. EDN: HZDMAR
136. Попов А. В. Разработка тампонажных растворов для водоизоляции капитальных горных выработок в сложных горно-геологических условиях: дис. ... канд. техн. наук. – Шахты, 1984. – 292 с. EDN: MFYJQT
137. Попов В. С., Осичкина Р. Г., Тилляходжаев Х. Н. К геохимии железа, марганца, меди в процессе галогенеза // Литолого-фациальные и геохимические проблемы соленакопления. – М.: Нука, 1985. – С. 3– 12.
138. Рабочая группа IUSS Working Group WRB. 2015. Мировая реферативная база почвенных ресурсов 2014, испр. и доп. версия 2015. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт [Электронный ресурс] // Доклады о мировых почвенных ресурсах. – ФАО, Рим. – № 106. – URL: <http://www.fao.org/3/i3794ru/I3794RU.pdf>. (дата обращения: 26.09.2020).
139. Разнообразие бактерий-деструкторов органических загрязнителей шламохранилища калийного производства (г. Березники, Пермский край) / Е. С. Корсакова [и др.] // Российский иммунологический журнал. – 2015. – Т. 9 (18), № 2 (1). – С. 591–592.
140. Разнообразие бактерий, выделенных из района разработок месторождения калийных солей Верхнекамья / О. В. Ястребова [и др.] // Вестник Пермского университета. Сер. Биология. – 2009. – Вып. 10 (36). – С. 124–129. EDN: PAVDTL
141. Разнообразие бактерий семейства *Halomonadaceae* района разработок Верхнекамского месторождений солей / Е. С. Корсакова [и др.] // Микробиология. – 2013. – Т. 82, № 2. – С. 247–250. DOI: 10.7868/S0026365613020079 EDN: PWNCRZ

142. Ржаницын Б. А. Некоторые итоги работ в области химического закрепления грунтов // Материалы VIII Всесоюз. совещ. – Киев: Буддвельник, 1971. – С. 109–111.

143. Родикова А. В. О происхождении и свойствах солончаков Хакасии // Вестник Томского государственного университета. – 2007. – № 305. – С. 208–210. EDN: KHNQHV

144. Рочев А. В. Формирование минералогической зональности соляных отвалов на Верхнекамском месторождении калийных солей: дис. ... канд. геол.-минер. наук / Ин-т минералогии УрО РАН. – Миасс, 2000. – 106 с. EDN: QDJJRP

145. Рубинштейн Л. М. Микробиологические процессы образования и окисления метана в подземных водах Пермского Предуралья: дис. ... канд. биол. наук. – Миасс, 2003. – 154 с. EDN: QDUMAD

146. Сает Ю. Е., Онищенко Т. Л., Яшин Е. П. Методические рекомендации по геохимическим исследованиям для оценки воздействия на окружающую среду проектируемых горнодобывающих предприятий. – М.: Изд-во ИМГРЭ, 1986. – 126 с.

147. Симонова Ю. В., Русаков А. В., Рюмин А. Г. Засоленные почвы Ростовской низины (Ярославская область): морфология, генезис и динамика засоления в годовом гидрологическом цикле // Бюл. Почв. ин-та им. В. В. Докучаева. – 2018. – Вып. 93. – С. 40–74. DOI: 10.19047/0136-1694-2018-93-40-74 EDN: XWPLSH

148. Симонова Ю. В., Русаков А. В., Коркина Е. А. Процессы засоления почв импактной зоны выходов минерализованных вод в Ярославском Поволжье // Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле. – 2020. – № 65 (4). – С. 662–680. DOI: 10.21638/spbu07.2020.404 EDN: URSSSC

149. Слюсарь Н. Н., Загорская Ю. М., Шлее Ю. Современные подходы к рекультивации свалок и полигонов захоронения твердых бытовых отходов // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Сер. Урбанистика. – 2012. – № 4. – С. 84–91. EDN: PKAFYZ

150. Сметанников А. Ф., Оносова Е. Ф. Распределение и содержание

элементов-микропримесей в нерастворимом в воде остатке галитовых отходов // Проблемы минералогии, петрографии и металлогении. Научные чтения памяти П. Н. Червинского. – 2016. – № 19. – С. 331–336. EDN: VQVAPB

151. Смычник А. Д., Богатов Б. А., Шемет С. Ф. Геоэкология калийного производства. – Минск: Юнипак, 2005. – 204 с.

152. Современная геохимическая эволюция лагунно-маршевых ландшафтов Западного Прикаспия / Н. С. Касимов [и др.] // Почвоведение. – 2012. – № 1. – С. 9–20. EDN: ONFUXJ

153. Солнцева Н. П. Роль структурно-функциональной организации геохимических барьеров в миграции – аккумуляции вещества и устойчивость функционирования природных систем // Геохимические барьеры в зоне гипергенеза / под ред. Н. С. Касимова, А. К. Воробьева. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2002. – С. 37–55.

154. Солнцева Н. П., Садов А. П. Техногенный галогенез в районах добычи углеводородного сырья и эволюция солевых ореолов // География, общество, окружающая среда. Т. IV. Природно-антропогенные процессы и экологический риск / под ред. проф. С. М. Малхазовой и проф. Р. С. Чалова. – М.: ИД «Городец», 2004. – С. 427–447.

155. Соляные ресурсы СССР. Т. I. Соляные месторождения европейской части СССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1945. – 264 с.

156. Справочник по оценке почв / В. Ф. Вальков [и др.]. – Майкоп: ГУРИПП «Адыгея», 2004. – 236 с. ISBN: 5-7992-0312-7 EDN: QKWTON

157. Старцев Ю. Г. Гидроизоляция горных выработок калийных и соляных рудников синтетическими смолами // Технология подземных разработок калийных месторождений. – Пермь, 1988. – С. 18–28.

158. Техногенное засоление почв и их микробиологическая характеристика / В. С. Артамонова [и др.] // Сибирский экологический журнал. – 2010. – № 3. – С. 461–470. EDN: MUUGDN

159. Техногенные поверхностные образования зоны солеотвалов и адаптация к ним растений / О.З. Еремченко [и др.] – Пермь, 2013. – 148 с.

160. Трупаков Н. Г. Способы борьбы с водой на калийных и соляных рудниках. – М.: Госгортехиздат, 1961. – 285 с.

161. Трупаков Н. Г. Цементация трещиноватых пород в горном деле. – М.: Металлургиздат, 1956. – 144 с.

162. Тяжелые металлы в воздухе и снежном покрове Улан-Батора / О. И. Сорокина [и др.] // География и природные ресурсы. – 2013. – № 3. – С. 159–170. EDN: QZAVVB

163. Убугунов Л. Л., Убугунова В. И. Почвы речных пойм аридных территорий внутренней Азии (р. Завхан, Монголия) // Почвоведение. – 2012. – № 3. – С. 277–286. EDN: OWEQTJ

164. Ушакова Е. С., Щукова И. В. Химический состав снежного покрова г. Перми // Геология и полезные ископаемые Западного Урала. – 2017. – № 17. – С. 232–235. EDN: YQQNQT

165. Формирование природно-техногенных ландшафтов при разработке месторождения калийных солей / Е. А. Хайрулина [и др.] // Новые методы и результаты исследований ландшафтов в Европе, Центральной Азии и Сибири: в 5 т. Т. 2. Изучение и мониторинг процессов в почвах и водных объектах / под ред. акад. РАН В. Г. Сычева, Л. Мюллера. – М.: Изд-во ФГБНУ «ВНИИ агрохимии», 2018. – С. 220–223. DOI: 10.25680/3964.2018.90.74.144 EDN: YPQJRB

166. Хайрулина Е. А., Никифорова Е. А., Ворончихина Е. А. Влияние регионального переноса загрязнителей на трансформацию биогеохимических параметров горно-таежных ландшафтов // Теоретическая и прикладная экология. – 2011. – № 1. – С. 61–68. EDN: NRTJAV

167. Хайрулина Е. А. Воздействие фильтрационных вод шламохранилища 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 EDN: XUATNZ

168. Хайрулина Е. А., Хомич В. С., Лискова М. Ю. Геоэкологические проблемы при разработке калийных месторождений // Изв. Тул. гос. ун-та. Науки

о Земле. Proceedings of the Tula States University. Sciences of Earth. – 2018. – № 2. – С. 112–126. EDN: UWSJYQ

169. Хайрулина Е. А., Богущ А. А. Изменения в системе вода–порода при разработке калийного месторождения // Минералогия и геохимия ландшафта горнорудных территорий. Рациональное природопользование. Современное минералообразование: тр. VII Всерос. симп. с междунар. участием и XIV Всерос. чтений памяти акад. А. Е. Ферсмана; ЗабГУ. – Чита, 2018. – С. 106–110. EDN: YBAJLF

170. Хайрулина Е. А., Ушакова Е. С. Особенности формирования макрокомпонентного состава снежного покрова в крупном центре калийной промышленности г. Березники // Проблемы региональной экологии. – 2020. – № 3. – С. 28–38. DOI: 10.24411/1728-323X-2020-13028 EDN: DJDAOH

171. Хайрулина Е. А., Новоселова Л. В., Порошина Н. В. Природные и антропогенные источники засоления поверхностных вод на территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей // Географический вестник. – 2017. – № 1(40). – С. 93–101. DOI: 10.17072/2079-7877-2017-1-93-101 EDN: YNBUUB

172. Хайрулина Е. А. Техногенная трансформация ландшафтно-геохимических процессов в районе добычи калийно-магниевых солей // Теоретическая и прикладная экология. – 2014. – № 3. – С. 41–45. EDN: SYSBVR

173. Хайрулина Е. А. Фитоиндикационные показатели загрязнения тяжелыми металлами горно-таежных комплексов // Вопросы современной науки и практики / Ун-т им. В. И. Вернадского. – 2010. – № 9–12 (31). – С. 44–47. EDN: NAYYEJ

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

175. Хайрулина Е. А., Кудряшова О. С., Новоселова Л. В. Проблемы рекультивации солеотвалов калийных предприятий // Горный журнал. – 2019. – № 5. – С. 90–95. DOI: 10.17580/gzh.2019.05.18 EDN: QGZWLC

176. Хасан Д. А., Ковтун И. С., Ефимова М. В. Влияние хлоридного засоления на прорастание семян и рост проростков *Brassica napus* L. // Вестник Томского государственного университета. Биология. – 2011. – № 4. – С. 108–112. EDN: OORLQR
177. Химический состав снежного покрова некоторых районов Верхнеокского бассейна / Н. Ф. Глазовский [и др.]. – Пущино: НЦБИ АН СССР, 1978. – 28 с.
178. Ходьков А. Е. Геологическая роль процессов подземного выщелачивания галогенных пород // Тр. ВНИИГ. – Л., 1959. – Вып. 35. – С. 422–451.
179. Ходьков А. Е. Роль процессов подземного выщелачивания в геологии Старобинского месторождения // Тр. ВНИИГ. – Л., 1964. – Вып. 46. – С. 26–46.
180. Хомич В. С. Сульфидные новообразования в почвогрунтах как результат взаимодействия природных и техногенных факторов // Докл. АН БССР. – 1985. – Т. XXIX, № 3. – С. 267–270.
181. Чайковский И. И., Которченкова О. В., Федоров Т. В. Современное минералообразование в местах разгрузки рассолов Людмилинской скважины (г. Соликамск, Пермский край) // Вестник Пермского университета. Геология. – 2019. – Т. 18, № 4. – С. 347–355. DOI: 10.17072/psu.geol.18.4.347 EDN: YRXXDC
182. Чечел Л. П. Основные формы водной миграции металлов в зоне гипергенеза вольфрамовых месторождений Агинского рудного узла (Восточное Забайкалье) // Вестник Краунц. Науки о Земле. – 2009. – Вып. 14, № 2. – С. 153–158. EDN: KYSQOR
183. Чижова М. А., Хайруллина Л. И., Тучкова О. А. Принципы создания и структура экологического мониторинга на объектах нефтедобычи // Вестник технологического университета. – 2015. – Т. 18, № 16. – С. 290–292. EDN: UNGUIR
184. Чистяков Н. А. Применение закладки на калийных рудниках // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2009. – № 10. – С. 203–207. EDN: LDFDMF

185. Чуров В. А., Шемет С. Ф., Шутин С. Г. Природоохранные способы размещения отходов калийного производства // Горный журнал. – 2010. – № 8. – С. 86–88. EDN: MTYBRV
186. Шестов И. Н., Шурубор А. В., Шиляева З. А. Естественные выходы соленых вод и их роль в развитии солеварения в Прикамье // Соль и освоение края: материалы науч.-практ. конф. – Соликамск, 1986. – С. 84–88.
187. Шестов И. Н. Минеральные лечебные воды Пермской области и перспективы курортного строительства: дис. ... канд. геол.-минерл. наук. – Пермь, 1967.
188. Шиман М. И. Предотвращение затопления калийных рудников. – М.: Недра, 1992. – 160 с.
189. Шишконокова Е. А. Антропогенная растительность территорий предприятий ОАО «Уралкалий» (Пермская область) // Социально-экологические технологии. – 2017. – № 3. – С. 65–79. EDN: ZXVBHT
190. Шкуратский Д. Н., Русаков М. И. Использование отходов производства калийных удобрений в породных смесях для закладки выработанных пространств // Изв. Тул. гос. ун-та. Науки о Земле. – 2015. – Вып. 3. – С. 87–96. EDN: VCQOZL
191. Ямнова И. А., Панкова Е. И. Гипсовые образования и формирующие их элементарные почвообразовательные процессы // Почвоведение. – 2013. – № 12. – С. 1423–1436. DOI: 10.7868/S0032180X13120125 EDN: REKBYD
192. Avon Basin, WA Wheatbelt: Acid Sulfate Soils and Salt Efflorescences in Open Drains and Receiving Environments / R. Fitzpatrick [et al.] // Inland Acid Sulfate Soil Systems Across Australia / Ed. Rob Fitzpatrick and Paul Shand. – 2008. – P. 189–204. CRC LEME Open File Report No. 249. (Thematic Vol.) CRC LEME, Perth, Australia.
193. Andreichuk V. A., Eraso A., Domínguez M. C. Large sinkhole in the Verchnekamsky potash basin in the Urals // Mine water Environ. – 2000. – No. 19(1) – P. 2–18. DOI: 10.1007/BF02687261
194. Arle J., Wagner F. Effect of anthropogenic salinisation on the ecological status of macroinvertebrate assemblages in the Werra River (Thuringia, Germany) //

Hydrobiologia. – 2013. – No. 701. – P. 129–148. DOI: 10.1007/s10750-012-1265-z EDN: JXVSMY

195. Barbour S. L., Yang N. 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. – No. 30 (6). – P. 920–934. DOI: 10.1139/t93-090

196. Belkin P. A., Menshikova E. A., Kataev V. N. Influence of ion exchange processes on the composition of the groundwater from the Upper Kama potash salt deposit // SGEM2016 Conference Proceedings, 2–5 November. – 2016. – Book 3, Vol. 3. – P. 173–180. DOI: 10.5593/SGEM2016/HB33/S02.022 EDN: UUGHVM

197. Benzo[a]pyrene in urban environments of eastern Moscow: pollution levels and critical loads / N. S. Kasimov [et al.] // Atmospheric Chemistry and Physics. – 2017. – No. 17. – P. 2217–2227. DOI: 10.5194/acp-17-2217-2017 EDN: XWRPAH

198. Bie Z., Ito T., Shinohara Y. Effects of sodium sulfate and sodium bicarbonate on the growth, gas exchange and mineral composition of lettuce // Scientia Horticulturae. – 2004. – Vol. 99, iss. 3–4. – P. 215–224. DOI: 10.1016/S0304-4238(03)00106-7 EDN: EUSCET

199. Bioremediation of Salt Affected Soils: An Indian Perspective / ed. S. Arora, A. K. Singh, Y. P. Singh. – Springer, 2017. – 313 p. DOI: 10.1007/978-3-319-48257-6

200. Biosaline Agriculture and Salinity Tolerance in Plants / Ed. M. Ozturk, Y. Waisel, M. A. Khan, G. Gork. – Basel-Boston-Berlin, 2015. – P. 213.

201. Braukmann U., Böhme D. Salt pollution of the middle and lower sections of the river Werra (Germany) and its impact on benthic macroinvertebrates // Limnologica. – 2011. – Vol. 41, iss. 2. – P. 113–124. DOI: 10.1016/j.limno.2010.09.003

202. Caritat P., Hall G., Gislason S. Chemical composition of arctic snow: Concentration levels and regional distribution of major elements // Science of The Total Environment. – 2005. – Vol. 336 (1–3). – P. 183–99. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.05.031 EDN: LJAWBV

203. Coastal acid sulphate soils in Poland: a review / P. Hulisz, W. Kwasowski, J. Pracz, R. Malinowski // *Soil Science Annual*. – 2017. – No. 68 (1). – P. 46–54. DOI: 10.1515/ssa-2017-0006
204. Composition for rock grouting based on insoluble calcium salts for groundwater protection / O. S. Kudryashova [et al.] // *Environ Earth Sci*. – 2021. – No. 80. – 205 p. DOI: 10.1007/s12665-021-09502-z EDN: EBONOX
205. Changes in biological and chemical properties of saline soil amended with municipal solid waste compost and chemical fertilizers in a mustard–pearl millet cropping system / M. D. Meena [et al.] // *Catena*. – 2016. – Vol. 140. – P. 1–8. DOI: 10.1016/j.catena.2016.01.009 EDN: WOVXSV
206. Chartzoulakis K. S. Photosynthesis, water relations and leaf growth of cucumber exposed to salt stress // *Scientia Horticulturae*. – 1994. – Vol. 59, iss. 1. – P. 27–35. DOI: 10.1016/0304-4238(94)90088-4
207. Die Flussgebietsgemeinschaft Weser. – URL: <http://www.fgg-weser.de>
208. Distribution of Cambrian Salt-Bearing Basins in China and Its Significance for Halite and Potash Finding / S. Wang [et al.] // *J. of Earth Science*. – 2013. – No. 24(2). – P. 212–233. DOI: 10.1007/s12583-013-0319-0 EDN: RJUGQL
209. Environmental Aspects of Phosphate and Potash Mining. – 1st ed. – Paris: United Nations Publication, 2001. – 62 p.
210. Effects of anthropogenic salinization on biological traits and community composition of stream macroinvertebrates / E. Scöcs [et al.] // *Science of the total environment*. – 2014. – No. 468–469. – P. 943–949. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.058
211. Fadeeva T., Chaikovskiy I., Chirkova E. The biota in the brine discharge area of Ludmilinskaya well (Solikamsk, Russia) // *International Mine Water Association Conference. Mine water: Technological and Ecological Challenges* / Ed. E. Khayrulina, C. Wolkersdorfer, S. Polyakova, A. Bogush; Perm State University, Perm Federal Research Center of the Ural Branch of RAS. – Perm, 2019. – P. 696–700.

212. FAO. World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015 International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps; World Soil Resources Reports – No. 106. – FAO: Rome, Italy. – 203 p.

213. Fortescue J. A. C. Environmental Geochemistry – A Holistic Approach. – Springer, 1980. – 342 p. DOI: 10.1007/978-1-4612-6045-5

214. Genetic variation among different populations of *Aster tropolium* grown on naturally and Anthropogenic salt-contaminated habitats: implications for conservation strategies / J. Brock [et al.] // J. Plant Res. – 2007. – No. 120. – P. 99–112. DOI: 10.1007/s10265-006-0030-7 EDN: EJGCQF

215. Geochemical tracing and hydrogeochemical modelling of water–rock interactions during salinization of alluvial groundwater (Upper Rhine Valley, France) / Y. Lucas, A. D. Schmitt, F. Chabaux [et al.] // Applied Geochemistry. – 2010. – No. 25 (11). – P. 1644–1663. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2010.08.013

216. Giovanetti R. A. Long Term Plan for the Processing of the Waste Piles in French Potash Mines // Mine Planning and Equipment Selection. – 1998. – P. 673–676.

217. Groundwater vulnerability assessment based on calculation of chloride travel time through the unsaturated zone on the area of the Upper Kama potassium salt deposit / N. F. Fetisova [et al.] // Environ Earth Sci. – 2016. – P. 75–681. DOI: 10.1007/s12665-016-5496-6 EDN: WTAFGR

218. Growth and gas exchange parameters of *Citrus* plants stressed with different salts / J. Bañuls [et al.] // J. of Plant Physiology. – 1997. – Vol. 150, iss. 1–2. – P. 194–199. DOI: 10.1016/S0176-1617(97)80202-7

219. Hulisz P., Piernik A. Soil affected by soda industry in Inowrocław // Technogenic soils of Poland / ed. P. Charzyński, P. Hulisz, R. M. Bednarek; Polish Society of Soil Science. – Toruń, Poland, 2013. – P. 125–140.

220. Historical statistics for mineral and material commodities in the United States (2016 version): U.S. Geological Survey Data Series 140 / T. D. Kelly,

G. R. Matos [et al.]. – URL: <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/historical-statistics>.

221. Isotopic and hydrochemical studies of groundwater flow and salinity in the southern Rhine Graden / M. Baure [et al.] // *Int. J. Earth Sci.* – 2005. – Vol. 94. – P. 565–579. DOI: 10.1007/s00531-005-0500-5 EDN: DNTZQM

222. Karathanasis A. D. Soil mineralogy // *Land use, land cover and soil sciences.* – 2009. – Vol. 6.

223. 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).* – Leipzig, Germany, 2016. – P. 383–387. EDN: GZMWWD

224. Khayrulina E., Maksimovich N. Influence of drainage with high levels of water-soluble salts on the environment in the Verhnekamskoe potash deposit, Russia // *Mine Water and the Environment.* – 2018. – Vol. 37, no. 14. – P. 595–603. DOI: 10.1007/s10230-017-0509-6 EDN: OEGBAA

225. Liu Y., Lekhov A. V. Modeling Changes in Permeability Characteristics of Gypsified Rocks Accompanying Brine Flow // *Water Resources.* – 2013. – No. 40 (7). – P. 776–782. DOI: 10.1134/S0097807813070063 EDN: SLITUD

226. Lottermoser B. G. Mine Wastes Characterization, Treatment and Environmental Impacts. – Springer, 2010. – 400 p. DOI: 10.1007/978-3-642-12419-8 EDN: SQUVKT

227. 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. – No. 31 – P. 104–111. DOI: 10.1007/s10230-012-0181-9

228. Magen H., Imas P. Future Potash and fertilizer consumption to sustain agricultural production: possible trends and characteristics // *Proceedings of The 11th Dahlia Greidinger International Symposium (4–7 March, 2013). Advanced methods for investigating nutrient dynamics in soil and ecosystems.* – Haifa, Israel, 2013. – P. 6–19.

229. Melnichenko A. M., Kuzina A. V. Protection of potash mines from flooding // *Gornyye Nauki i Tekhnologii*. – 2010. – No. 1. – P. 48–56.
230. Millero F. Speciation of metals in natural waters // *Geochem Trans.* – 2001. – No. 2. – P. 57. DOI: 10.1186/1467-4866-2-57 EDN: DQDETD
231. Mineral Commodity Summaries. U.S. Geological Survey. – January 2021. – URL: <https://www.usgs.gov>.
232. Morgan K., Jankowski J. Saline groundwater seepage zones and their impact on soil and water resources in the Spicers Creek catchment, central west, New South Wales, Australia // *Environmental Geology*. – 2004. – No. 46. – P. 273–285. DOI: 10.1007/s00254-004-0977-4
233. Mozer S. P., Kowaljow O. W., Thorikow I. J. Monitoring stanu warstwy ochronnej wodnej w kopalniach soli potasowych // *Gyrnictwo i geologia*. – 2010. – No. 5(1). – P. 89–102.
234. Numerical modeling of liquid-waste infiltration from storage facilities into surrounding groundwater and surface-water bodies / T. P. Lyubimova [et al.] // *J. of Applied Mechanics and Technical Physics*. – 2016. – No. 57(7). – P. 1208–1216. DOI: 10.1134/S0021894416070099 EDN: YVILIR
235. Ondrasek G. The responses of salt-affected plants to cadmium // *Salt stress in plants. Signaling, omics and adaptations*. – Springer, 2013. – 509 p. DOI: 10.1007/978-1-4614-6108-1_17
236. Osipov V. I. Density of clay minerals // *Soil mechanics and foundation engineering*. – 2012. – No. 48(6). – P. 231–240. DOI: 10.1007/s11204-012-9153-0 EDN: PDMELT
237. Properties of Alluvial Soils of Taiga Forest under Anthropogenic Salinisation / E. Khayrulina [et al.] // *Forests*. – 2021. – No. 12(3). – P. 321. DOI: 10.3390/f12030321 EDN: WKEEIZ
238. 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. – No. 85. – P. 94.

239. Reduction of seepage outflow from potash tailings piles by improvement of greening: Results of a hydrological simulation / C. Hildmann [et al.]; ed. Drebenstedt, C. & Paul. – M.: IMWA 2016. Mining Meets Water – Conflicts and Solutions, 2016. – P. 772–779.

240. Reeuwijk van L. P. Procedures for Soil Analysis, 7th Edition; Technical Report 9; ISRIC–World Soil Information. – Wageningen, The Netherlands, 2002.

241. Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities. – European Commission. – January 2009. – 511 p.

242. Rivers of the Central European Highlands and Plains / M. Pusch [et al.] // Rivers of Europe / ed. K. Tockner, U. Uehlinger, C. T. Robinson. – Academic Press, 2009. – P. 525–576. DOI: 10.1016/B978-0-12-369449-2.00014-X

243. Salama R. B., Otto C. J., Fitzpatrick R. W. Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization // J. Hydrogeology. – 1999. – No. 7. – P. 46–64. DOI: 10.1007/s100400050179 EDN: AWIPSB

244. Salt-affected soils, reclamation, carbon dynamics, and biochar: review / S. Amini [et al.] // J. Soils Sediments. – 2006. – Vol. 16. – P. 939–953. DOI: 10.1007/s11368-015-1293-1 EDN: DSBCJU

245. Seeboonruang U. Relationship between groundwater properties and soil salinity at the Lower Nam Kam River Basin in Thailand // Environmental Earth Sciences. – 2013. – Vol. 69. – P. 1803–1812. DOI: 10.1007/s12665-012-2012-5 EDN: PXTPFW

246. Seemann J.R., Critchley C. Effects of salt stress on the growth, ion content, stomatal behaviour and photosynthetic capacity of a salt-sensitive species, *Phaseolus vulgaris* L. // Planta. – 1985. – Vol. 164, iss. 2. – P. 151–162. DOI: 10.1007/bf00396077 EDN: MZGNBZ

247. Simonova J. V., Rusakov A. V., Popov A. I. Dynamics of soil salinization in the Nero Lake depression (Upper Volga) in connection with the latest climate change

// IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science. – 2020. – P. 438.
DOI: 10.1088/1755-1315/438/1/012026 EDN: XYMMTQ

248. Sommer V., Karsten U., Glaser K. Halophilic algal communities in biological soil crust isolated from potash tailings pile areas // Front. Ecol. Evol. – 2020. – No. 8. – P. 1–16. DOI: 10.3389/fevo.2020.00046 EDN: GNRVXV

249. Talling J. E., Pufahl D. E., S.L. Barbour S. L. Waste management schemes of potash mines in Saskatchewan // Canadian J. of Civil Engineering. – February 2011. – P. 528–542. DOI: 10.1139/l90-061

250. Tavakkoli E., Rengasamy P., McDonald G. K. High concentrations of Na^+ and Cl^- ions in soil solution have simultaneous detrimental effects on growth of faba bean under salinity stress G.K. McDonald // J. of Experimental Botany. – 2010. – No. 61(15). – P. 4449–4459. DOI: 10.1093/jxb/erq251

251. The impact of industrial cities in front of the western Urals, Russia, on natural reserve / E. Larionova (Khayrulina) [et al.] // Engineering geology for tomorrow's cities: 10 th Congress of the International Association for Engineering geology and the Environment: Abstracts, 6–10 Sept. 2006, Nottingham, United Kingdom. – P. 91.

252. The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland / D. S. Baldwin [et al.] // Wetlands. – 2006. – No. 26(2). – P. 455–464. DOI: 10.1672/0277-5212(2006)26[455:tseoso]2.0.co;2 EDN: AUXOWQ

253. Troeh F. R., Thompson L. M. Soils and Soil Fertility. – 6th ed. – Blackwell Publish, Ames, Iowa, USA, 2005.

254. Wong D. K. H., Barbour S. L., Fredlund D. G. Modelling of flow through potash tailings piles // Canadian Geotechnical J. – January 2011. – P. 292–306. DOI: 10.1139/t88-032

255. Заявка 2015147934 РФ. МПК А01В 79/00. Способ мелиорации засоленных орошаемых земель / Бурлова В. Г., Зеленская Е. А. Оpubл. 15.05.2017, Бюл. № 14.

256. Пат. 2016108535 РФ. Способ биоремедиации почв, загрязненных пластовыми минерализованными водами / Таранынов Д. В., Ильминских Н. Г. Оpubл. 12.05.2017, Бюл. № 14.

257. Пат. 2108016 РФ. Способ рекультивации засоленных почв / Тазиева Э. М., Файзуллин И. Н., Шарифуллина Н. Г., Музаффаров Д. С. Оpubл. 10.04.98.
258. Пат. 2201052 РФ. Способ рекультивации засоленных почв / Гладков Ю. А., Демин В. А. Оpubл. 27.03.2003. EDN: WISYFK
259. Пат. 2410204 РФ. Способ создания противofильтрационного экрана с геомембраной из полимерного материала / Вострецов С. П., Каменчук А. П., Полошкин С. Н. Оpubл. 27.11.2009, Бюл. № 33. EDN: EGD LUA
260. Пат. 2459398 РФ. Способ рекультивации почв, загрязненных минерализованными водами / Ягафарова Г. Г., Акчурина Л. Р., Федорова Ю. А., Ягафаров И. Р., Московец А. В., Лавренчук С. М. Оpubл. 27.08.2012. EDN: KWSZOS
261. Пат. 252029 ГДР. Инъекционный способ тампониования трещиноватой и пористой соленосной породы. 1987.
262. Пат. 2743977 РФ. Состав для снижения водопроницаемости горных пород и способ тампониования водопроницаемости участков горных пород / Кудряшова О. С., Хайрулина Е. А. // Изобретения. Полезные модели. – 2021. – Бюл. № 7. EDN: CGQAQP
263. Пат. 2363848 РФ. МПК⁵¹Е 21 С 41/20, Е 21 В 33/13. Способ техногенного эпигенеза тампониования водопроницаемых участков или зон в соляных горных породах / Клименко Н. А., Пономаренко Ю. В., Изотов А. А., Кузькин В. С. – № 2007140286/03. Заявл. 30.10.2007. Оpubл. 10.08.2009.

Научное издание

Хайрулина Елена Александровна

**Природное и техногенное засоление
на разрабатываемых месторождениях калийных солей**

Монография

Редактор *Е. Б. Денисова*

Корректор *Д. Е. Булатова*

Компьютерная верстка: *Е. А. Хайрулина*

Объем данных 11 Мб

Подписано к использованию 10.12.2025

Размещено в открытом доступе

на сайте www.psu.ru

в разделе НАУКА / Электронные публикации
и в электронной мультимедийной библиотеке ELiS

Управление издательской деятельности

Пермского государственного

национального исследовательского университета

614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15