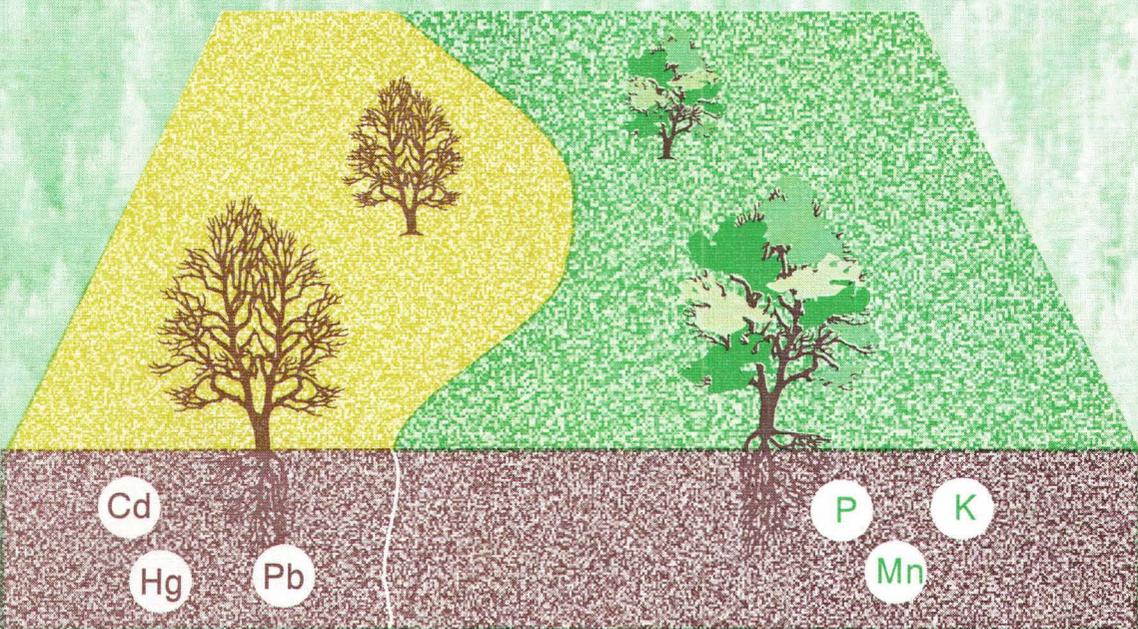


# ЭКОГЕОХИМИЯ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ



НОВОСИБИРСК 1996



RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES  
SIBERIAN BRANCH  
UNITED INSTITUTE OF GEOLOGY, GEOPHYSICS  
AND MINERALOGY

---

TRANSACTION, ISSUE 824

**ECOGEOCHEMISTRY  
OF THE WEST SIBERIA**  
**Heavy metals and radionuclear  
substances**

Scientific editor  
*G. V. Polyakov*

Novosibirsk  
Published by Siberian Branch RAS  
SPC UIGGM  
1996

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК  
СИБИРСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ  
ОБЪЕДИНЕННЫЙ ИНСТИТУТ ГЕОЛОГИИ,  
ГЕОФИЗИКИ И МИНЕРАЛОГИИ

---

ТРУДЫ, ВЫПУСК 824

**ЭКОГЕОХИМИЯ  
ЗАПАДНОЙ СИБИРИ  
тяжелые металлы и радионуклиды**

Научный редактор  
чл.-кор. РАН *Г.В.Поляков*

Новосибирск  
Издательство Сибирского отделения РАН  
НИЦ ОИГГМ  
1996

**Экогеохимия Западной Сибири. Тяжелые металлы и радионуклиды /**  
РАН, Сиб. отд-ние, Объед. ин-т геологии, геофизики и минералогии; Науч. ред.  
чл.-кор. РАН Г. В. Поляков. Новосибирск: Изд-во СО РАН, НИЦ ОИГГМ, 1996.  
248 с.

Книга посвящена оценке современного экогеохимического состояния системы: исходный породный субстрат—почвы—воды (донные осадки)—растения. Установлены закономерности регионального (фоновое) распределения тяжелых металлов и радионуклидов, в том числе искусственных, в главных типах ландшафтов Западной Сибири южнее 58-й параллели. Результаты исследований базируются на теоретических и методологических исследованиях состояния экогеохимической изученности окружающей среды и отсюда вытекающих региональных проблем применительно к Западной Сибири. На региональном природном фоне выявлены площади локальных мозаично развитых загрязнений названными компонентами системы за счет антропогенного воздействия. Дана оценка уровня загрязнения природных ландшафтов, выделены типовые обстановки и разработаны рекомендации по предупреждению нежелательных изменений природной среды.

Для экологов, геологов и геохимиков, занимающихся проблемами охраны окружающей среды, а также для студентов этих специальностей.

*Ключевые слова: экогеохимия, почвы, воды, донные осадки, тяжелые металлы, радиоактивные элементы, ландшафты, экосистемы, Западная Сибирь.*

The book is dedicated to an evaluation of the present ecological-geochemical state of the system "initial rock-soil-water-bottom sediments-plants". Regularities of regional (background) distribution of heavy metals and radionuclear substances including artificial ones in main (principal) types of landscapes of West Siberia to the south of the 58th parallel are revealed. Results of natural research are based on theoretical and methodological study of the ecogeochemical knowings about environment and on problems resulting from those related to the West Siberia.

In comparison with the regional natural background, several local mosaic areas were revealed where pollution by abovementioned components by technogenic and agricultural load as well as by radioactive precipitations from the nuclear tests is found. An appraisal of the pollution level is given of natural landscapes; typical situations are outlined and recommendations for prevention of undesirable changes of the environment are worked out.

This book is recommended for ecologists, geologists, geochemists and students dealing with the preventive problems of this professions.

---

#### *Авторы*

Н. А. Росляков, В. П. Ковалев, Ф. В. Сухоруков, Ю. Г. Щербаков, Г. Н. Аношин,  
Н. М. Рассказов, С. Л. Шварцев, Ю. А. Калинин, С. И. Ковалев, И. Н. Маликова,  
С. В. Мельгунов, С. Р. Осинцев, Н. В. Рослякова, Б. Л. Щербов

#### *Рецензенты*

д. г. м.-н. В. С. Кусковский, д. г. м.-н. А. Б. Птицын

---

© Н. А. Росляков, В. П. Ковалев,  
Ф. В. Сухоруков и др., 1996

© ОИГГМ СО РАН, 1996

Вторая половина 20-го столетия отмечена резким, почти повсеместным ухудшением характеристик среды обитания в результате поступления в нее разнообразных веществ – побочных продуктов многих видов производств, характеризующих индустриальную стадию экономического развития. Большинство этих веществ попадает в среду обитания в формах, плохо совмещаемых с химическим составом экосистем, образованием которых управляют физико-химические процессы, проявляющие себя в природе. Загрязнению подвержены и многие регионы Сибири, ныне существенно отличные от первоначального состояния. Масштабы этих отклонений от природных становятся мерой экологического благополучия мест обитания человека и биосферы в целом. Нет сомнения, что при оценке нарушений исходных параметров среды жизнеобитания и жизнеобеспечения можно широко использовать накопленный геохимией опыт исследования экзогенных систем.

Настоящий труд представляет собой первое крупное обобщение результатов исследований, осуществленных геохимиками ОИГГМ СО РАН на территории Западной Сибири в рамках Федеральной программы "Геоэкология Сибири" и поддерживаемых Роскомнедра РФ. Эти исследования являются также составной частью программы "Многоцелевое геохимическое картирование России" (головной институт ИМГРЭ). Цель этих программ – разработать научно-методические основы геоэкологического районирования территории России и мониторинга геологической среды, ориентированные на решение вопросов рационального природопользования и одновременно на оценку минерально-сырьевого потенциала изучаемых регионов. В этом контексте указанные исследования тесно смыкаются с работами, намечаемыми Международным проектом IGP-259 "Международное геохимическое картирование", осуществляемым под патронажем ЮНЕСКО.

Базовой основой книги стало многолетнее изучение поведения элементов в компонентах окружающей среды с учетом достижений науки по ландшафтоведению, геохимии ландшафта и экогеохимии. В области ландшафтоведения авторы опирались на учение о ландшафте как о части географической оболочки, в которой сохраняются или закономерно повторяются специфические физико-географические условия: климат, рельеф, генетические типы почв и почвообразующих пород, особенности состава грунтовых вод. Геохимия ландшафта – научное направление, созданное Б. Б. Польшовым и активно развиваемое А. И. Перельманом на стыке геохимии и ландшафтоведения, позволяет выявлять парагенетические ассоциации элементов и их эволюцию в комплексах сопряженных элементарных ландшафтов. Под термином "экогеохимия" авторы понимают новое научное направление, охватывающее изучение поведения химических элементов в процессах взаимодействия литосферы, гидросферы и биосферы с учетом воздействия на них антропогенных нагрузок.

Монография посвящена обоснованию геолого-экологического районирования типовых природных и с антропогенными нагрузками обстановок в юго-восточной части Западной Сибири для предупреждения нежелательных изменений природной среды. В основу работы положены: 1) данные углубленного и всестороннего анализа последних достижений науки, которые характеризуют поведение химических элементов в процессах взаимодействия живого и косного вещества, развертывающихся в современных физико-географических системах перисферы Земли и 2) результаты комплексного геологического, геохимического, гидрогеохимического и, частично, биохимического изучения характера распространения и распределения большого спектра элементов, включая особо токсичные и радиоактивные, в проточных реакционных системах "вода-порода". Приводятся также сведения о теоретико-методологических наработках исследовательского коллектива в таких дисциплинах, как физико-география формирования почвенно-элювиальных покровов, геохимия ландшафта, экогеохимия, экосистемы и пр., а также о методиках изучения различных компонентов среды жизнеобитания и жизнеобеспечения и составляющих ее ингредиентов.

В первой части книги подробно рассмотрен естественно-феноменологический фундамент геохимии окружающей среды. В ней отмечены особенности геохимических процессов, развивающихся в экосфере, которые в силу присущей им специфики предопределяют качественно-количественные параметры формируемых экосистем. Приведены основные характеристики химического поведения элементов, показаны условия их водной миграции, рассеяния и концентрации. Значительное место отведено вопросам химической денудации и оценке геохимических, аккумулярующих растворенное вещество барьеров. На новой методологической основе рассмотрена биологическая роль химических элементов и их соединений, вовлекаемых в цепи биохимического обмена. Завершается эта часть работы обсуждением принципов геохимического районирования и картирования, позволяющим оптимально адаптировать к различаемой экогеохимической конкретике комплекс применяемых методов составления карт разного масштаба.

Вторая часть посвящена выбору эталонных объектов исследования в разных ландшафтных зонах, учету общих и частных особенностей составляющих информативных компонентов выделенных систем, определению ассоциаций элементов-индикаторов типовых сред, особенностям опробования и вопросам представительности материала обследования, аналитическому и метрологическому обеспечению наблюдений, а также экспериментальным исследованиям, характеризующим распределения и формы нахождения интересующих элементов в почвенно-элювиальных покровах, а также главные их физико-химические параметры.

Накопленные обширные эмпирические данные, которые характеризуют геофон тяжелых металлов и радиоэлементов в главных составляющих экосистем, характеризующих равнинные и горные ландшафты региона, приведены в третьей части работы. В ней рассмотрены основные тенденции распределения их в типах почв (по латерали и по разрезам), механизмы формирования фона различных элементов, даны количествен-

ные оценки основных характеристик геохимического фона. Показаны также особенности распределения элементов в природных подземных водах. Наконец, дается характеристика уровней накопления микроэлементов растениями.

В четвертой части дана информация о неблагоприятных природных и антропогенных химических нагрузках на экосистемы обследованных территорий. Рассмотрены распределения токсичных и радиоактивных элементов в профилях почва-почвообразующий субстрат, оценка динамики их перераспределения, описаны участки с аномальными концентрациями микроэлементов. Показано, что многие элементы уходят с подземным и поверхностным стоком в природные ловушки. В частности, это дает основание считать донные отложения водотоков и водоемов в качестве показателей уровней экогеохимических нагрузок на обследуемые экосистемы. Выделены также площади с аномальным составом вод. Здесь же рассматривается остаточная зараженность почвенных покровов искусственными радионуклидами в ходе проводившихся испытаний ядерного оружия. Кроме того, эта часть содержит сравнительные данные к характеристике экогеохимического состояния непотревоженных, а также техногенных и агрогенных ландшафтов региона.

В пятой части работы дается представление об экзогенных процессах, протекающих в географических ландшафтах юга Западной Сибири (южнее 58° параллели), и о наличии в них типовых экогеохимических обстановок, предопределяющих поведение элементов – загрязнителей среды. В ней обсуждаются проблемы возникновения типохимической специализации автономных компонентов экосистем (растительности, почв, элювия, субстрата, вод). Показано, что хемотипы дают представление о системах как через характеристики, совершающихся в них процессов, так и через специфику химического состава генерируемых последними продуктов. Поскольку геохимические черты экосистемам задает их водность, большое место уделяется установлению типовых гидрогеохимических обстановок, распространению типов вод в регионе и выявлению ведущих показателей, обеспечивающих разное поведение одних и тех же элементов (подвижность, инертность и пр.)

Из всего изложенного в книге вытекают естественным образом практические рекомендации по проведению экогеохимических исследований территорий и по составлению предварительных макетов и карт разного масштаба с соответствующими этим масштабам легендами и смысловыми нагрузками, что составляет содержание заключительной шестой части монографии. В ней обосновывается выбор оптимальной системы опробования при эколого-геохимических экспертизах (показано на примере Катунского полигона).

Настоящая монография – результат работы коллектива авторов. Каждый из них внес вклад в написание ее разделов, которые после обсуждения подвергались доработке ими же, либо ответственными исполнителями тематических заданий. Так, раздел 1.1 представлен Г. Н. Аношиным, разделы 1.2 и 1.3 – В. П. Ковалевым, разделы 1.4, 1.5 и 4.7 – Ю. Г. Щербаковым. Части 2, 3, 4 составлялись Н. А. Росляковым (равнинные ландшафты) и Ф. В. Сухоруковым (горные ландшафты) при участии И. Н. Маликовой, С. В. Мельгунова, Ю. А. Калинина, С. И. Ковалева, С. Р. Осинцева и

Б. Л. Щербова (раздел 5.5). Материал, касающийся химизма природных вод, изложен Н. М. Рассказовым и С. Л. Шварцевым. Авторство 5- и 6-й частей принадлежит Н. А. Рослякову, В. П. Ковалеву и Н. М. Рассказову при участии Н. В. Росляковой. Работа авторского коллектива в основном координировалась Н. А. Росляковым, уделившим много внимания компоновке разделов, общему редактированию и приданию целостности содержанию книги.

Все части монографии сопровождаются пояснительным графическим материалом с соответствующими табличными данными.

Большую помощь и поддержку при подготовке книги оказал Г. В. Поляков.

В работе принимал участие большой коллектив аналитиков и инженерно-технического персонала. Всем им авторы выражают свою глубокую признательность.

В проведении экспедиционных и экспериментальных работ и сборе первичного материала в разные периоды участвовало много сотрудников ОИГГМ СО РАН, студентов НГУ и ТПУ. В их числе д.г.-м.н Г. В. Нестеренко, к.г.-м.н. Б. А. Воротников, А. А. Лукин и Ю. М. Пузанков, н. с. Ю. И. Маликов, инженеры А. В. Васильева, А. В. Геря, Е. В. Запороженко, В. П. Раевский, В. Д. Страховенко, А. С. Степин и др. Их труд заслуживает самой искренней благодарности.

# 1. ЕСТЕСТВЕННО-ФЕНОМЕНОЛОГИЧЕСКИЙ ФУНДАМЕНТ ГЕОХИМИИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

---

## 1.1. Современные проблемы геохимии окружающей среды

Конец 20 в. характеризуется колоссальным усилением антропогенного воздействия на окружающую среду, в результате чего на нашей планете происходят глобальные, порой необратимые, изменения, многие из которых могут иметь опасные, а возможно, и трагические последствия для человечества. Достаточно назвать проблемы, связанные с увеличением концентрации углекислого газа и фреона в атмосфере, ведущие к так называемому “парниковому эффекту”, нарушению в отдельных регионах озонового слоя Земли, с загрязнением атмосферы и мирового океана неорганическими и элементноорганическими соединениями, с истреблением лесов, разрушением почвенного и растительного покрова. Все это вызвало серьезную озабоченность ученых многих стран. Достаточно вспомнить ежегодные доклады так называемого “Римского клуба”, возникшего в 1968 г. Уже первый доклад “Пределы роста”, составленный Д. Х. и Д. Л. Медоузами, И. Рэндерсом и В. В. Беренсом [1991], привлек к себе всеобщее внимание тем, что на огромном фактическом материале с использованием мощной вычислительной техники они показали, что мир, как целостная система, имеет пределы роста численности населения и потребления природы, преодоление которых, к чему стремятся многие страны, ведет к катастрофическим последствиям. Выводы шли так далеко и порождали такое большое количество вопросов, что общество смогло осознать их лишь со временем. Главный вывод – *необходимость перехода от экспансии к глобальному равновесию* – остается незабываемым до сего времени.

Всемирная конференция 1992 г. в Рио-де-Жанейро, проходившая под эгидой ООН, провозгласила необходимость перехода мирового сообщества на рельсы так называемого “устойчивого развития”, обеспечивающего необходимый баланс между сохранением окружающей среды и решением различных социально-экономических проблем. Удовлетворение основных жизненных потребностей нынешнего поколения должно обеспечить сохранение таких возможностей для потомков. Если человечество не сделает этого, то у него нет будущего.

Можно констатировать, что лишь в последнее время человечество по-настоящему обеспокоилось проблемой сохранения “здоровой окружающей среды”, для чего необходимо выработать эффективную стратегию ее защиты, что в свою очередь требует достаточного объема достоверной информации о загрязнении и разрушении окружающей среды и прогнозировании последствий антропогенной нагрузки. Для этого необходимо ответить на ряд вопросов:

1. Какие потенциально опасные вещества содержатся в воздухе, воде, почве и пище?

2. Каков источник их появления и чем оно вызвано?

3. Как можно решить полностью или хотя бы частично проблему использования альтернативных продуктов производств?

4. Как распространяются эти вещества в окружающей среде?

5. Каковы пути миграции загрязняющих веществ, в том числе и по трофическим цепям?

В правильных ответах на эти вопросы, и особенно на последний из них, ведущая роль принадлежит геохимии. Именно в ее арсенале исторически сложился широкий комплекс аналитических методов для выявления самых разнообразных загрязнений окружающей среды. Кроме того, в геохимии с момента ее возникновения стояли задачи исследования химизма процессов, характеризующих все основные компоненты окружающей среды – атмосферу, гидросферу, земную кору с ее почвенным покровом, а также биосферу под углом зрения установления их эволюционного происхождения и изменения в геологической истории.

Из многих определений геохимии как науки наиболее лаконично и удачно высказывание академика Л. В. Таусона: “Геохимия – это наука, изучающая химизм геологических процессов, законы миграции, концентрации и рассеяния атомов химических элементов в эндо- и экзогенных обстановках, проявляющих себя на Земле”. В этом определении отчетливо видна роль геохимии в познании химических процессов в различных оболочках Земли, в том числе и в биосфере, а также процессов, обусловленных производством специфических химических отходов, сбрасываемых в окружающую геологическую среду. По сути дела, проблемы, связанные с глобальными изменениями поверхностных оболочек Земли в результате таких выбросов, сугубо геохимические.

Выдающийся ученый, один из создателей геохимии, академик В. И. Вернадский подчеркивал, что “именно в геохимии на каждом шагу приходится сталкиваться” с явлениями жизни. Исследования в области взаимодействия живого и косного, изучение истории химических элементов в неживой и живой природе позволили создать науку, изучающую эти явления – биогеохимию, основоположником которой также стал В. И. Вернадский. Принципы биогеохимического районирования разрабатывали ученики В. И. Вернадского – А. П. Виноградов, В. В. Ковальский и их последователи. Академик А. П. Виноградов в 1957 г. ввел термин “химическая экология”, а В. В. Ковальский в том же году – понятие “геохимическая экология”. Несколько позднее появилось понятие “экологической геохимии”. В определении “химической экологии” как “науки о химических взаимодействиях между организмами и между живой и неживой природой” [Барьбе, 1978] укладываются определения “экологической геохимии” и “геохимической экологии”. Однако, если в первом случае предметом исследования являются химические элементы и их поведение в процессе взаимодействия живого и косного вещества, то во втором – исследуются реакции живых организмов на воздействие со стороны химического окружения. Из этих определений хорошо видно, что в решении проблем, связанных с геохимической экологией, экологической геохимией и химией центральное место, несомненно, принадлежит геохимии, а весь комплекс проблем, связанных с этими научными отраслями, можно почти полностью отнести к одному из современных научных направлений геохимии – геохимии окружающей среды, поскольку именно эта наука вместе с биогеохимией изучает поведение химических элементов в процессе взаимодей-

ствия живого и косного вещества, а также геохимическую роль окружающей среды для организмов и их сообществ. Раздел геохимии, занимающийся составом и реакционной способностью сбрасываемых в природную среду веществ, А. И. Перельман назвал геохимией техносферы.

Становится очевидным, что сейчас, к концу 20 в., геохимия занимает ведущее место в столь необходимом обществу решении проблем сохранения окружающей среды. Следует отметить, что в это направление, еще задолго до становления геохимии как самостоятельной науки, существенный вклад внесли два выдающихся химика А. Лавуазье трудом “Круговорот элементов на поверхности земного шара” и Л. Пастер работой “Роль брожения в природе”. Они впервые подчеркнули, что взаимосвязь организмов в сложившихся экологических сообществах позволяет многократно реализовать циклическое химическое превращение вещества, в результате чего сообщества организмов приобретают устойчивость в переменных потоках вещества и энергии. Различные явления биосферы, в том числе и жизнь человека, связаны с процессами миграции химических элементов и, таким образом, являются объектом геохимии. Этим определяется теоретическое и прикладное значение геохимии окружающей среды (вместе с биогеохимией) как одной из фундаментальных наук экологического направления.

Загрязнение окружающей среды, зараженность всех частей биосферы в настоящее время – реальный и угрожающий факт. Техногенные причины глобальных загрязнений в основном сводятся к следующему:

- практически невозможно полностью изолировать производственные процессы от окружающей среды;
- принципиально невозможно создать безотходное и безаварийное производство;
- не выполняются особые требования к чистоте сырья, предъявляемые современной промышленностью и предопределяющие предварительные технологические мероприятия;
- неполнота протекания химических реакций, сопровождаемая различными побочными процессами и образованием продуктов, требующих удаления;
- увеличение энергоемкости производств;
- синергетический эффект, заключающийся в значительном увеличении суммарного воздействия загрязняющих веществ, попадающих в атмосферу, и другие компоненты окружающей среды, по сравнению с действием отдельных загрязнителей.

В настоящее время не вызывает сомнения то, что многие природные и антропогенные потоки вещества имеют глобальный характер. Существует много подтверждений этому (ранее отнюдь не бесспорному) положению, например, эффекты распространения радиоактивных и реже других загрязнителей окружающей среды от так называемых точечных источников (ядерные полигоны, например, Семипалатинский, Чернобыль, Норильск, ДДГ в Антарктиде и многие другие). Роль техногенной или антропогенной составляющей геохимического фона несомненна, и даже, как показывают самые современные исследования, в ряде случаев техногенная компонента превышает природный геохимический фон. Задача геохимии заключается в том, чтобы, используя весь комплекс методов, разделить эти составляющие, установить их действительные соотношения, оценить пути миграции

химических элементов и веществ, а также оценить роль основных объектов окружающей среды в локальном, региональном и глобальном переносах. Подобными исследованиями выяснено, например, как велика роль атмосферного переноса ряда загрязняющих веществ в форме аэрозолей многих тяжелых металлов.

Выделение антропогенной составляющей из природного геохимического фона можно проводить различными путями:

- установление прямой корреляции между аномалией и антропогенным источником;

- выявление нарушения естественных геохимических ассоциаций химических элементов и изменений их форм нахождения;

- обнаружение собственно антропогенных продуктов (например, радионуклидов Cs-137, Cs-134 и др. химических веществ – ксенобиотиков, синтетических и тому подобных, чуждых природным средам);

- изучение характера распределения вещества в сопряженных компонентах окружающей среды, их фациях и фракциях (воздух, вода, почва, снег, донные осадки, взвешенное вещество, растения);

- установление динамики изменения потоков вещества во времени (например, режимные, гидро- и атмогеохимические наблюдения и др.).

Существует также ряд других приемов и методов. Основная роль по всем указанным направлениям принадлежит применению современных аналитических методов.

Очевидно, что глобальная оценка состояния среды обитания, пространственно-временного распределения химических элементов и управляющих факторов и механизмов является геохимической проблемой номер один как в теоретическом, так и прикладном аспектах.

Загрязнение окружающей среды химическими веществами различной природы и происхождения в настоящее время достигает критических размеров и оказывает все большее давление на природное равновесие в глобальных масштабах. Проблема токсичности ксенобиотиков усугубляется их беспорядочным использованием и растущими масштабами производства. Поэтому требуется особая тщательность при захоронении, чтобы уменьшить их вредные воздействия на основные компоненты окружающей среды. Знание процессов миграции различных загрязнителей и токсикантов между отдельными составляющими окружающей среды является основой для количественной оценки их ведущих миграционных тенденций, предсказания путей их трансформации и воздействия на окружающую среду. Очень хорошим примером служат общеизвестные “тяжелые металлы”. Уже довольно хорошо изучены глобальные атмосферные потоки таких элементов, как Cu, Ni, Zn, Cd, Hg, Pb, и этот ряд расширяется. Рассмотрены модели глобальных и региональных геохимических циклов этих и ряда других редких металлов. Составлены уравнения глобального и регионального геохимического баланса масс и получены во многом ошеломляющие выводы, главный из которых состоит в том, что человеческая активность в настоящее время вносит основной вклад в глобальные и региональные циклы для большинства редких элементов, в том числе тяжелых металлов.

Данные И. О. Нриагу [Nriagu, 1989], полученные в результате обобщения большого материала, показывают, что антропогенная эмиссия редких металлов в атмосферу в 1983 г. превышала природную для V, Cu, Ni, Zn, As, Mo, Cd, Hg, Pb, S и U. Если расположить эти элементы по отноше-

нию глобальных оценок природной эмиссии к общей (суммарной), то получим такой ряд: Pb – 0,04 – элемент, антропогенная эмиссия которого в 18 раз превышает природную и далеко превосходит другие, но причины этого в общем понятны. Далее идут: Cd – 0,15; V – 0,25; Zn – 0,34; Ni – 0,35; As – 0,39; Hg – 0,41; Sb – 0,41; Cu – 0,44. Для Mo оценка антропогенного вклада минимальна (0,48) и не очень значительна при отношении 0,89. Для Se и Cr – 0,58 антропогенный вклад более значителен.

Огромный материал по проблемам экологической геохимии, накопленный в Санкт-Петербурге, обобщил В. С. Певзнер (ВСЕГЕИ). Он акцентировал внимание на глубинных геологических процессах, которые в явном виде происходят в поверхностной обстановке, на влиянии антропогенеза через воду, воздух, неумеренное извлечение энергетического сырья, на геологических процессах, приводящих к нарушению природных равновесий и геохимических циклов. Техногенные нарушения геохимических барьеров ведут к преобразованию парагенетических ассоциаций многих элементов, нарушается нормальный обмен веществ, активизируется круговорот наиболее подвижных элементов – Hg, As, Sb, Cd, Tl и др. Анализ роли антропогенеза как геологической силы требует палеогеохимических исследований, выявления индикаторов “памяти” и подразделения с их помощью основных геологических этапов развития земной коры.

Таким образом, индустриальный фактор оказывает главное влияние на геохимические атмосферные циклы многих металлов. Для Cd вклад из антропогенных источников превышает вклад из природных источников в 5 раз, для As, Ni, Sb и V – в 2–3 раза. Во многих индустриальных регионах, в том числе и в Сибири, очень высоко содержание в окружающей среде техногенной ртути [Янин, 1992; Химия., 1995]. Ознакомление широких масс населения и особенно правительственных деятелей с последствиями подобного воздействия поможет осознать всю серьезность полученных данных.

Совокупность процессов, связанных с производственной деятельностью и вызывающих изменение химического состава главнейших компонентов биосферы, А. Е. Ферсман еще в начале 30-х годов нашего столетия назвал техногенезом. “Человек геохимически переделывает мир”, вводя в естественные циклы перераспределения земного вещества техногенные продукты – неорганические и органические отходы в твердом, жидком и газообразном агрегатных состояниях. Заслуживает внимания интересная и актуальная монография К. И. и О. В. Лукашевых [1986], посвященная техногенезу и геохимическим изменениям в окружающей среде. В этой работе обсуждены теоретические проблемы создания геохимической концепции окружающей среды на основе рассмотрения ее взаимодействия с земными геосферами разного типа, а также очерчен круг необходимых понятий и дефиниций, способствующих научному осмыслению возникающих в этой области явлений. Под техносферой авторы понимают часть географической оболочки, охваченной влиянием и преобразованием в процессе техногенной деятельности человека. Они предлагают ряд техногенно-геохимических критериев, ориентированных на рациональное использование природных ресурсов, и некоторые организационные и методические аспекты контроля и охраны окружающей среды.

Наряду с изучением глобальных потоков вещества, очень важно оценить подобные потоки в локальном и в региональном плане, а также оценить и выделить роль глобальной составляющей регионального и местного

фона. В исследованиях регионального плана очень важно выделить природную и техногенные компоненты регионального геохимического фона. В подобных исследованиях мы считаем целесообразным рекомендовать использование хорошо разработанного аппарата поисковой или прикладной геохимии. Возможности аппарата прикладной геохимии незаменимы в оценке фонового состояния окружающей среды. Эти геохимические данные одинаково важны как для успешных поисков месторождений путем выделения над фоном геохимических аномалий – индикаторов оруденения, так и для определения на количественном уровне степени загрязнения основных компонентов окружающей среды различными химическими элементами и веществами. Очевидно, что без надежных и исчерпывающих данных о геохимическом фоне едва ли возможно надежно идентифицировать природные и техногенные аномалии тех или иных химических элементов и их ассоциаций в пределах изучаемых территорий. В общем случае для окружающей среды характерно наложение антропогенных (техногенных) загрязнений на природный геохимический фон химических элементов. Поэтому при экогеохимическом изучении объектов окружающей среды постоянно возникает необходимость разделения крайне сложных геохимических аномалий, являющихся по происхождению полигенными и полихронными. Очевидно, что в общем виде решение задач подобного типа сводится к выделению природной и техногенной компонент геохимического фона.

В своих основополагающих геохимических и биогеохимических трудах В. И. Вернадский констатировал, что эпоха стихийного развития человечества заканчивается. Начинается новая эпоха управляемого развития: биосфера переходит в иное эволюционное состояние – *ноосферу*. Однако и на исходе 20 века деятельность человечества, несмотря на осознание пагубности ничем не регламентированных путей достижения благополучия, все еще направлена в основном на покорение, а по существу, на истребление природы. Это, как хорошо понимается многими, все ближе подводит человечество к критической черте, за которой следует неминуемая деградация всего живого на Земле. В связи с этим человечество постепенно начинает осознавать необходимость внедрения широкомасштабной системы контроля за изменениями окружающей среды. В ряде наиболее развитых стран созданы дорогостоящие государственные системы мониторинга окружающей среды. Объектами регулярного изучения становятся атмосфера, гидросфера и биосфера. Слово “экология” стало очень популярным и все чаще встречается в статьях, докладах, выступлениях политиков и государственных деятелей. Естественно, что многие представители классических естественных наук в той или иной мере касаются проблем окружающей среды и экологии. Уже накоплен огромный фактический материал по ряду регионов и стран, в том числе и по Сибири. Однако до недавнего времени эти материалы были мало доступны представителям не только далеких от геологических и биологических проблем, но в большинстве случаев и от указанных специальностей.

В связи с задачей проведения широкомасштабного регулярного изучения объектов окружающей среды, возникает насущная потребность в серьезном инициировании комплексирования и интеграции всех исследований, представляющих самые разные науки, но имеющих отношение к экологии и к окружающей среде. Широкие экологические исследования в

различных научных направлениях должны проводиться на единой методологической основе, с использованием всего аппарата теоретической и прикладной геохимии. Осознание необходимости изучения химического состояния поверхностных оболочек Земли, изучение геохимических и биогеохимических циклов многих химических элементов, в том числе относящихся к токсичным, а также идея разумной эксплуатации поверхностных оболочек Земли привели к созданию нового глобального проекта – Международного геохимического картирования (International Geochemical Mapping), идея которого возникла в нашей стране еще в 20-е годы. Так, В. И. Вернадский первым указал на необходимость создания карты радиоэлементов земной коры.

Важность данного проекта особенно подчеркивается тем обстоятельством, что в современной картографической базе данных наук о Земле, располагающей самыми разнообразными глобальными геолого-географическими материалами, практически отсутствуют геохимические данные. Они есть примерно для одной десятой части земной поверхности. Необходимость глобальной оценки состояния окружающей среды и минеральных ресурсов обуславливает необходимость создания глобальной согласованной системы эколого-геохимических данных. Цель Международного проекта – разработать и создать всестороннюю и систематическую глобальную геохимическую базу данных, основанную на опробовании главных объектов земной поверхности, и составить геохимический атлас мира. На картах атласа следует отобразить уровни содержания многих химических элементов, выделить региональные тренды и химические провинции, крупномасштабные эколого-геохимические аномалии, опираясь главным образом на опробование вторичных геохимических сред (водных потоков рассеяния, донных осадков, взвесей, почв и т. д.). По возможности должны быть учтены и данные по геохимии коренных пород. Создание такого атласа обеспечит необходимую основу для решения многих глобальных задач природопользования и изменения среды обитания, оценок минерально-сырьевого потенциала.

Перед создателями мирового геохимического атласа стоит очень трудная задача – собрать и обработать крайне разнородную эколого-геохимическую информацию, учитывающую различные среды опробования, разный уровень аналитики. Очень важны начатая в 1991 г. программа “Многоцелевое геохимическое картирование России” и примыкающая к ней программа “Геоэкология России”. В этих долгосрочных программах предполагается провести геохимическое картирование России м-ба 1 : 1 000 000, 1 : 200 000, 1 : 50 000. Несколько полигонов находятся на территории Сибири. Проведение геохимических съемок на территории России будет иметь явную экологическую направленность и способствовать решению вопросов рационального природопользования, наряду с собственно геологическими задачами. В районах с интенсивной хозяйственной деятельностью особое внимание будет уделено выявлению техногенных геохимических аномалий. Наличие такой информации необходимо для проведения научно обоснованной государственной экологической политики, планирования и обоснования любых крупных хозяйственных проектов. В результате выполнения программы “Многоцелевое геохимическое картирование России” полученная эколого-геохимическая информация послужит

также основой для изучения, прогнозирования и предупреждения природных и техногенных катастрофических процессов и явлений.

Программу многоцелевого картирования России планируется скоординировать с проектом IGP-259 Международного геохимического картирования. В процессе проведения работ по этому проекту накоплен огромный опыт по методике опробования различных природных сред, по созданию банков и баз геохимических данных, по организации крупных аналитических центров. Это позволит повысить уровень исследований по Российскому проекту.

Несмотря на высокий уровень отечественных научно-методических исследований в области прикладной геохимии, оригинальных разработок в области эколого-геохимических, ландшафтно-геохимических исследований, существующие программы в области экологии и геохимии плохо состыкованы, выполняются различными организациями при отсутствии комплексного подхода. Относительно невысок, по сравнению с ведущими странами, и уровень компьютерных технологий геохимического картирования и математической обработки данных. Все это ведет к несопоставимости различных карт, часто к низкому качеству полученной информации, существенному удорожанию работ и распылению ассигнований.

Все вышесказанное особенно актуально для территории Сибири, где сосредоточены многие крупные объекты горно-добывающей и перерабатывающей промышленности, крупнейшие биологические и энергетические ресурсы. В результате многолетней интенсивной эксплуатации месторождений полезных ископаемых, неравномерного размещения крупных промышленных предприятий в Сибири возникли регионы со значительным нарушением экологического равновесия, что выражается в загрязнении атмосферы, отравлении поверхностных и подземных вод, разрушении основных ландшафтов, сокращении экологически чистых природных пищевых ресурсов и т. д. Такой вывод вытекает из сопоставления распределения микроэлементов и радионуклидов в компонентах окружающей среды ландшафтов: от целинных – в Горном Алтае до сильно подвергшихся техногенному воздействию – в окрестностях крупных промышленных центров Кемеровской и Новосибирской областей.

## **1.2. Главнейшие особенности геохимии экосферы.**

### **Типы природных экосистем и специфика протекающих в них химических процессов**

Под экосферой авторами понимается поверхностная область планеты, которая характеризуется варьирующими в широких пределах условиями жизнеобитания и жизнеобеспечения, задаваемыми космо- и солнечно-земными связями. Экосфера тесно взаимодействует с физико-географической оболочкой Земли, где имеет место сопряжение и взаимодействие трех основных агрегатных состояний вещества – газообразного (атмосфера), жидкого (гидросфера) и твердого (литосфера), являющихся исходным базисом биогенных субстанций.

Геохимия глубоко исследует процессы изменения вещества в экосфере, где в сезонно-динамичном географо-климатическом пространстве в меняющихся физико-химических условиях имеет место циклически подвижное взаимодействие минерального вещества, воды, атмосферных га-

зов, а также живой и отмершей органики и продуктов обмена организмов со средой. В недрах экзогенной геохимии создано учение о геохимических ландшафтах, раскрыты механизмы формирования разных типов почвенного покрова и сопрягающихся с ним кор выветривания на разнообразных породных субстратах. В геохимии разработаны представления о рождении, развитии и гибели природных систем, об условиях их нормального функционирования и о пределах их существования. В разделе геохимии – кристаллохимии всесторонне рассмотрены вопросы изоморфных замещений в минералах и дано классическое представление о твердых растворах. На основе термодинамических и физико-химических исследований осуществлен анализ поведения элементов в многокомпонентных полифазных системах. Все это позволяет раскрывать явления рассеяния и концентрации химических элементов. Большие наработки выполнены по установлению разнообразных геохимических барьеров, играющих определяющую роль в процессах рудообразования. Накоплено множество данных, характеризующих процессы перераспределения – растворения, переноса и перераспределения элементов в экзогенных системах. Существует множество эмпирических и теоретически рассчитанных характеристик химической устойчивости соединений и их ассоциаций в различных физико-химических обстановках.

Все это вместе взятое составляет прочный фундамент экогеохимических исследований. Благодаря ему удается устанавливать в главнейших составляющих природной среды (с использованием известных геохимических индикаторов) исходный экогеохимический фон с его вариациями, а также выявлять естественные и антропогенные аномалии. Определение этого фона и его нарушений в ту и другую стороны, опирающиеся на опробование наиболее информативных составляющих среды жизнеобитания и жизнеобеспечения – почвы, донные осадки, воды, воздух – составляет необходимую базу экогеохимической информации. Но этим экогеохимические исследования не должны заканчиваться, так как необходимо дать ответы на многие вопросы. Каковы, например, источники поступления опасных веществ? Насколько вредоносны формы их проявления? Каковы их связи с теми или иными ингредиентами экосферы? Минерализуются ли они на месте, выносятся ли за пределы экосистем или поступают в цепи питания? Как распространяются эти вещества в системах разного типа? Каковы буферные характеристики составляющих элементов (пределы сопротивления) этих систем, т. е. какова их уязвимость – инертность по отношению к разрушающему действию от привносимых извне возмущений? Какова способность конкретной экосистемы к самоочищению и самозагрязнению вредоносными компонентами?

С химической стороны экогеохимия должна изучать процессы и эффекты взаимодействия и обмена между всеми автономными составляющими экосистем, а также отражение результатов этих процессов и эффектов в химическом составе живых и косных производных. Современная наука под экосистемой понимает информационно саморазвивающуюся, термодинамически открытую совокупность вещества и энергии, единство и функциональная связь которых в пределах характерного для данного участка биосферы времени и пространства обеспечивает превышение закономерных внутренних перемещений вещества, энергии и информации над внешним обменом и на основе этого неопределенно долгу саморегу-

ляцию ее как целого под управляющим воздействием биотических и биогенных составляющих [Экологический словарь, 1993]. Будучи открытой, экосистема сопротивляется внешним воздействиям только до некоторых пределов (хотя по возможности активно природа и видоизменяет среду в желательных для нее направлениях), после чего начинает трансформироваться в нежелательных направлениях или полностью разрушается.

Учитывая сказанное, экогеохимия, в конечном счете, помимо фиксации уровней загрязнения природных экосистем и установления предельных нагрузок на них, кроме предсказания вызванных этими загрязнениями нарушений естественных процессов, должна обеспечивать нахождение (отыскание) химических геотехнологий, элиминирующих действие вредоносных факторов, которые негативно сказываются на жизнедеятельности растений и животных. Экогеохимия должна сводиться не только к мониторингу состояния экосистем, не только к предупреждению грозящих опасностей и не только к регистрации последующего перераспределения загрязняющих компонентов в динамических встречно- и однонаправленных перетоках вещества от одних составляющих систем к другим. Главное ее предназначение видится в адаптировании техногенных выбросов к конкретным геологическим обстановкам с использованием естественных и искусственных геохимических барьеров, кооперированных с соответствующими составными элементами экосистем. Адаптация сводится к созданию максимально уравновешенных со средой устойчивых твердофазных химических соединений, чем минимизируются всевозможные физико-химические контрасты, градиенты и потенциалы. Ведь именно они являются непосредственными причинами, предопределяющими нежелательную в данном случае миграцию вещества. Это главное концептуальное требование сопряжения вредных отходов производства со средой. Наилучшее решение поставленной задачи – привести вредные токсичные элементы в прочную химическую связь с минералами самих пород, из которых им трудно будет поступать в трофические цепи.

Взаимодействие вредных отходов со средой во многом контролируется климатом. Особенности суточной и сезонной освещенности планеты, ось вращения которой наклонена к плоскости эклиптики на  $23^{\circ} 30'$ , сказываются на радиационном балансе ее поверхности, что выражается в появлении климатической поясности.

На земном шаре четко проявлены три максимума выпадения атмосферных осадков (один на экваторе и два в умеренных широтах) и четыре минимума (два в полярных районах и два на  $25^{\circ}$  с. ш. и ю. ш.). Гумидные максимумы благоприятны для развития растительности (особенно тропическая зона). В аридных минимумах растительность угнетена недостатком влаги, превышением испарения над поступлением воды, а в бореальных – минусовыми температурами на протяжении всего года. Количество тепла и влаги определяет характер протекания (скорость, глубину, интенсивность) химических процессов в зоне гипергенеза. Это решающим образом сказывается на миграционной активности химических элементов, в том числе токсичных. В маловодных низко- и высокотемпературных обстановках преобладают физические виды выветривания, а в зонах повышенного увлажнения – химическое разложение минерального вещества.

Температура и влагонасыщение, устанавливающие интенсивность химических взаимодействий между неорганическими и органическими

компонентами природы, ответственны за образование почвенного покрова и подпочвенного элювия с реголитом – продуктов преобладающего химического и физического разрушения пород. Почвенный покров является совокупным порождением химических взаимодействий и превращений косного и живого вещества на суше. В зависимости от состава породного субстрата, типа растительности и физико-химических режимов он меняет состав и строение. Существенной составляющей почв является органика – отмершие ткани растений и животных, представляющие белки, углеводы, липиды, пигменты и другие вещества. В почве они включаются в реакции с почвенными растворами, газами и минеральными фазами в результате чего заметно трансформируются, на разных стадиях диагенеза испытывают гидролиз и окисление, претерпевают микробиологическое и химическое преобразование.

Относительно малопрочные вещества растительных остатков и продуктов их трансформации быстро разлагаются и полностью минерализуются. Конечные продукты их окисления в виде  $H_2O$  и  $CO_2$  скапливаются в порах и взаимодействуют с минералами почв, как, впрочем, и многие промежуточные продукты распада и конденсации. Более прочные органические соединения образуют так называемый гумус – органическую часть почвы сложного состава, представленную собственно гумусовыми веществами и неспецифическими органическими соединениями [Орлов, 1985]. Гумусовые вещества обладают достаточно высокой биотермодинамической устойчивостью. Это относительно стабильные формы органического материала, определяющие плодородие почв. Гумусообразование является по сути синонимом почвообразования. Гумус в почвах выполняет многие функции: обеспечивает физико-химические показатели, устойчивость структуры и газо-водно-пищевого режима (благодаря способности к катионно-анионному обмену, кислотнo-щелочным свойствам и окислительно-восстановительным характеристикам).

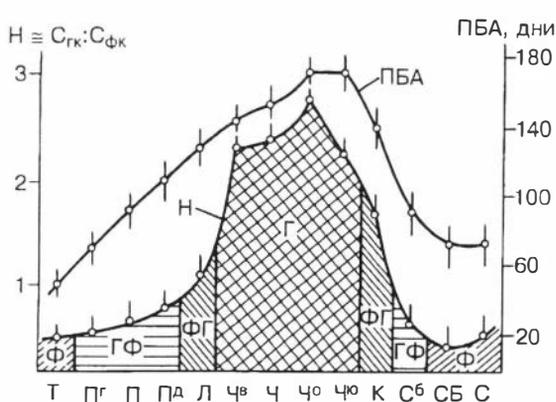
Максимальные количества органики наблюдаются в гумидных тропиках, минимальные – в полярных областях и пустынях. Продуктивность на максимумах и минимумах различается более чем в тысячу раз. Запас изымаемого растениями из атмосферы углерода (оцениваемый по термическим поясам в миллиардах тонн) составляет в тропической зоне 1397, в субтропических поясах 323,9, в суббореальных – 287,7, в бореальных – 439 и в полярных 13,8. Процессы разрушения органики замедлены в полярных и ускорены в тропических областях. Поскольку 99 % биомассы на Земле обеспечивает растительность, то климатическая зональность характеризует одновременно и интенсивность проявленных в поясах химических, биохимических и биогеохимических процессов. Органика в почвах дает большое число растворимых в воде соединений с необходимыми растениям и животным питательными элементами в легкоусвояемых формах. Возникающие здесь разнообразные органические кислоты играют существенную роль в разрушении первичных минералов, образовании легкорастворимых соединений, участвующих в переносе многих макро- и микроэлементов.

Как указывалось выше, органическая субстанция почв представлена гумусом, в котором различают негуминовые (углеводы, смолы, воски и др.) и гуминовые (гуминовые и гиматомелановые кислоты, фульвокислоты, гумины) вещества. Глубина гумификации почв связывается с длительностью вегетационного периода и с уровнем биохимической активности почвообра-

зующих систем [Орлов, 1985]. В холодных и засушливых зонах гумификация отмершей органики тормозится замедленностью химических превращений и дефицитом воды. В тундровых серо-бурых и сероземных почвах содержатся исключительно фульвокислоты, более обогащенные кислородом сравнительно с гуминовыми кислотами (рис. 1). Дерново-подзолистые, глеево-подзолистые и подзолистые почвы лесов умеренного пояса содержат как фульво-, так и гуминовые кислоты. В черноземах степных пространств гуминовым кислотам принадлежит ведущее место. В переходных к пустыням каштановых и бурых полупустынных почвах снова начинают преобладать фульвокислоты.

Процесс гумификации продуктов разложения органических остатков тесно связан не только с периодом биологической активности (ПБА) и с активностью микробиологических и биохимических процессов, но и со степенью насыщенности почв основаниями. Сильнокислые ферриаллитные почвы тропиков, в которых появляются подвижные алюминий и марганец, подавляющие деятельность микрофлоры, независимо от ПБА обогащаются фульватным гумусом. Гуминовые кислоты меньше обогащены кислородом (содержание кислорода варьирует от 32 до 38 мас.%). Они существенно богаче углеродом (46-62 мас.%). В фульвокислотах содержание кислорода составляет 45-50 мас.%, а углерода - всего 36-44 мас.%. И те и другие характеризуются близкими количествами водорода (3-5 мас.%) и азота (3-5 мас.%), а также серы и фосфора [Орлов, 1985]. В гумусовые кислоты также входят катионы различных металлов, необходимых для жизнедеятельности.

**Почвы** - средоточие химических и биохимических процессов. Минеральная их часть представлена тонкодисперсными (до коллоидальной размерности) каркасными и листовыми силикатами, а также аморфными веществами. При насыщении влагой в почвах формируются истинные растворы и золи, способствующие извлечению и переносу химических элементов по межзерновому пространству. В почвах осуществляются всевозможные реакции. В растворах появляются разнообразные катионы, а также анионы неорганических и органических кислот, поставляющие необходимые для растений вещества. В зависимости от катионно-анионного



**Рис. 1.** Гумусное состояние почв зонально-генетического ряда (по Д. С. Орлову [1985]).

Типы гумуса: Ф - фульватный, ГФ - гуматно-фульватный, ФГ - фульватно-гуматный, Г - гуматный.

Почвы: Т - тундровые, Пг - глееподзолистые, П - подзолистые, Па - дерново-подзолистые, Л - серые лесные, Чв - черноземы выщелоченные, Ч - черноземы типичные, Чо - черноземы обыкновенные, Чю - черноземы южные, К - каштановые, Сб - бурые полупустынные, С - серо-бурые, С - сероземы.

Шкалы: Н - глубина гумификации почв ( $C_{ГК} - C_{ФК}$  - содержание фульвокислот), ПБА - период биологической активности почв.

состава почвенных растворов различаются почвы очень кислые, сильно-, средне- и слабокислые, околонеутральные, а также слабо-, средне- и сильнощелочные. Химические свойства почв в огромной степени зависят от способности составляющих их ингредиентов к катионному обмену. Эта способность оценивается емкостью катионного обмена, которая зависит от состава фаз, дисперсности фракций, величины активных поверхностей частиц и знака их заряда. Она варьирует от нуля у обломков кварца до 150 мг-экв/100 г у монтмориллонита. У гуминовых кислот она определяется в 500–900 мг-экв/100 г [Орлов, 1985].

Катионный и анионный обмен существенно управляет распределением и поведением многих необходимых растениям элементов в почвах. Катионообменная способность заметно усиливается к основанию почвенного разреза в так называемом иллювиальном горизонте, куда вымываются коллоидальной размерности глинистые частицы и гумусовые кислоты. Обмен катионами продолжается и в подстиляющем элювиальном субстрате, богатым продуктами химического разложения исходных пород, в первую очередь слоистыми алюмосиликатами. Почвы – это область существования разнообразных минералогических соединений, в появлении которых играют большую роль водородные связи и обычные электростатические силы. Среди элементоорганических соединений заметное место принадлежит хелатным структурам. Гумусовые вещества образуют соли и комплексные соединения не только с Ca, Mg, K и Na, но и с переходными металлами, в том числе токсичными. Они прочно связывают многие вредные для жизни элементы (Ni, Cd и др.), что снижает загрязнение почв подвижными их формами.

В настоящее время известно, что продукты отмирания флоры и фауны переживают в почвах несколько стадий преобразования: 1) разложение с образованием высокомолекулярных продуктов, 2) кислотообразование с появлением гумусовых кислот (преимущественно гуминовых и фульвовых), 3) солеобразование и сорбция на вторичных минералах зон выветривания параллельно с уменьшением молекулярных масс в результате окислительного расщепления и 4) глубокое окисление с разрывом колец химических связей и переходом в простые продукты распада – H<sub>2</sub>O и CO<sub>2</sub>. В почве имеет место гидролиз и окисление гумусовых кислот. Степень гидролиза гуминовых кислот в сероземах и дерново-подзолистых почвах выше, чем в черноземах, а фульвокислот выше, чем гуминовых. Гидролизуются легко периферические (алифатические) части гумусовых кислот предпочтительно перед устойчивыми ядерными (циклическими) частями. Гидролизуемость кислот по азоту значительно выше, чем по углероду, так как азот преобладает в составе линейных периферических компонентов этих соединений. При окислении гумусовых кислот наблюдается их деструкция с появлением полициклических углеводородов, азотсодержащих гетероциклов, бензополикарбоновых кислот. Периферические цепи гумуса окисляются сначала до уксусной и щавелевой кислот, а затем также до H<sub>2</sub>O и CO<sub>2</sub>.

Таким образом, в почве и в подпочвенном субстрате происходят сложные химические преобразования вещества. Указанное окисление органических соединений атмосферным кислородом приводит к обогащению почвенного воздуха CO<sub>2</sub> с его содержанием от 0,03 до 0,5–5 объем.% (и даже 10 %). Углекислый газ далеко не полностью возвращается в атмосфе-

ру, а, образуя с  $\text{H}_2\text{O}$  угольную кислоту, переходит в форме карбонат-ионов в подземный сток, где, взаимодействуя с минеральным веществом, образует карбонаты. Углекислый газ во многом определяет кислотные свойства подземных вод.

Почвы гумидных зон имеют кислый состав. Благодаря этому, в условиях избыточного увлажнения почвы теряют  $\text{Na}$ ,  $\text{Mg}$  и  $\text{Ca}$ , которые мигрируют за пределы приповерхностных зон выноса [Перельман, 1966]. Легко выносятся водами и такие анионы как  $\text{Cl}^-$  и  $\text{SO}_4^{2-}$ . Почвы, имеющие кислую реакцию водных вытяжек, обогащаются полутормными окислами. Именно здесь возникают так называемые сиаллиты, богатые  $\text{Si}$  и  $\text{Al}$ . Воды таких областей слабоминерализованные и, как правило, пресные. Подзолистые почвы умеренных зон обедняются  $\text{Ca}$ . В почвах жарких тропиков идет вымывание даже  $\text{Si}$ . Здесь в остатке накапливаются малоподвижные  $\text{Al}$  и  $\text{Fe}^{3+}$  с образованием аллитов и ферриаллитов.

Напротив, почвы аридных областей характеризуются щелочным составом. Они формируются в условиях неглубокого промывания, из них не выносятся не только  $\text{Na}$ ,  $\text{Mg}$  и  $\text{Ca}$ , но и более подвижные  $\text{Cl}$  и  $\text{S}$ . Здесь отмечено засоление почв и всегда дефицитных вод, которые сильно минерализованы (солей много больше 1 г/л). В озерах аридных областей скапливаются соли  $\text{Na}$ ,  $\text{Mg}$  и  $\text{Ca}$ . В степных и лесостепных засушливых обстановках формируются содовые воды, так как влаги здесь достаточно для растворения галита и гипса с переводом в растворы  $\text{Na}$ ,  $\text{Ca}$  и  $\text{S}$ . Веду-

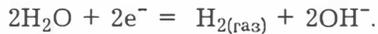
щим анионом здесь является  $\text{HCO}_3^-$ . Температурная и хемосорбционная дифференциация обеспечивает преимущественную миграцию  $\text{Na}$  в сравнении с  $\text{Mg}$  и  $\text{Ca}$ . При отсутствии активного водообмена кальций и магний образуют в почве и коре выветривания плохорастворимые карбонаты. Извлекаемый из атмосферного углекислого газа на строительство тканей растений углерод, вновь окисляясь до  $\text{CO}_2$ , накапливается в подпочве.

Как видно из сказанного, на протекание химических реакций в почвенном покрове и элювии существенное влияние оказывают окислительно-восстановительные реакции, определяемые режимами аэрации и водности. Эти реакции окисления – восстановления осуществляются непрерывно, изменяя состав органики и степень окисления  $\text{Fe}$ ,  $\text{Mn}$  и других элементов с переменной валентностью, входящих в состав первичных минералов почвенного субстрата. В разрезах почв и элювия возникают и восстановительные обстановки. В них различные степени окисления проявляют  $\text{Fe}$ ,  $\text{C}$ ,  $\text{S}$ ,  $\text{N}$  и многие металлы. Гетерогенная многофазная среда, которой являются почва и подпочва, предопределяет сложное протекание окислительно-восстановительных реакций. Окислительно-восстановительные условия определяются и биогенными факторами, а также биохимическими процессами и деятельностью микроорганизмов. Основные потенциалообразующие реакции почв связаны с кислородом, водой и продуктами жизнедеятельности микроорганизмов.

Поскольку в почвенных водах концентрации ионов практически всех элементов весьма малы, то границы окислительно-восстановительных условий в почвах задаются в основном водой, которая может выступать и в качестве окислителя, и в качестве восстановителя [Гидрогеохимия, 1982]. Верхнюю окислительную границу задает уравнение устойчивости воды:



Нижняя восстановительная граница устойчивости воды определяется уравнением:



При  $\text{pH} = 7$  устойчивость воды в почвах определяется интервалом значений  $E_h$  от  $+0,8$  до  $-0,3$ . Как следует из приведенных уравнений,  $E_h$  и  $\text{pH}$  тесно связаны друг с другом. Величина  $\text{pH}$  среды определяется активностью протонов в ней. Большое число протонов (катионов водорода) создает кислую обстановку, а недостаток – основную (щелочную). Поскольку электроны и протоны имеют противоположные заряды, то, естественно, избыток одних означает недостаток других. Отсюда высокие  $E_h$  характеризуют низкие  $\text{pH}$ , а низкие  $E_h$  – высокие  $\text{pH}$ . Этим и объясняется, что реакционные линии  $\text{H}_2\text{O}$  на диаграмме  $E_h - \text{pH}$  имеют характерный наклон вправо. В почвенных суспензиях в интервале  $\text{pH}$  от 1 до 14  $E_h$  меняется строго линейно с угловым коэффициентом порядка  $40-60$  мВ. В большинстве почв основную окислительно-восстановительную роль играет система  $\text{H}_2\text{O}-\text{O}_2$ .

В реальном почвенном покрове отмечаются существенно разные окислительно-восстановительные потенциалы (ОВП), в том числе равно неблагоприятные для процессов жизнедеятельности резко окислительные и крайне восстановительные. Окислительно-восстановительные процессы влияют на состояния химических элементов в почвах и определяют характер их соединений. В окислительных обстановках сульфат-ион быстро вымывается из почв, но в восстановительных задерживается в форме практически нерастворимых  $\text{FeS}$ ,  $\text{MnS}$  и других сульфидов. Здесь присутствует и токсичный сероводородный газ. С окислительно-восстановительными условиями связаны процессы нитрификации и денитрификации почв. Процессы нитрификации особенно активны при хорошей аэрации и ОВП в пределах  $+0,35 \dots +0,55$  В. В условиях анаэробнозиса нитрификация полностью прекращается – почвы теряют азот в форме оксида азота и молекулярного азота. С ОВП связана опосредованно и подвижность фосфора, несмотря на сохранение им основной степени окисления V. Образование закисных соединений железа в глеевых обстановках сопровождается ростом растворимости фосфатов и миграцией фосфора с растворами. В окислительных условиях фосфорные соединения сорбируются гидроксидами окисного железа. Наиболее характерным индикатором окислительных и восстановительных сред служат гидроксиды двухвалентного и трехвалентного железа, окрашивающие почвы в зеленые и коричневые цвета. Характерным газом восстановительных обстановок является метан, возвращающий углерод в атмосферу.

Сгруппировать почвы по окислительно-восстановительным режимам в четыре класса: 1) почвы с абсолютным господством окислительных процессов, 2) с господством окислительных процессов, 3) с контрастным окислительно-восстановительным режимом и 4) с господством восстановительных условий по всему профилю – предложил И. С. Кауричев [Орлов, 1985]. В грубом приближении окислительные процессы более свойственны водораздельным водосборным автономным ландшафтам, где наиболее выражено аэрирование почв и элювия, а восстановительные явления свойственны низинным аквальному ландшафтам, где происходит разгрузка подземных

водных резервуаров. Для типичных ландшафтов средней и южной тайги Д. С. Орлов и А. Р. Джиндил [Орлов, 1985] предложили различать зоны 1) стабильного преобладания окислительных процессов, 2) устойчивого развития восстановительных процессов, 3) неустойчивых величин ОВП и 4) переходные между устойчиво окислительными и устойчиво восстановительными полями. Такое деление ландшафтов крайне необходимо для экогеохимии, так как окислительно-восстановительные условия активно управляют поведением большинства элементов переменной валентности, в том числе и токсичных. Значение ОВП обстановок позволяет определять условия миграции, рассеяния и концентрации различных соединений и делать заключения о способности соответствующих природных систем к загрязнению или очистке. Важно также знать, какие факторы в конкретных обстановках ответственны за те или иные окислительно-восстановительные режимы. Например, в малогумусовых почвах величина ОВП в значительной мере связана с абиотическими факторами. Напротив, в богатых гумусом почвах развитие глубоких восстановительных процессов обуславливается активной жизнедеятельностью микрофлоры. Отсюда можно заключить, какие процессы по изменению химического состава систем повлекут желательные или нежелательные последствия при изменении ОВП.

К настоящему времени накоплен громадный фактический материал, свидетельствующий о том, что в различных физико-географических (климатических) зонах и геолого-геоморфологических условиях формируются разнообразные гипергенные геохимические системы в виде специфических геохимических ландшафтов, характеризующихся соответствующими качественно-количественными проявлениями химизма. В крайне обобщенном виде эти системы можно представить графически следующим образом.

Стрелками на схеме показаны направления обмена автономных компонентов систем друг с другом информацией, веществом и энергией. Исходные составные части их – воздух, вода, порода – меняются в месте их сопряжения в соответствии со спецификой и интенсивностью протекающих здесь процессов обмена. Производные части этих систем, представленные биомом, почвой и элювием, являются ареной преимущественного действия биохимических, биогеохимических и геохимических процессов.



Воздух, исходно содержащий кислород (сильный окислитель), азот (ведущий себя в главной массе инертно), углекислый газ (слабый окислитель), аргон (инертный газ), пары  $H_2O$ , примеси других газов и аэрозоли, претерпевает заметные изменения по мере проникновения по разрезу в глубь коры выветривания. В зоне аэрации кислород расходуется на окисление органических углерода и водорода, а также на окисление не достигших наивысшей валентности металлов первичных и вторичных пород –  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  и др. Азот в зоне аэрации преобразуется микроорганизмами почв в усвояемые растительностью формы, обеспечивая аммонизацию и нитрификацию органических и неорганических образований. Аммиак ( $NH_3$ ) в свободной форме почти неизвестен, так как хорошо растворим в воде и образует аминосоединения органического и неорганического состава. При денитрификации в плохо дренируемых почвах появляются газообразные  $NO_2$ ,  $N_2O$ ,  $N_2$ . Об обогащении порового воздуха углекислым газом упоминалось выше. По мере расходования свободного кислорода в анаэробной зоне при участии бактерий появляются метан (и другие простейшие углеводороды, такие как этан и этилен),  $H_2S$  и даже элементарный водород. Благодаря этому, состав почвенной атмосферы в зоне восстановительных редокс-потенциалов совершенно иной.

Выпадающая на растения и почвы слабоминерализованная атмосферная вода, обогащенная аэрозолями,  $CO_2$  и  $O_2$  с кислой или щелочной реакцией в зависимости от катионного состава, по мере движения по порам почв и подстилающих пород вниз по разрезу участвует в реакциях гидролиза, гидратации, обмена катионами и анионами и меняет свой состав – идет так называемый процесс метаморфизации вод [Гидрогеохимия, 1982]. В почвенном и подпочвенных горизонтах в водах появляется большое число растворимых неорганических, органических, элементоорганических и органоминеральных соединений, которые, реагируя с меняющимся окружением, изменяются сами и меняют состав растворов. В итоге вся органическая составляющая фильтрующихся вод минерализуется и переходит в неорганические соединения. Только воды супераквальных областей несут в местах разгрузки значительное количество растворимых и нерастворимых в форме золь органических примесей. В значительной степени состав вод связан не только с физико-химическими интенсивными, но и с экстенсивными параметрами таких систем. В их минерализации находит отражение химический состав пород, которые они омывают на своем пути.

Минеральное вещество горных пород, подверженных эрозии и перетолжению, под действием вод, обладающих высокой проникающей способностью, а также тесно с ними сопряженных активных агентов выветривания – газов и биологических веществ – интенсивно химически преобразуется с разрушением первичных кристаллических решеток и образованием на их месте аморфных, полукристаллических и кристаллических соединений совершенно другого типа. В конечном счете здесь формируются слоистые (листовые) алюмосиликаты, обедненные катионами. В сильно увлажненных зонах появляются коллоидальные образования, представленные гидроксидами  $Al$ ,  $Si$ ,  $Fe$ . Во многих корах выветривания гумидных зон появляются даже так называемые “глиняные кислоты”, в которых катионы металлов почти нацело вытеснены катионом  $H_3O^+$  – оксонием, который представляет соединение молекулы воды с протонированным водородом  $H^+$ . Зона сильно измененных (глубоко химически разложенных)

исходных пород носит название элювия. Это зона перехода от первичных пород к почвенным покровам. Она особенно мощна в районах и участках, характеризующихся обилием атмосферных осадков и положительными среднегодовыми температурами. Зоны химического разложения пород практически отсутствуют в областях с полярным и пустынным климатом.

Почва в ряду достаточно автономных составляющих экзогенных систем представляет биокосное (смешанное) тело, в котором тесно сопряжены вещество литосферы и вещество органического происхождения. Это арена сочетания биохимических, биогеохимических и геохимических процессов. Почву называют иногда зеркалом географического ландшафта, но почву и подпочву можно также назвать зеркалом геохимического ландшафта. Это основной объект, открытый естествоиспытателю непосредственно на земной поверхности. Биокосные тела – почвенные покровы – представляют собой динамические сопряжения двух типов резко различающихся энтропийных (неорганических) и энтропийных (органических) систем, стремящихся путем саморегулирования и самосогласования достичь подвижного равновесия друг с другом (по аналогии с гомеостазисом в организмах). Понятие гомеостазиса введено американским физиологом У. Кенноном [Cannon, 1932] для характеристики сложных приспособительных реакций организма, направленных на максимальное ограничение и даже устранение действия внешних и внутренних факторов, которые нарушают устанавливающееся динамическое равновесие в нем. Это равновесие вполне подвижно в определенных рамках. Однако гомеостазис присущ не только организмам, но и экологическим системам, частью которых являются и почвы.

Состав почв и характер протекающих в них процессов, как мы видели, сильно зависит от количества поступающих атмосферных вод, тепловой энергии, объемов накапливающейся биомассы. Вариации их обеспечивают огромное разнообразие почвенных образований, в число которых попадают даже донные отложения мелких речек и водоемов, на которых произрастает влаголюбивая флора. По классификации ФАО/ЮНЕСКО [Оллиер, 1987] различают 25 видов почв, образующих почвенный покров планеты. Типы почв связаны с режимами водности, составами растительности и почвенного субстрата, с рельефом местности. Среди этого обилия почв выделяются 9 основных: почвы тундр, подзолы холодных климатических зон, подзолы зон умеренного климата, подзолы зон теплого климата, черноземы степей, глинистые почвы саванн, почвы пустынь, почвы горных пустынь и латеритные почвы тропиков. Состав почв очень тесно связан с климатом. Так, на одном и том же исходном породном субстрате формируются почвы разного типа – подзолы, черноземы, красноземы и т. д. На состав почв влияют вода и газы, состав отмершей органики, деятельность микроорганизмов и прочее.

В настоящее время принято также различать почвы *зональные*, *интразональные* и *азональные*. Зональные почвы формируются на хорошо дренирующихся субстратах (подзолы, буроземы, сероземы, черноземы и каштановые почвы). Интразональные почвы, в образовании которых преобладает один определяющий генетический фактор, это галоморфные или засоленные почвы, гидроморфные или тундровые и глеевые почвы, органо-генные, сформированные на карбонатном субстрате, и т. п. Азональные почвы представлены флювиосолами или почвами пойм, литосолами или почвами скал и регосолами – почвами золотых песков.

Скорость почвообразования тесно связана с климатом, который предопределяет количество осадков и растительной массы. Как уже отмечалось, последняя минимальна в полярных (также высокогорных) и пустынных районах, где растительная жизнь угнетена и представлена в первом случае лишайниками и мхами, а во втором – эфемерами и ксерофитами. Неблагоприятны условия формирования почв и на мономинеральных субстратах, таких как известняки и кварциты, в составе которых изначально нет многих необходимых для растений питательных веществ – калия, фосфора и др. Скорость образования почв максимальная в тропиках, но проявленные здесь активные процессы вымывания многих элементов в подземный сток обедняют минеральную и органическую составляющие, вынося из почв нужные для жизнедеятельности вещества. Несколько улучшает обстановку хемосорбирование гумусом этих элементов. Только благодаря наличию такого депо в тропических лесах эффективно проявляет себя круговорот веществ по типу замкнутого цикла. Специфичны также торфяные почвы, крайне бедные кремнием, алюминием, а также кислородом. Это, по сути дела, гидропонные почвы, получающие необходимые питательные вещества из водного раствора.

География химических почвообразующих процессов исключительно тесно связана также с рельефом земной поверхности – положением в пространстве равнин и гор, распределением водных артерий, морей и озер. Хорошо известна залесенность склонов северной экспозиции, где дольше идет снеготаяние в сравнении со склонами южной экспозиции, поросшими кустарниковой и травянистой растительностью, в результате чего там и здесь формируются разные почвы. На южных склонах, благодаря ускоренной эрозии, элювий практически не формируется, тогда как на северных он хорошо выражен.

На подходящем алюмосиликатном рыхлом субстрате почвы формируются достаточно быстро даже в умеренных широтах. По наблюдениям, подзол на одном из рудничных отвалов сформировался всего за 4,5 года, а обогащенный карбонатом отбеленный горизонт до глубины в 45 см сформировался уже за 7 лет. В менее благоприятных условиях отчетливый почвенный покров формируется в интервале от десятков до сотен лет. Подсчитано, что для образования почв на известняках, содержащих всего 1 % примесей алюмосиликатов, их необходимо растворять на глубину до 130 м. Это маловероятно, и поэтому предполагается, что почвы на таких породах появляются за счет эолового привноса пыли и вулканических пеплов, а также за счет поверхностного суспензионного намыва.

Большую роль в почвообразующих процессах ранней, зрелой и поздней стадий развития играют микроорганизмы. Выше было показано, что в почвообразовании в отличие от простого химического выветривания огромную роль играют органические накопления. Они “делятся” запасенной в ходе фотосинтеза энергией с минеральным окружением, обеспечивая необходимые энергии активации по преодолению химическими элементами потенциальных барьеров. Участие органического вещества в процессах подключения первичного неорганического вещества в реакции и движение накладывают определенный отпечаток на результаты химических преобразований не только в самом почвенном покрове, но и в подстилающем субстрате. Здесь проявляет себя, кроме действия углекислоты, обеспечивающей образование гидрокарбонатных комплексов, химическая роль хе-

латных соединений и металлоорганических комплексов. В почвенно-элювиальных профилях обнаруживают себя процессы иллювиования, хелювиации и аллювиации [Оллиер, 1987]. Все это способствует переносу многих компонентов по профилю выветривания. Выщелаты, вступая в новое химическое окружение и стремясь войти с ним в равновесие, сбрасывают в осадок одни растворенные вещества и растворяют другие. Такие системы представляют собой проточные химические реакторы.

Под почвенным покровом как в зоне аэрации, так и в зоне водонасыщения подстилающих пород фильтрующиеся воды, обладающие либо кислой, либо щелочной реакциями, производят работу по химическому разложению минералов. Скорость этого разложения неодинакова в скальных и рыхлых породах. Во многом она зависит от местных температурных условий и водного режима. Благодаря реакциям гидролиза, из каркасных алюмосиликатов идет выщелачивание катионов и параллельно накопление гидроксидов Al и Si, за счет которых затем образуются аллофаны и глинистые минералы каолиновой, смектитовой и смешанослойных групп. Эти глинистые минералы обладают хорошо выраженной способностью к замене легких малозарядных катионов на тяжелые многозарядные. Появлению каолинита благоприятствует удаление  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  и  $\text{K}^+$  и привнос  $\text{H}^+$ . Базальты и другие высокоосновные породы, обогащенные железом, магнием и кальцием, чаще всего при разложении дают монтмориллонит и другие смектиты. В элювиальных продуктах нередко присутствуют галлуазит, иллит и иные глинистые минералы. Все они часто включают в свой состав аммоний и разнообразные органо группы.

В проточных почвенно-породных реакторах далеко не выдерживается баланс между привносом и выносом. Чаще всего поступающие на водосборы исходно слабоминерализованные воды, непрерывно метаморфизуясь по мере движения сквозь почву, элювий и породный субстрат, оказываются достаточно минерализованными и выносят значительное количество вещества в область разгрузки. Максимальный вынос исходного минерального и органического вещества характерен для сильно увлажненного тропического пояса, минимальный, выраженный через модуль подземного химического выветривания пород, отмечается для тундры и оценивается в  $0,097 \text{ г/с}\cdot\text{км}^2$ . В северной тайге он равен  $0,224 \text{ г/с}\cdot\text{км}^2$ , а в южной –  $0,937 \text{ г/с}\cdot\text{км}^2$ , в лесостепи снижается до  $0,624 \text{ г/с}\cdot\text{км}^2$ , а в сухой степи составляет всего  $0,158 \text{ г/с}\cdot\text{км}^2$ . В пустынях подземная денудация близка к нулевой. Показательно, что модуль подземного стока в горных областях существенно выше, чем на равнинах. Так, например, в горно-луговой тундре Центральной Азии он оценен в  $0,594 \text{ г/с}\cdot\text{км}^2$ , тогда как на горно-степных ступенях определен в  $0,461 \text{ г/с}\cdot\text{км}^2$ . В горно-лесном ярусе этот модуль наивысший –  $0,783 \text{ г/с}\cdot\text{км}^2$  [Геологическая деятельность..., 1982]. Показатель подземной водной денудации углерода органического происхождения, выраженный через количество  $\text{HCO}_3^-$ , определен для Алтае-Саянской горной системы в  $6,4 \text{ м/млн лет}$ , а для Западно-Сибирской горной системы – в  $4,8 \text{ м/млн лет}$  [Справочное руководство..., 1959].

Гипергенные зоны – это зоны выщелачивания водами почв, элювия и пород водоносных горизонтов. Мощность зон выщелачивания меняется от десятков сантиметров до многих метров. В водоносных горизонтах она мо-

жет достигать сотен метров и даже первых километров. В экзосфере проявляют себя, сменяя друг друга, зоны окислительного и восстановительного выщелачивания, а также зоны кислотного и щелочного экстратирования. С выщелачиванием связаны процессы химической денудации. Как показано Р. Р. Бруксом [1986], химическая денудация, несмотря на разную обводненность этих зон, в целом примерно одинакова. Так, в лесах и лесостепях она оценивается в 13 мкм/год (1 мкм = 0,001 мм), в тропических лесах – 12, в пустынях – 11, в горах – 10. Это объясняется тем, что воды разных климатических зон, соответственно, по-разному минерализованы: воды аридных областей содержат повышенные концентрации растворимых соединений, а воды гумидных – пониженные. В то же время способность выщелачивания резко различна внутри климатических зон в элементарных ландшафтах, где величина денудации колеблется от 10 до 145 мкм/год.

Ранее упоминалось, что воды различных климатических зон в разной степени минерализованы и отличаются составом растворимых веществ и зольей. Подземные воды в результате химических взаимодействий с неорганическим и органическим веществом представляют собой разбавленные растворы, порой содержащие более 60 элементов периодической таблицы (в пределах чувствительности методов обнаружения). Наиболее распространенные компоненты вод – катионы  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{H}^+$  и анионы  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , присутствуют растворенные газы  $\text{O}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{CH}_4$  и др. В водах обнаруживаются  $\text{HBO}_2$ ,  $\text{HAsO}_4$ ,  $\text{HPO}_4$ ,  $\text{I}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Br}^-$  и катионы  $\text{Li}^+$ ,  $\text{Rb}^+$ ,  $\text{Cs}^+$ ,  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Bi}^{3+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$  и др. Природные питьевые воды содержат уран ( $n \cdot 10^{-6}$ – $n \cdot 10^{-7}$  г/л).

Специальными методами анализа выявляют присутствие в водах различных бактерий и органических веществ. По наиболее простой классификации С. А. Шукарева [Справочное руководство., 1959], состав вод характеризуется по преобладанию в них главных анионов ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и  $\text{HCO}_3^-$ ) как хлоридный, сульфатный, гидрокарбонатный, хлоридно-сульфатный, хлоридно-гидрокарбонатный, сульфатно-гидрокарбонатный и хлоридно-сульфатно-гидрокарбонатный. По преобладающим катионам различают воды натриевые, магниевые, кальциевые и т. д. Суммарная минерализация в природных водах колеблется от миллиграммов до сотен граммов в литре. По степени минерализованности воды подразделяются на шесть групп – ультрапресные (до 0,2 г/л), пресные (от 0,2 до 1 г/л), слабосоленые (от 1 до 3 г/л), сильносоленые (от 3 до 10 г/л), соленые (от 10 до 50 г/л) и рассолы (более 50 г/л). Чем выше концентрация в водах анионов сильных кислот, тем богаче в них представлен катионный состав, за счет малораспространенных элементов [Справочное руководство., 1959]. По водородному показателю различаются воды кислые (рН = 1–3), слабокислые (рН = 4–6), нейтральные (рН = 7), слабощелочные (рН = 8–10) и щелочные (рН = 11–14). Подземные воды в большинстве обладают слабощелочной и нейтральной реакцией. Кислой реакцией обладают воды из зон окисления многих рудных месторождений. По активности химического воздействия на среды воды делятся на агрессивные и неагрессивные. В областях умерен-

ного и континентального климата формируются ультрапресные и пресные воды (интегральная минерализация от 100 до 350 мг/л) гидрокарбонатного класса с рН около 7. Так, воды, образующиеся при взаимодействии с гранитами и гнейсами Енисейского кряжа, содержат (мг/л):  $\text{HCO}_3^-$  – 96,3,  $\text{Cl}^-$  – 6,8,  $\text{SO}_4^{2-}$  – 2,5,  $\text{SiO}_2$  – 10,3,  $\text{Fe}_{\text{общ}}$  – 0,35,  $\text{Al}^{3+}$  – 0,13,  $\text{Ca}^{2+}$  – 20,1,  $\text{Mg}^{2+}$  – 5,3,  $\text{Na}^+$  – 8,9,  $\text{K}^+$  – 1,6 (общая минерализация – 147 мг/л). Материковая вода Азии имеет средний состав (мас. %):  $\text{HCO}_3^-$  – 36,6,  $\text{SO}_4^{2-}$  – 12,0,  $\text{Cl}^-$  – 5,3,  $\text{SiO}_2$  – 9,5,  $\text{NO}_3^-$  – 1,0,  $\text{Ca}^{2+}$  – 21,1,  $\text{Mg}^{2+}$  – 3,4,  $\text{Na}^+$  – 6,0,  $\text{K}^+$  – 2,0,  $(\text{FeAl})_2\text{O}_3$  – 2,0 [Гидрогеохимия, 1982].

Обзор существующих на земной поверхности физико-химических обстановок доказывает, что экосфера представляет собой область выраженных с разной степенью интенсивности активных биохимических, биогеохимических и геохимических процессов. Рассмотренные гипергенные биогеохимические системы, по существу, представляют природные качественно различаемые среды обитания, в которые человек в результате своей деятельности вносит позитивные и негативные поправки. В сущности это и есть экосистемы. Эти системы земной поверхности подчинены известным общим функциональным и каузальным законам и принципам развития материальных систем:

1. Принципу всеобщей связи явлений и взаимодействия всего со всем или регулятивному принципу природы.

2. Принципу экстремального действия (экономии природы или минимальных трат энергии), т. е. принципу отбора разрешенных векторов развития и направления процессов.

3. Законам сохранения вещества, энергии и информации (массообмена, энергообмена и передачи информации).

Экосистемы (естественные) – это области взаимодействия между живой и неживой природой, фундаментальная общность живого мира и среды его обитания и обеспечения всем необходимым. Экосистема – это система, состоящая из биотипа и биоценоза. Это фундамент жизни и сама кооперированная с ним жизнь, сбрасывающая производимую ею продукцию в этот фундамент. Экосистемы – это системы, в которых твердые, жидкие и газообразные неорганические и биологические субстанции объединяются в жизнеспособные и работоспособные комбинации. В таких системах идут перетоки энергии, вещества, информации, и при этом совершаются не только привнос-вынос, но и сложные трансформации. Это системы с пластической организацией или системы целенаправленного поведения, ориентированные на продление времени существования. Экосистемы характеризует та или иная устойчивость (стационарность), зависящая во многом от внешних и внутренних факторов. В случае изменения климатических и иных условий на месте прежних систем формируются совершенно новые или несколько измененные и биота адаптируется к меняющимся условиям. Медленные преобразования и приспособление систем к меняющимся условиям именуется *сукцессиями*. В отличие от простых, жестко детерминированных в функциональной сфере систем, в этих сложноорганизованных системах, стремящихся к самосохранению, как реакция на разные возмущения имеет место выбор вектора эволюционирования. Будучи выведенными из динамического равновесия, они эволюционируют к новому стационарному состоянию (проточному равновесию), определяемому минимумом производства энергии.

Биологические системы, тесно связанные с экологическими, могут развиваться только за счет материально-энергетических и информационных возможностей вмещающей их среды. Как следует из термодинамики, изолированное саморазвитие их невозможно. Биосистемы воспроизводятся и развиваются только за счет ресурсов планеты и под действием космических сил – питательные вещества, энергия взаимодействий, перетоки информации. Используя и изменяя среду, более высокоорганизованные формы жизни вытесняют менее организованные, необратимо эволюционируя. Биологические системы вбирают в себя из среды не любое, а только необходимое вещество – кислород и углерод воздуха, воду и водород гидросферы, макро- и микроэлементы из почвенных растворов и минералов. Формируясь на базовом для них субстрате, они адаптируются к экосистемам нормативного в каждой географической зоне хемотипа.

В живых клетках – первичных ячейках сложной системной организации – существует необходимый набор составных устройств (мембраны, аппарат копирования основных структур, аппарат обеспечения энергией и др.), обеспечивающий их нормальное функционирование. Клетки – это сложные физико-химические “механизмы”, в которых происходят циклические (автоволновые) изменения концентраций химических соединений. Клетки – сложноорганизованные открытые (разрешен обмен веществом) и неизолированные (есть обмен энергией) системы. Это основное условие, при котором возможно течение реакций против градиентов концентраций и энергии (антиэнтропийная защита). Мембраны клеток изолируют их от одних химических веществ и служат осмотическим насосом для других. Таким образом они защищаются от нежелательных вторжений ненужных и вредных веществ. Постепенная смена химических обстановок не сказывается катастрофически на биоценозах вследствие постепенного приспособления к изменившимся условиям путем миграций и естественного отбора или благодаря возможности беспрепятственной миграции их в благоприятные экологические ниши. Однако при резкой смене хемотипа среды обитания биоценозы весьма уязвимы. Природа их такова, что они не способны мгновенно выбирать нужное направление своего эволюционирования.

Естествоиспытателями давно подмечено, что элементы жизни составляют лишь малую часть всего набора элементов, который способен предоставить минеральное вещество. В составе живого вещества доминируют только шесть элементов, отнюдь не отмеченные наивысшими кларками, – Н, О, N, С, Р и S, причем первые четыре черпаются организмами из атмосферы и гидросферы. Новая материя поглощает именно эти элементы, что обусловлено ее физиологическими потребностями. Поэтому она имеет химический состав, не совпадающий буквально с химическим составом автономных компонентов среды. Обращает на себя внимание то, что атомы этих элементов обладают стабильными электронными конфигурациями с устойчивыми валентностями соответственно 1, 2, 3, 4, 5 и 6. Разнообразие их химических свойств вполне достаточно для построения всех необходимых органических молекул, хотя в организмах в целом присутствует примерно 70 элементов, причем 47 из них наблюдаются постоянно.

Наибольшее значение для жизни имеют, кроме главных шести, десять элементов: пять непереходных – с постоянной валентностью (Na, K, Mg, Ca и Zn) и пять переходных – с переменной валентностью (Mn, Fe, Co, Cu, Mo), а также четыре галогена (F, Cl, Br и I). Причина такого набора

элементов еще не получила убедительного объяснения. Известно только, что Mo с высокими степенями окисления (V и IV) образует анионы – переносчики электронов. Он включен в специализированные клетки и органы. Наиболее распространенные в земной коре Si и Al не играют, за некоторым исключением, определяющей роли в строении живого вещества, тогда как Mo, Cu, Co, Cd, Se и др. элементы, не отмеченные высокой распространенностью, присутствуют в живых тканях.

В мягких и костных тканях человека весом 70 кг содержится (кг): Н – 7, О – 43, С – 16, Na – 1,8 и Ca – 1. Таким образом, средний состав живого вещества ближе к составу океанической воды, нежели к твердофазным образованиям литосферы и почв. Тем не менее, и с составом воды содержания С и N разнятся на четыре, P на три, а Cl и Na на два порядка. Совершенно очевидна избирательность живого вещества в сравнении с окружающим косным миром. Так, микроэлементы литосферы (Mo, Co) накапливаются организмами до макроконцентраций, а макроэлементы (Mg, Fe) присутствуют в минимальных количествах. В тех же тканях человека содержатся (г): P – 730, S – 140, K – 140, Na – 100; присутствуют Cl – 95, Mg – 19, Fe – 2,4, F – 2,6, а также (мг): Sr – 320, Br – 260, Pb – 120, Al – 61, Cu – 72, Cd – 50, Ba – 22, I – 20, Co – 14, Sc – 14, Mn – 12 [Эмсли, 1993].

Приведенная информация свидетельствует о том, что геохимические особенности экзосферы, т. е. проявляющие здесь себя химические процессы и сам состав формируемых ими продуктов, оказывают первостепенное влияние на развитие растительной и животной жизни планеты. В химическом отношении вся поверхность суши оценивается как потенциально способная снабжать организмы всеми необходимыми компонентами, но эта способность, как было показано, различна в разных географо-климатических зонах, ибо зависит от количества субсидируемой извне энергии, которая определяет характер, интенсивность и глубину протекания химических процессов, обеспечивающих обмен веществом между атмо-, гидро-, лито- и биосферой и соответствующие эффекты перераспределения элементов. С точки зрения экологии, природные источники химических элементов в большинстве физико-геохимических зон обеспечивают нормальную жизнь приспособленных к ним видов растений и животных. Различные изменения нормы обнаруживают себя в разного типа аномалиях, связанных с избытком или дефицитом биофобных и биофильных компонентов, которые наблюдаются при локальных природных и антропогенных нарушениях геохимического фона, свойственного тому или иному хемотипу среды.

Под хемотипом мы понимаем качественно и количественно различаемую непосредственными измерениями или посредством индикаторов химическую специфику экологической среды. Хемотип правильнее аттестовать с точки зрения протекающих в среде обитания и жизнеобеспечения процессов, но допустимо отображать и со стороны субстанциального выражения генерируемых ими продуктов. Такая замена правомерна и оправдана, коль скоро сами феномены и их материальные воплощения составляют неразрывное единство. Естествоиспытатели часто вынуждены восстанавливать формирующие процессы только по их результатам. Выше уже были показаны некоторые химические характеристики природных сред, свойственные различным климато-географическим зонам. Хемотип

дает информацию о соответствующих экосистемах с присущими им особенностями и показателями химизма почв, элювиальных продуктов, донных осадков, вод, минеральных новообразований и прочее, которые отображают специфику протекающих в них биохимических, биогеохимических и геохимических процессов. Характеризовать геохимический профиль (специфику, тип) природной среды можно, с одной стороны, контингент-распределениями или заселенностью ее участвующими и неучаствующими в обмене компонентами экосистемы (с указанием избыточности или дефицитности), а с другой – направленностью и активностью процессов, определяющих способность конкретной системы к самозагрязнению или самоочистке. Качественно-количественные характеристики состояния среды должны помогать установлению нормы и патологии экосистем любого иерархического положения, а также обеспечивать информацию о главных индикаторах и маркерах качества среды.

В аспекте экологическом различие хемотипов экосферы должно иметь первостепенное значение, поскольку очевидна связь с химическими параметрами среды обитания не только растительного и животного царств, но и самого человека, приспособляющего ее к себе. Еще Э. Геккель, введший термин экология, относил к взаимосвязи организмов и среды все условия их существования, которые не сводятся единственно к биологическому их содержанию. Так, невозможно рассматривать условия жизни без обращения к явлениям фотохимии в атмосфере, биохимии в биосфере, геохимии и гидрогеохимии в лито- и гидросфере и биогеохимии в педосфере. От всех них зависит химическая активность и функционирование живого вещества, выраженные в процессах обмена. Химизм сферы жизнеобитания прямо влияет на условия жизни организмов, отражаясь на их здоровье, а значит предопределяет будущее их развитие и направление эволюционирования. Благодаря жизнедеятельности и взаимодействию живого и косного вещества, отслеживается и противоположная зависимость – явное влияние биологических процессов на формирование состава атмосферы, гидросферы и литосферы. Все это доказывает, что без экогеохимических знаний мы слепы в предвидении угроз, которые могут исходить как от нашей деятельности, так и от нашего бездействия.

### **1.3. Основные черты поведения элементов в обстановках гипергенеза. Химическая денудация и геохимические барьеры**

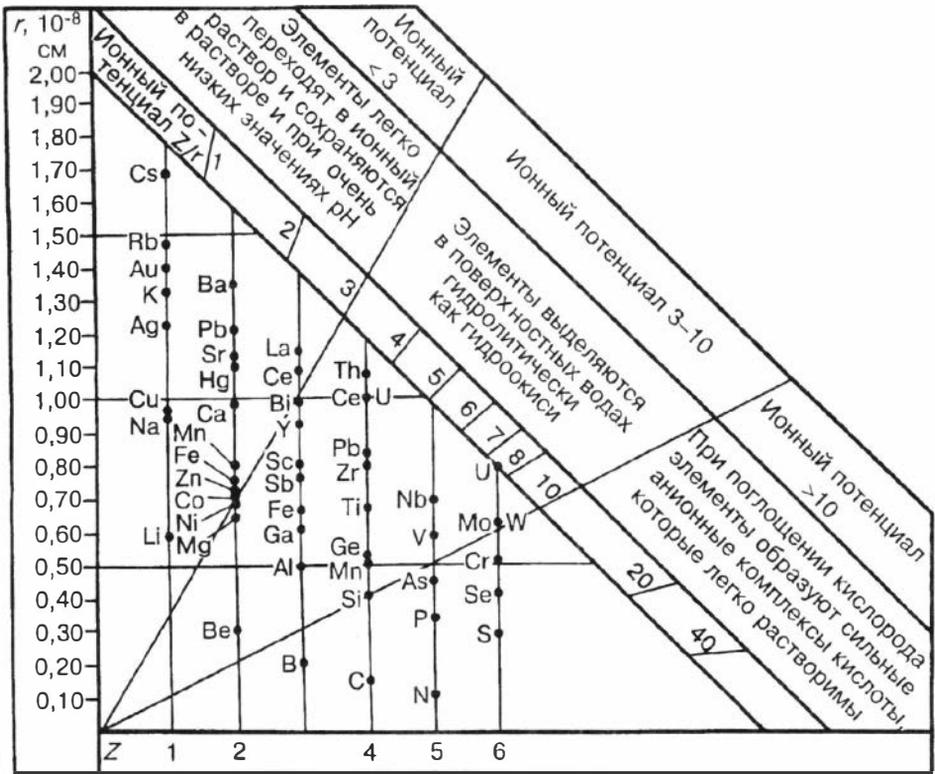
Цель экогеохимических исследований, во-первых, выяснить характеристики экзогенных процессов химического преобразования вещества экосферы в конкретных ландшафтных ситуациях и эффектов распределения элементов во всем многообразии форм их нахождения, а во-вторых, применить полученную информацию в интересах защиты окружающей среды от техно- и агрогенных загрязнений, имея в виду предельное ослабление или полное исключение вредного воздействия последних через посредство функционирующих в поверхностных системах механизмов рассеяния и концентрирования.

Экзосфера – область выраженных химических процессов, проявления круговоротов (циклов) вещества на земной поверхности и в верхних частях литосферы, как замкнутых внутри нее, так и выходящих далеко за ее

пределы. В последнем случае экзосфера включает в форме направленных потоков фрагменты (отрезки) больших круговоротов. Эти потоки характеризуют динамические состояния, задаваемые сезонными и внутрисезонными вариациями, градиентами и потенциалами вещества и энергии. Поверхностные системы в большинстве своем очень богаты свободной (запасенной солнечной) энергией и потому обладают повышенной способностью к перераспределению вещества. Н. В. Белов [1952] и В. И. Лебедев [1954] обратили внимание, что в эндогенных минералах Al преимущественно находится в кислородных тетраэдрах, где межатомные расстояния Al-O равны 1,65–1,75 Å, тогда как в экзогенных он размещается главным образом в кислородных октаэдрах с расстояниями Al-O в 1,8–2,0 Å. Это увеличение расстояний они объясняют тем, что гумусовые вещества делятся запасенной энергией с неорганическими веществами. Поэтому глинистые минералы зоны гипергенеза богаче энергией, нежели первичные алюмо- и ферри-силикаты. Элементы здесь мигрируют не менее интенсивно, чем в глубинных обстановках, с чем и связывается видовое многообразие минералов в экзосфере.

Экзосфера – это арена эндо- и экзоэнергетических процессов. К эндоэнергетическим процессам относятся биогенная аккумуляция элементов из атмосферы, воды и почвы (фотосинтез, хемосинтез, реакции дегидратации, растворения и др.). Экзоэнергетические процессы – дыхание организмов, минерализация органических остатков, гидратация и окисление минералов, осаждение соединений из растворов и прочее. Запас энергии в поясах проявления жизнедеятельных процессов всегда положителен. Миграция в биогенных ландшафтах в целом более разнообразна, нежели в абиогенных. Периодичность биогенной миграции накладывает заметный отпечаток на характер водной миграции элементов. Максимально процессы химического преобразования вещества проявляют себя в горизонтах формирования гумуса, которые, по А. П. Перельману [1966], являются геохимическим центром генерации различных классов водной миграции элементов и, прежде всего, типоморфных элементов. Здесь, особенно в автономных ландшафтах, устанавливаются свои параметры pH, Eh, состав растворимых соединений и гидрозольей подземных вод. Биологические циклы автономных ландшафтов в высокой степени определяют химический состав вод, тогда как в подчиненных ландшафтах состав поступающих вод зависит от состава биоты, а значит и от биохимического круговорота последних.

Миграция химических элементов в природных водах тесно связана с составом материнского вещества и органической составляющей почв, с окислительно-восстановительными параметрами и кислотно-основными свойствами среды, температурой и давлением. Она зависит, таким образом, от форм нахождения и собственной химической природы элементов и физико-химических характеристик системы, задающих пределы растворимости соответствующих им соединений. Поскольку системы очень сложны и составляющие их вещества пребывают в сложных взаимодействиях, к ним не применимы результаты изучения поведения элементов в простых системах. Поэтому геохимики вынуждены опираться в своих построениях на эмпирические данные в установлении способности миграции элементов в конкретных ситуациях (рис. 2). Ими делаются поправки на растворимость и миграционную способность, устанавливаемые на основе величин ионных потенциалов  $Z/R_i$  (где  $Z$  – ионный заряд, а  $R_i$  – ионный радиус



**Рис. 2.** Ионный потенциал, представляющий отношение ионного заряда ( $Z$ ) к ионному радиусу ( $r$ ) наиболее распространенных элементов в породах и месторождениях (по В. М. Гольдшмидту [Шнейдерхен, 1958]).

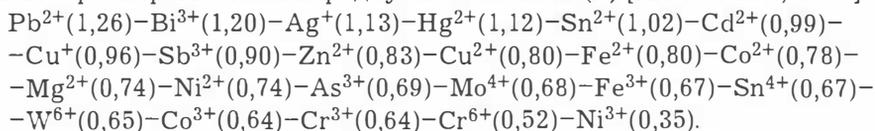
[Goldschmidt, 1954],  $r$  – [Шнейдерхен, 1958], см. рис. 2) или ЭКов А. Е. Ферсмана [1953] (для катионов  $ЭК_k = \frac{0,75w^2}{2R_i}(R_i+0,2)$  и анионов

$$ЭК_a = \frac{w^2}{2R_i}, \text{ где } w - \text{валентность}). \text{ Эти поправки должны учитывать побочн-}$$

ое соосаждение малораспространенных элементов с химически им подобными распространенными (учет кларков) и иное поведение их в сложных смесях (торможение окислительных и восстановительных реакций, хемосорбционные явления и т. п.) Вместе с тем, имеются свидетельства того, что раньше всех в миграцию вступают катионы с крупными радиусами [Алексеев, 1989].

Развертывающиеся в приповерхностных условиях процессы растворения, переноса и отложения вещества формируют зоны истощения и обогащения участков экосферы различными элементами, в том числе и малораспространенными. Благодаря им формируются ореолы и потоки рассеяния возле рудных выходов и аномалии в участках проявления геохимических барьеров. В грунтовых и поверхностных водах А. И. Гавришин [1980]

наблюдал зональность вокруг рудного ядра: W-Be-Co-Bi-Au-Cd-Pb-As-Sn-Hg-Cu-Mo-Ag-Zn. По убыванию миграции он выстраивает ряд: Ag-Mn-Zn-Pb-Ni-Mo-Co-S-Ti-Cu. Этот ряд не вполне согласуется с соответствующим рядом понижения миграционной активности в соответствии с размерами ионных радиусов элементов (Å) [Алексеевко, 1989]:



Однако ореолы с аномальными содержаниями элементов отнюдь не всегда связаны с рудными выходами. Часто в зоне гипергенеза на сорбционных и иных геохимических барьерах формируются “ложные” аномалии рудообразующих элементов. Вторичные накопления обнаруживаются также непосредственно на поверхности – на выходах подземных вод, на краях болот, в солончаках и такырах (солевые).

Содержания многих редких элементов в водах почти не связаны с растворимостью их собственных минералов. Часто они извлекаются из минералов-“хозяев”, в которые входят изоморфно. Одна и та же растворимость Fe и Mo (содержание их в водах –  $110^{-4}$  г/л) оказывается низкой для Fe (кларк 4,65 %) и высокой для Mo (кларк  $1,1 \times 10^{-4}$  %). Коэффициент водной миграции у Fe в сотни раз меньше, чем у Mo. Низкие кларки многих элементов в породах земной коры затрудняют образование их собственных минералов. В природных ассоциациях (смесь) элементов редко выдерживаются стехиометрические пропорции. Там же, где стехиометрия выражена отчетливо, многие соединения характеризует слабая растворимость, как в примере с железом.

В природе также проявляет себя контрастность миграции одних и тех же элементов в разных средах (в разных степенях окисления и из-за разного отношения к меняющимся щелочно-кислотным составам). Известно, что химические элементы мигрируют в водах не изолированно, а в виде диссоциированных соединений (солей). Так, Na, Ca, Mg движутся с водами в форме диссоциированных молекул NaCl, CaCl<sub>2</sub>, MgCl<sub>2</sub>. Вынос хлора означает также и вынос Na или Ca и Mg, но хлора в породном субстрате намного меньше, чем Na, Ca и Mg. Содержание в водах даже распространенных в материнском материале K, P, Si, Al, Fe, Ti, а тем более, редких и рассеянных элементов очень невелико. В кислых водах повышены содержания Cu, Zn, Ni, Co, Cd, Pb, As, Sn, Au; в сильнощелочных – B, F, W, Mo, Y, La, Nb, Ge. В нейтральных водах трудно растворяются гидроксиды Be, V, Bi, Sn, Se, Ti, Th, Zr, U, а также оксиды Bi и Sb, и такие соединения как BaSO<sub>4</sub>, PbSO<sub>4</sub>, AgCl.

Активными мигрантами являются O, C, H, N, Na, Mg, Ca, P, S, K, Mn, Fe, Co, Ni, V, Sr, Cl и другие элементы. К пассивным мигрантам относятся благородные металлы, устойчивые в самородном состоянии, и в большинстве природных вод – элементы-гидролизаты. Слабая водная миграция с органокомплексами и частичная в сильноокислой среде характерна для Al, Ti, Cr, Nd, Th, Bi, In, Sc, V, La и лантанидов. Также слабая миграция с органокомплексами и частичная в щелочной среде свойственна Zr, Ta, Nb, W, Te, Hf. Те и другие элементы малоподвижны в большинстве природных обстановок.

Исследователи по способности к водной миграции в зоне гипергенеза различают очень и весьма подвижные, подвижные и слабоподвижные элементы, а среди них катионогенные и анионогенные с постоянными и переменными валентностями. К очень подвижным относятся анионогены Cl, Br, I с постоянной отрицательной валентностью. К подвижным принадлежат катионогены Na, Ca, Mg, Sr, Ra и анионогены В и F с постоянными валентностями. Подвижным является и  $U^{6+}$ , образующий с двумя кислородами крупный катион  $(UO_2)^{2+}$ , обладающий щелочными свойствами. Хорошо подвижной является также S в форме  $S^{2-}$  и  $S^{6+}$  ( $H_2S$  и  $H_2SO_4$ ). Слабоподвижными с постоянной валентностью являются катионогены Li, Be, K, Ba, Cs и Rb и анионогены Si и P, а также с переменной валентностью катионоген Tl и анионогены Ge, Sn, As и Sb. Хорошо мигрируют в кислых водах окислительных и восстановительных сред, но осаждаются на щелочных барьерах катионогены Zn, Cu, Pb, Ni, Co. Мигрируют в кислых и щелочных водах окислительных обстановок катионогены Ag и Hg. Подвижны и слабоподвижны в восстановительной (глеевой) среде и инертны в окислительной и восстановительной (сероводородной) средах катионогены переменной валентности Fe, Mn, Co.

В природе больше всего распространены слабокислые, нейтральные и слабощелочные воды. Сильнокислые воды, в составе которых преобладают минеральные кислоты (неорганические), свойственны вулканическим областям и участкам и зонам с сульфидной минерализацией. Кислые и слабокислые воды, содержащие органические кислоты и насыщенные  $CO_2$  в форме гидрокарбоната ( $HCO_3^-$ ), характеризуют ландшафты тропиков и субтропиков, таежные и тундровые пространства. Нейтральная и слабощелочная реакция воды степных и пустынных ландшафтов определяется соотношениями в них  $CO_2/Ca(HCO_3)_2$  и  $Ca(HCO_3)_2/CaCO_3$ . Сильнощелочные (содовые) воды преобладают в ландшафтах солонцов с содовыми озерами. В сильнокислых водах активно мигрируют гумус, Fe, Mn и Al и слабо Si. Они легко выносят Cu и Zn. В кислых и слабокислых водах несколько слабее растворяется гумус, сильно Fe и Mn, достаточно сильно Al и слабо Si. В них обедняется катионный состав. Они особенно благоприятны для миграции Ca, Sr, Ba, Ra, Cu, Zn, Cd, Co, Ni.

В нейтральных и слабощелочных водах слабо мигрирует гумус, сильнее Fe и Mn, слабо Al и достаточно сильно Si. Эти воды малоблагоприятны для водной миграции металлов, которые осаждаются в виде гидроксидов, карбонатов и других соединений. В слабощелочных водах неплохо мигрируют анионогенные элементы Si, Fe, As, V, U, Mo. Присутствующие в этих водах угольная и органические кислоты полностью нейтрализуются минералами Ca, Mg, Na и K. Наконец, в сильнощелочных водах заметно мигрирует гумус, хорошо Al и Si, слабо Fe и Mn, почти не мигрируют многие металлы (Ca, Sr, Ba, Fe), но анионогены мигрируют интенсивно (Si, Mo, Ge, Se, U). Многие металлы здесь образуют растворимые комплексы (Se, V, Cr, Mo, Th и др.) с появлением анионов типа  $AlO_2^-$ ,  $[Cu(CO_3)^{2-}]$  и др.

В водах с pH в интервале 9–12 слабые органические кислоты начинают нейтрализовать щелочи, понижая реакцию вод до слабощелочной. В водах с pH от 0 до 3 слабые органические основания нейтрализуют кислоты, создавая слабокислую реакцию. Гумус, как известно, характеризуют свойства кислот и оснований. Именно гумус почв обеспечивает максималь-

но благоприятную среду для жизни. В черноземах, отмеченных повышенным содержанием менее растворимых гуминовых кислот, не происходит иллювиального вымывания органики вниз по профилю почвы, что предотвращает истощение почв в отношении микроэлементов. В подзолах, где выявляется обилие более растворимых фульвокислот, идут процессы иллювиации и вертикальной дифференциации элементного состава.

Среди минеральных составляющих (компонентов) вод резко преобладают макроэлементы, тогда как малые и микроэлементы присутствуют, особенно в пресных водах, в ничтожных количествах (в мкг/л). Содержание многих элементов часто меняется с изменением количества осадков. Так, А. Вадзики [Алексеенко, 1989] показал, что содержание урана в подземных водах увеличивается в дождливые периоды и убывает в засухи. Во многих случаях, однако, рост количества осадков сопровождается опреснением вод, а испарение приводит к росту концентраций. Ультрапресные воды особенно характерны для полярных и высокогорных районов, в которых отсутствуют биоорганические вещества.

Помимо кислотно-щелочных свойств вод на подвижности элементов сказываются их окислительно-восстановительные потенциалы. Кислородная окислительная среда способствует осаждению катионогенных элементов переменной валентности – Fe, Mn, Co, Cu и др. и увеличению растворимости анионогенных элементов переменной валентности – V, Mo, S, Se, U, Re. В бескислородных восстановительных средах, напротив, увеличивается растворимость и миграция катионогенов и уменьшается – анионогенов. Из химии известно, что в сильноокислых средах окислительно-восстановительные потенциалы металлов  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Co^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Sn^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$  отрицательны. Поэтому они легко отдают электроны и вступают в соединения с окислителями.  $Cu^+$ ,  $Ag^+$ ,  $Rb^+$ ,  $Au^+$ ,  $Sn^{4+}$ ,  $U^{6+}(UO_2)^{2+}$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{4+}$ ,  $Cr_2O_7^{2-}$ ,  $Co^{3+}$ ,  $Pb^{4+}$  обладают положительными величинами  $E_0$ , труднее отдают электроны и плохо вступают в соединения. Поэтому среди них встречаются в природе самородные металлы. В сильнощелочных средах нормальные окислительно-восстановительные потенциалы тех же элементов заметно отличаются. В щелочных условиях реакции окисления при даже более низких величинах  $Eh$  осуществляются значительно легче, чем в кислых. Окислительно-восстановительные реакции – это реакции обмена электронами с окислением одних элементов и восстановлением других или кислорода. Так, восстановление трехвалентного железа может происходить параллельно с реакциями окисления органических веществ. Сильными окислителями являются кислородные неорганические кислоты ( $H_2SO_4$ ,  $HNO_3$  и др.). Углекислый газ тоже окислитель.

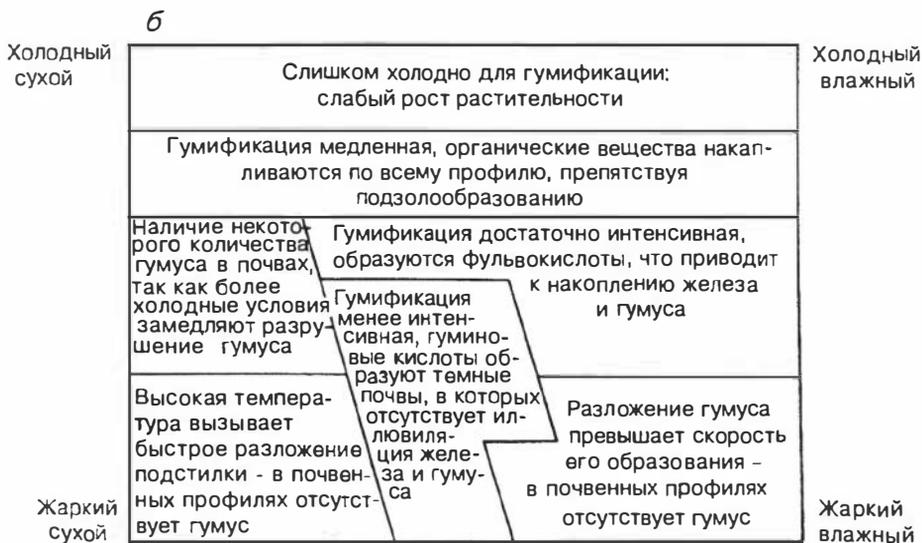
Каждая окислительно-восстановительная система действует на вышестоящую как окислитель, а на нижестоящую как восстановитель [Перельман, 1966]. В болотах  $Fe^{2+}$  будет действовать на  $Mn^{4+}$ ,  $Cr^{6+}$  и  $Co^{3+}$  как восстановитель, но не повлияет на  $Sn^{2+}$ ,  $Cu^+$ ,  $U^{4+}$ , потенциалы которых ниже. Поэтому не появятся хроматы и ванадаты. В кислых таежных болотах (с  $Eh = 0,4$  В) обстановка для Fe вполне восстановительная, но для Cu все еще окислительная. В богатых кислородом водах Cr, V, S в высших степенях окисления обладают высокой миграционной способностью. В пустынях же осаждаются сульфаты Na, Mg и Ca, хроматы K и ванадаты Fe и

Mn. Граница между окислительной и восстановительной средой нередко совпадает с уровнем подземных вод, но иногда опускается ниже его, если в водах присутствуют окислители типа  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  или соли других сильных кислородных кислот, в частности  $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3$ .

Таким образом, характер водной миграции определяется в существенной части параметрами pH и Eh. Они положены в основу выделения разных классов водной миграции в координатах pH-Eh. Воды разных классов характеризуются набором типоморфных элементов, ионов и соединений, специфически выраженной растворяющей способностью, содержаниями микроэлементов. Типоморфные элементы, ионы и соединения вод –  $\text{O}_2$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  и др. В глеевых средах типоморфны  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2$ . Здесь нет сероводорода, легко подвижны  $\text{Fe}^{2+}$  и  $\text{Mn}^{2+}$ . Алюминий и титан не типоморфные компоненты вод, так как не образуют в них хорошо растворимых соединений. Не всюду из-за малой распространенности типоморфны Sr, Ba, Ra, I и др. Величины Eh и pH – это важнейшие геохимические параметры природных вод. Они определяют условия миграции. Совокупность протонно-электронных состояний водных систем определяет растворимости различных химических соединений. Именно в координатах Eh-pH можно более или менее четко отграничить поля существования тех или иных соединений элементов. Во влажном климате, например, в слабокислой среде (pH = 6)  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  (гематит) формируется при Eh выше +0,17 В, а в щелочной (pH = 9) уже при Eh выше -0,20 В (это возможно в сухом степном ландшафте). Соответственными понижениями Eh при тех же pH определяются поля существования  $\text{FeCO}_3$  (сидерита) и  $\text{FeS}$  (пирита). Согласно протонно-электронным режимам, управляющим реакциями,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  и  $\text{FeS}$  не могут сосуществовать. Однако в условиях отрицательных температур границы окислительных реакций сдвигаются (торможение окисления) и пирит нередко сосуществует с гематитом.

В координатах Eh-pH удастся отразить местоположение и соотношения друг с другом всех основных разновидностей (классов) водной миграции в условиях земной поверхности. В окислительных средах Fe, Mn, Cu, V, S находятся в высоких степенях окисления. Воды глеевых обстановок не содержат кислорода, но в них обычно присутствуют  $\text{CO}_2$ , иногда  $\text{NO}_2$  и  $\text{SO}_2$ ; Fe и Mn здесь двухвалентны и ведут себя как Ca и Mg. Почвы в этих средах сизые, синие, голубоватые, зеленые, белесые, пятнистые. Эти среды благоприятны для миграции многих металлов. Напротив, сероводородная обстановка при тех же Eh неблагоприятна для миграции металлов, так как здесь осаждаются сульфиды.

Заметим, что характеризуемые в последующих разделах классы водной миграции имеют отнюдь не одинаковую распространенность в зоне гипергенеза. Они тесно сопряжены со связанной с климатом почвенной зональностью и соответственно с ролью (количеством и качеством) органического материала почв. Вода не только агент разрушения силикатов пород, но и фактор формирования органических масс. Большая часть поверхности суши представлена биогенными ландшафтами. Мы уже видели, что кислотнo-щелочными свойствами вод весьма эффективно управляет гумус почвенных покровов. Органика активно управляет и окислительно-восстановительными потенциалами вод, интенсивно расходуя кислород



**Рис. 3.** Воздействие климата на почвенную зональность (а) и роль органического материала в образовании почв в соотношении с климатом (б). (По Р. Р. Бруксу [1986]). Границы а и б совпадают.

зоны аэрации в реакциях окисления. В зонах восстановления она активно продуцирует сильный восстановитель – водород.

В водах биогенных ландшафтов огромную роль в установлении их химизма играют комплексные соединения. В такой форме в ландшафтах с содовыми водами могут мигрировать даже такие, обычно малоподвижные элементы, как поляризующиеся лантаниды от гадолиния до лютеция включительно, дающие почвенные соединения. Комплексы в биогенных

ландшафтах образуют Au, Ag, Cu, Cd, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, U, Se и Y. Велика здесь роль и таких комплексных ионов как  $\text{Fe}(\text{OH}_2)^{2+}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH}_2)^+$ ,  $(\text{NaSO}_4)^-$  и т. д., а не катионов  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  и анионов  $\text{SO}_4^{2-}$ . Велико в этих средах значение хелатов – клешневидных органокомплексов. Миграция хелатов особенно характерна для тайги и тропического леса. Наличие комплексов повышает миграционную способность элементов в ландшафтах и рН выпадения гидроксидов Mn.

Заимствованные из монографии Р. Р. Брукса [1986] рисунки, объясняющие воздействие климата на почвенную зональность (рис. 3а) и роль органической составляющей в образовании почв в соотношении с климатом (см. рис. 3б), могут дать представление и о распространении различных классов водной миграции с поправкой на значение органического материала в формировании состава вод. С учетом этого, по мнению Р. Р. Брукса [1986], подвижность элементов в зоне гипергенеза контролируется четырьмя главными факторами: 1) химическим выветриванием, 2) биохимическим и биогео-химическим выветриванием, 3) влиянием гумуса и глинистых минералов на мобилизацию элементов и 4) биологическим циклом. Как можно видеть, три последних фактора связаны с процессами жизнедеятельности и разложения ее продуктов. Водная миграция в сильной степени контролируется биогенной миграцией. Последняя существенно определяет и комплексы типоморфных элементов в почвах. Живое вещество на 98,8 % слагают макроэлементы атмосферного происхождения (O, H, C, N) и всего лишь 1,2 % составляют водные мигранты – макроэлементы (K, Na, Ca, Mg, S, Cl, P, Fe, Si), микроэлементы ( $n \cdot 10^{-3}$ – $n \cdot 10^{-5}$  %) – Ba, Cs, Cu, Pb и др. и ультрамикроэлементы ( $< n \cdot 10^{-5}$  %) – Se, Hg, U, Ra и др. [Перельман, 1966]. Исследования состава золы растений показывают, что “кларки биосферы” невелики. По золам выявляется энергичное ( $n \cdot 10^{-2}$ – $n \cdot 10^{-3}$  %), сильное ( $n \cdot 10^{-2}$ – $n \cdot 10^{-5}$  %) и слабое накопление микро- и ультрамикроэлементов ( $n \cdot 10^{-2}$ – $n \cdot 10^{-11}$  %).

В растениях осуществляется как избирательное, так и неизбирательное биохимическое поглощение элементов. Биохимическое накопление, таким образом, происходит как при наличии антиконцентрационных барьеров, так и при их отсутствии [Брукс, 1986; Ковалевский, 1991]. Различают безбарьерные, практически безбарьерные (обнаруживают превышение над фоном в 30–300 раз), близфонобарьерные (возникают превышения над фоном в 10 раз) и фонобарьерные биообъекты. А. Л. Ковалевский [1991] определил, что не информативны по U, F, Mn, Fe, Mg 80 % биообъектов, по W, Be, Li, Cs и Ba – около 50 %, а по Zn, Mo, Bi, Rb, As и Au – 30 % объектов. Наиболее показательны как биохимические индикаторы безбарьерные ткани корней и коры деревьев, корней кустарников и трав и ткани низших растений. Мхи и лишайники безбарьерны по отношению к большому комплексу элементов. Эти симбиотические сообщества водорослей, грибов и микроорганизмов способны разъедать слизистыми веществами такие устойчивые минералы, как гранаты. Разъедание минералов корневыми системами растений осуществляется при участии вырабатываемой ими перекиси водорода. Органические кислоты самих растений способны растворять даже глинистые минералы. Предполагается, что организмы почвы принимают участие и в синтезе глинистых минералов. Микроорганизмы способны активизировать большое количество веществ, в том

числе плохорастворимых. Диатомовые водоросли являются концентраторами Si, образующего их скелет. Опаловые тельца (фитолитарии) встречаются в листьях растений. Богата Si также зола злаков и овощей.

Почвенные бактерии служат окислителями и восстановителями элементов переменной валентности. Бактерии окисляют сульфиды, переводя  $Fe^{2+}$  в  $Fe^{3+}$ , благодаря чему в растворах уменьшаются содержания V, As, Sb и др. биофобных и небioфобных элементов, сорбируемых оксидами Fe. Микроорганизмы окисляют клетчатку отмерших растений сначала до появления оксикислот, а затем до  $CO_2$  и  $H_2O$ . Они переводят жиры в жирные кислоты, а затем также в  $CO_2$  и  $H_2O$ . Одни из микроорганизмов осуществляют аммонификацию гумуса, другие – его нитрификацию, после чего имеет место полная денитрификация. Так, белковое вещество минерализуется целиком с образованием  $HNO_3$ ,  $H_2O$ ,  $CO_2$ ,  $SO_2$ ,  $P_2O_5$ . Восстановление  $HNO_3$  органическими восстановителями завершается образованием молекулярного азота. Почвенные организмы, таким образом, управляют циклами H, N, C, S и P.

По интенсивности биохимического поглощения растениями выделяют элементы почв: 1) энергичного накопления (P, S, Cl, Y); 2) сильного накопления (Mg, Sr, B, Zn, Ag); 3) слабого накопления и среднего захвата (Mn, Ba, Cu, Ni, Co, Mo, As, Cd, Be, Hg, Se, Ra); 4) слабого захвата (Fe, Si, F, Rb, V, Li, Cs); 5) слабого и очень слабого захвата (Ti, Cr, Pb, Al, Zr, U). Замечено, что интенсивно поглощаются сильные анионы. Катионы поглощаются в десятки раз меньше. Растения перекачивают наверх P, S, Ca, Mg, K и многие другие элементы. Еще В. М. Гольдшмидт обнаружил накопление в почвах Be, Co, Ni, Zn, Ge, As, Cd, Sn, Pb, Ag, Au и других металлов.

Помимо истинно растворенных веществ (диссоциатов) почвенные и подпочвенные воды содержат разнообразные ассоциаты и золи. С глубиной при движении вод вниз по разрезу из-за коагуляции золь их роль снижается. Хотя они находятся в подчиненных количествах, но значение их в профилях выветривания огромно. Все твердофазные вещества почв и элювия проходят коллоидное состояние с образованием коллоидных и метакolloидных минералов-гидроксидов Al и Si и глинистых минералов. Давно на развитие в зонах гипергенеза соединений переменного (неопределенного) состава или мутабельных соединений указывал А. Е. Ферсман. В коллоидальных формах здесь устанавливаются металлы – Au, Ag, Pt, Bi, Sn, гидроксиды металлов  $Fe(OH)_3$ ,  $Al(OH)_3$ ,  $Si(OH)_4$ ,  $Ti(OH)_4$  и др., оксиды  $MnO_2$  и  $SiO_2$  с  $nH_2O$  и глинистые минералы. Эти формы, как известно, обладают огромными активными поверхностями, на которых проявляют свое действие нескомпенсированные заряды. Гидроксиды заряжены положительно, а глины – чаще отрицательно. Хорошо известна сорбционная активность гидроксидов и оксидов  $Fe^{3+}$ ,  $Mn^{4+}$  и  $Ti^{4+}$ . Давно установлена и используется для практических нужд катионообменная способность глинистых минералов. Согласно правилу Пескова-Фаянса, на глинах лучше хемосорбируются поливалентные катионы, а среди равновалентных – те, чей ионный радиус больше:  $Cs^+ > Rb^+ > K^+ > Na^+ > Li^+$ . Глины обмениваются и анионами на гидроксильных группах:  $I^- > Br^- > Cl^-$ . Монтмориллониты извлекают из растворов металлы в последовательности  $Pb > Cu > Ca > Ba > Mg > Hg$ , а каолиниты –  $Hg > Cu > Pb$ . Гидроксиды Fe сорби-

руют As, V, Pb, Sb, Se и могут обмениваться анионами  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и  $\text{PO}_4^-$ , а окислы Mn (псиломелан  $m\text{MnOMnO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$  и др.) – Ni, Co, K, Ba, Cu, Zn, Hg, Au, W.

Высокой катионообменной способностью, намного превосходящей таковую глинистых минералов, обладают гумусовые кислоты. Большая часть гумусовых кислот несет отрицательный заряд. Они могут и адсорбировать вещества (за счет межмолекулярных связей) и хемосорбировать (за счет ионных или координационных связей). Они способны хемосорбировать как органические катионы, так и катионы металлов. Гумус может свободно образовывать сильные химические комплексы с катионами металлов, особенно при высоких значениях pH. Глины и гумус образуют (часто вступая в связь) активный почвенный поглощающий комплекс, который блокирует переход металлов в водный раствор, промывающий почвенный покров. Обменные реакции подчинены законам физико-химических равновесий и зависят от концентраций растворов, зарядов катионов и атомных весов, ионных радиусов, поляризуемости и прочее.

Сказанное подтверждает очень большое влияние биологических циклов на миграционные характеристики большинства элементов, которые будучи вовлеченными в растительные цепи питания, устойчиво обращаются между растительным и почвенным покровами. Растворяясь, они отсасываются по капиллярам в ветви и листья. Быстрорастворимые компоненты (карбонаты щелочных и щелочноземельных металлов, сульфаты, фосфаты и гуминовые комплексы железа и марганца) выщелачиваются из почв дождевыми водами. Плохорастворимые и нерастворимые соединения и комплексы остаются в гумусе и обогащают почвы некоторыми элементами. Так происходит биогенное обогащение почвенных покровов. Степень обогащения подчинена правилам Ирвинга-Вильямса [Брукс, 1986]. По этим правилам устойчивость металлоорганических комплексов не зависит от природы связи. Для одновалентных металлов устанавливается следующий ряд стабильности соединений (от более до менее устойчивого в форме комплекса): Ag, Tl, Li, Na, K, Rb, Cs; для двухвалентных металлов – Pt, Pd, Hg,  $\text{UO}_2$ , Be, Cu, Ni, Co, Pb, Zn, Cd, Fe, Mn, Ca, Sr, Ba; для трехвалентных – Fe, Al, Y, Pr, Ce, La.

Как видно из проведенного исследования сопряженных процессов, протекающих в экогеохимических системах, в них имеют место противоположно направленные эффекты растворения и осаждения элементов, утраты их и аккумуляции. При этом выщелачивание и преципитация, происходящие в проточных режимах на основе механизмов обмена, охватывают всю область условий, характеризуемую различными окислительно-восстановительными потенциалами и кислотно-щелочными параметрами. И те и другие эффекты, как и вызывающие их процессы, несомненно, играют огромную роль при создании тех или иных экологических обстановок. Научиться управлять этими процессами – значит способствовать снятию многих экологических проблем.

В настоящее время представляется еще малоперспективным избавление от площадных загрязнений земной поверхности многими химически вредными веществами посредством ускоренного деконцентрирования их растворения и удалением растворов в подстилающие почвенный покров породы. Слишком малопредсказуем действительный ответ таких гетеро-

генных и полифазных систем, какими являются почвы, на предусматриваемые реабилитационные рецептуры. Гораздо перспективнее использование известных в самой природе геохимических барьеров для связывания на них не утилизируемых вредных отходов различных производств, что позволяет надолго пресекать неуправляемое и неконтролируемое распространение их в биосферу. Такие барьеры имеют важное значение в формировании аномальных концентраций многих элементов и их соединений в природе, в том числе в зоне гипергенеза. На них резко убывает интенсивность миграций растворенных в воде металлов и идет эффективное накопление в виде труднорастворимых соединений.

Принято различать следующие основные типы геохимических барьеров [Перельман, 1966]: 1) гравитационные, когда из водных взвесей идет оседание под действием веса частиц высокой плотности, 2) физико-химические, когда вследствие резкого нарушения окислительно-восстановительных и щелочно-кислотных режимов идет отложение минеральных образований, 3) биогеохимические и биохимические, когда в гипераккумуляции элементов участвуют живые организмы и продукты их посмертной трансформации в почвенных профилях, 4) сорбционные и хемосорбционные барьеры неорганической и органической природы, на которых идет соосаждение или обмен веществ, 5) испарительные, когда имеет место высыхание раствора и образуются эвапориты, 6) термодинамические, проявляющиеся в термобародеформационных системах. На барьерах выявляется роль главных факторов, вызывающих концентрацию. В природе в чистом виде перечисленные барьеры редки. Чаще всего существуют комбинированные комплексные барьеры.

Среди физико-химических А. И. Перельман различает барьеры на участках резкой смены окислительных режимов на восстановительные и, наоборот, восстановительных на окислительные. Далее им выделяются щелочные барьеры, возникающие при резком возрастании рН, например, в месте встречи кислых вод с известняками, и кислые барьеры в местах резкого понижения рН, где щелочные воды соприкасаются с образованиями, богатыми сильными кислотами и их соединениями. Для этих барьеров существен и класс подступающих к ним вод. В природе кислые и щелочные барьеры возникают также при встречном схождении в одно место вод, характеризующихся разными ассоциациями химических элементов. Примеры этих барьеров многочисленны. Глеевые воды, стекая в открытые богатые кислородом водоемы, натываются на окислительный барьер. Будучи щелочными и нейтральными, глеевые воды лесостепей и степей, содержащие подвижный марганец, осаждают его на кислородном барьере. На глеевых барьерах при встрече с кислородными водами образуются вторичные аккумуляции урана. При подтоке кислых вод к щелочному барьеру (высокие рН среды) происходит осаждение гидроксидов и карбонатов металлов ( $ZnSO_4 + CaCO_3 = ZnCO_3 + CaSO_4$ ).

В природе весьма эффективно проявляют себя также сорбционные барьеры на неорганических коллоидах, глинистых минералах и органическом веществе. На сорбционных барьерах происходит аккумуляция многих тяжелых металлов. На них нередко имеет место и селективное фракционирование вещества. По А. И. Перельману, кислородные, глеевые и сероводородные воды освобождаются на этих барьерах от растворенного в них груза не всегда сходным образом. Сильнокислые (рН < 3) воды кис-

лородной, глеевой и сероводородной зон отлагают на барьерах одни и те же элементы – Al, Se, Ga, Si, Ge, P, V и As. Кислые и слабокислые (pH = 3–6,5) воды тех же зон одинаково сбрасывают Cl, Br, I, F, S и P. Из них же на сорбционных барьерах в зоне аэрации оседают Si, Ba, Zn, Cd, Ni, Co, Pb, Cu, U, V, Mo и As, в зоне оглеения те же элементы, исключая V, Mo и As, а в сероводородной зоне только лишь Sr и Ba, поскольку большинство элементов здесь связывается в сульфидах. Уран в восстановительных средах становится четырехвалентным и образует слаборастворимое соединение  $UO_2$ . Нейтральные и слабощелочные (pH = 6,5–8,5) кислородные, метановые и сероводородные воды очищаются одинаково от Cl, Br, I, F, V, S и P, Li, Na, K, Rb и Cs. Кислородные и метановые воды, кроме того, сбрасывают Tl и Zn. К этим элементам в кислородных водах добавляются, как и в сильноокислых (с  $O_2$ ), V, Mo и As. Наконец, из сильнощелочных (содовых с pH > 8,5) на этих барьерах извлекаются те же Cl, Br, I, F и V, а из металлов Li, K, Rb и Cs. Но из кислородных и глеевых вод, также высаживается Tl. Кроме того, кислородные воды избавляются от V, Mo и As. Как можно видеть, наблюдаемые различия не столь велики у наиболее распространенных в природе кислородных и глеевых вод, обладающих слабокислой, нейтральной и щелочной реакциями.

Приводимый А. И. Перельманом с соавторами [1982] список металлов должен быть значительно расширен – Ag, Au, Hg, Ra, Be и др. Существенной особенностью сорбционных барьеров, образованных глинами, гидроксидами Al, Fe, Mn, Ti, Zr и гумусовыми веществами, является способность сорбировать катионы при их концентрациях в водах, не достигающих произведения растворимости, т. е. из сильно разбавленных растворов. При этом происходит глубокая очистка вод, что можно использовать для полного осветления многих технических вод и агрохозяйственных стоков. Глины сорбируют аммоний, органические вещества и даже микроорганизмы. На сорбционных барьерах происходит концентрирование многих тяжелых металлов, вплоть до образования промышленно значимых содержаний. Концентрирование на этих барьерах может приводить к образованию собственных минеральных фаз многих металлов.

#### **1.4. Биологическая роль химических элементов и соединений**

Главные измеряемые величины при экогеохимических исследованиях природных систем – это содержания элементов, соединений и ассоциаций в самих организмах и среде их обитания. Основной же результат изучения, предшествующий экологическим выводам и рекомендациям, состоит в понимании роли тех или иных содержаний элементов в разных фрагментах биологических объектов и природных или техногенных ландшафтов. Данные о вариациях содержаний элементов и отчасти о формах их нахождения в нормальных и разной степени аномальных ситуациях способствуют определению естественных границ зон экологического благополучия, разной степени риска и бедствия. Сказанное побуждает остановиться сначала на самых основных жизневажных функциях главных химических групп элементов. Так, например, роль первой группы щелочных и отчасти второй группы щелочноземельных металлов в жизнедеятельности растительных и животных форм сводится главным образом к переносу зарядов при диффузии, а переходных металлов – к образованию комплексов, спо-

способных координировать с белками и с небольшими органическими молекулами, благодаря легкости изменения спиновых состояний с разной степенью окисления [Эйхгорн, 1978]. Исключительно важно выявление токсических воздействий разных содержаний элементов на организмы и открытие в недавнее время механизмов самозащиты от них. К таковым относится изученная у растений, насекомых, моллюсков и млекопитающих группа низкомолекулярных белков – металлотионеинов, способных связывать ионы тяжелых металлов – цинка, кадмия, ртути, золота и др. [Kirk et al., 1986]. Фундаментальные исследования в области геохимической экологии установили характерное для большинства животных сходство концентраций и соотношений главных биофильных элементов – углерода, азота, фосфора, калия, магния, а следовательно, кислорода и водорода вне зависимости от их положения в систематике, типа питания и мест обитания, что указывает на единую биохимическую основу эволюции состава наземных животных [Покаржевский, 1985]. Концентрацию микроэлементов в животных, варьирующую в значительно больших пределах, объясняют обычно их видовыми особенностями и содержаниями элементов в пище. Эта зависимость возрастает с увеличением атомных номеров элементов. Применение балансового анализа при изучении биогеохимических циклов элементов и миграции их через разные популяции позволило определить роль и структуру сообществ бактерий, растений и животных в экосистемах суши и обосновать необходимость всяческого увеличения доли органических удобрений, без чего происходит резкое и неконтролируемое угнетение экосистем и увеличение их токсичности. Тем самым на количественном уровне подтверждена мысль В. И. Вернадского [1983] об определенной условности самого разделения и принципиального противопоставления организмов и среды их обитания, ибо то и другое неразрывно взаимосвязано как фрагменты общих экосистем.

Прямым методологическим следствием этой связи должно быть системное сопоставление составов, т. е. равновесных соотношений содержаний элементов в биотической составляющей экосистем (ее видах, популяциях и организмах), с геолого-географической и геохимической средой. Поскольку для большинства элементов, образующих растительные организмы, главным первоисточником, кроме воды и воздуха, служит почвенный покров, постольку степень накопления их в растительном царстве следует выразить отношением содержаний элементов в сухой массе растений к их среднему содержанию в почвах, а концентрацию элементов в животных организмах целесообразно отнести к их содержаниям в растениях. Несмотря на обилие данных, использованных для биохимической классификации элементов, экогеохимический анализ дополнительно нуждается также в неперенной их увязке с тенденциями распространенности и распределения элементов во всех основных фрагментах среды их обитания.

Исходя из принципа единства геохимической среды и жизни как методологической основы изучения биосферы, В. В. Ковальский [1982] подчеркивает, что недостаточное или избыточное поступление многих макро- и микроэлементов в их биогенный цикл определяет многие экологические закономерности эволюции организмов. Они более специфичны, так как химическая гетерогенность лито-, педо-, гидро- и тропосферы достигает по некоторым элементам нескольких порядков, что в наше время еще усугубляется локальным и региональным наложением на все природные равнове-

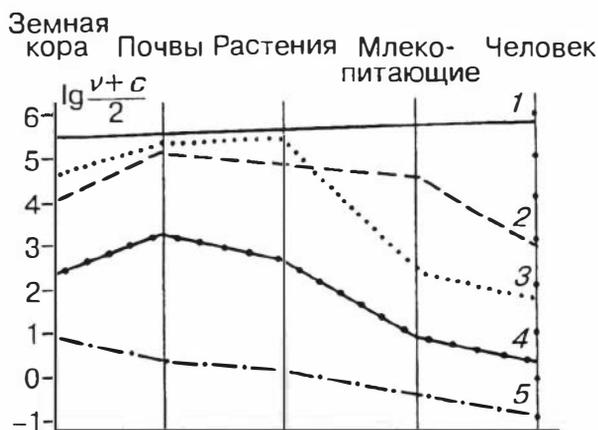
сия мощного техногенного влияния, которое в каждом случае требует специального рассмотрения и отражения на экогеохимических картах. Заслуга В. В. Ковальского состоит в обосновании представлений о пороговом действии определенных концентраций химических элементов в среде питания организмов, ниже и выше которых нормальная регуляция физиологических процессов и гомеостатических функций нарушается. Представляется, что надежно устанавливаемые оптимальные и “пороговые” содержания элементов в природных средах питания организмов целесообразно не только отразить в биогеохимической их характеристике, но и по возможности использовать при классификации элементов и индикации атмо-, гидро-, педо-, лито- и биообъектов, в том числе продуктов питания.

С тех пор как еще в 1923 г. была предложена геохимическая классификация элементов В. М. Гольдшмидта [Goldschmidt, 1954], выделенная им впервые самостоятельная группа биофилов, установленная в своей основе за столетие до того И. Я. Берцелиусом [Berzelius, 1847], претерпела незначительные изменения и у последующих авторов. Однако теперь в составе растений и животных определены практически все элементы, известные на поверхности Земли, т. е. много больше, чем 44 названных В. И. Вернадским в качестве циклических – участвующих в круговороте вещества между геосферами при содействии организмов. Неясность критериев и прежде всего количественных признаков – оснований для членения этого множества элементов на группы, отличающиеся по своей роли в жизнедеятельности, имеет и положительную сторону: стимулирует поиск таковых и приводит к перебору многих объективных характеристик, из которых ожидается выявление наиболее существенных.

Количественные отношения содержания элементов в организмах к их средним содержаниям в земной коре названы А. И. Перельманом [1979] биофильностью. К сожалению, такое толкование не очень точно отражает реальную роль элемента в жизнедеятельности. Так, у совершенно необходимого организмам калия данный коэффициент (1,2) ниже, чем у токсичного мышьяка, а у очень вредного свинца выше, чем у функционально незаменимого железа и т. д. Интересен также анализ коэффициентов биологического поглощения, рассчитанных Б. Б. Полюновым и обобщенных А. И. Перельманом [Там же]. Из него также следует, что реальные тенденции накопления элементов живым веществом далеко не всегда совпадают с его потребностями. Исключительно опасная метилртуть, например, накапливается организмами интенсивней, чем необходимый для жизни селен, недостаток, впрочем как и избыток, которого вызывает множество заболеваний и сокращает продолжительность жизни.

Исключительное значение для понимания биохимической роли элементов имеет отмеченная А. П. Виноградовым общая закономерность уменьшения содержания металлов в организмах по мере их эволюции от низших форм к высшим. При всем многообразии их составов у разных групп растений и животных также выявляется прямая зависимость тех и других от состава среды обитания, например, у морских и наземных видов. Меньше, но также заметно, отличается состав организмов в экосистемах разных ландшафтов – пустынных, степных, таежных, высокогорных. Зависимость состава организмов и эндемических заболеваний от геохимического типа провинции их обитания ярко проиллюстрирована на примере Англии и Уэльса [Tornton, Webb, 1978].

Однако при несомненной зависимости состава организмов и их выживаемости от среды питания классификационно остались неразличимыми элементы, необходимые для жизнедеятельности и ей препятствующие. В силу очевидной целесообразности при экологических исследованиях учета функциональной роли элементов в жизнедеятельности организмов, нами предложено подобное подразделение. Тримя непротиворечивыми и дополняющими друг друга основаниями экогеохимического членения элементов нами приняты одновременно степень их концентрации в растительных организмах относительно основной среды их питания – почвы, незаменимость их в жизнетворных органах и соединениях и реакция организмов на изменения их содержания. Согласованность данных оснований позволила подразделить все элементы на пять резко отличающихся дискретных групп: необходимые компоненты жизнедеятельности **макро- и микровитафилы** с наибольшими значениями модулей биогенной концентрации – отношение содержаний зола растений/почва в основном от 0,3 до 100; **витафобы** со значениями этого же модуля на два-три порядка более низкими при неизвестной отрицательной реакции организмов на снижение содержаний данных элементов в их составе, но остро негативной реакцией на малейшее повышение их концентраций. С высокой степенью определенности выделено 12 витафобов, не считая радиоактивные элементы. Самостоятельно выделены **фитофилы**, накапливающиеся в растениях и соответственно в почвах, но резко почти исчезающие у животных (рис. 4, 5). У фитофилов содержание особенно существенно повышается в специфических формах растений, которые при дефиците этих элементов погибают. В животных организмах их положительной роли не установлено, но токсичность в разной степени проявлена. Это Li, Be, B, Al и Si. Остальные, практически все, кроме названных, оксифилы и благородные металлы отнесены к **толерантам**, чье содержание в организмах существенно менее токсично, чем витафобов даже в повышенных концентрациях, но и любой их дефицит патологической реакции у организмов не вызывает.



**Рис. 4.** Средние содержания элементов в организмах и среде обитания, г/т.

1 – макровитафилы (H, C, N, O); 2 – микровитафилы (K, Fe, Zn, Co, Se); 3 – фитофилы (Si, Al, B, Li, Be); 4 – толеранты (Ba, Zr, Ag, W); 5 – витафобы (Hg, Cd, Tl, Te, As).

Нормативные содержания элементов: в v – базальтоидах; с – глинистых сланцах.

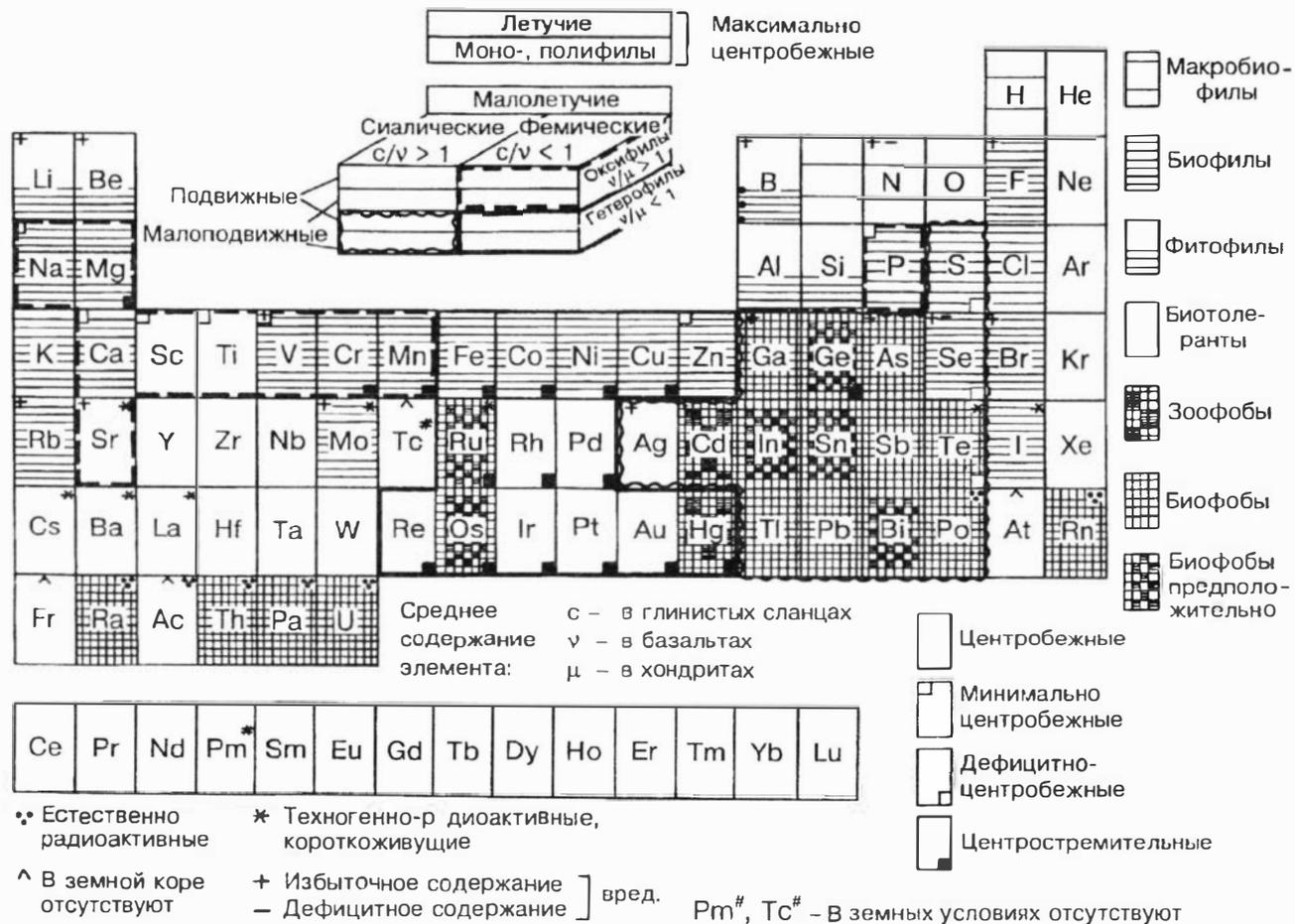


Рис. 5. Биогехимическая классификация элементов (по Ю. Г. Щербакову).

Биогеохимическая классификация элементов с учетом их биологической роли дополняет предложенную ранее Ю. Г. Щербаковым [1982, 1995] многофакторную геохимическую классификацию. Зависимость биологических функций элементов от их космогеохимических свойств вполне определена и может быть просто учтена при выделении экогеохимических провинций и аномалийных зон.

Приводимое и принимаемое нами подразделение элементов, по существу, близко к предложенному А. Дарнлеем [Darnley, 1990] по Международному проекту изучения окружающей среды, но полнее и конкретнее, с количественной характеристикой отличающих их биохимических свойств и рассмотрением в связи с общегеохимическими аспектами. Выделенные нами, в отличие от принятой проектом классификации, витафилы все непременно конструкционно входят в состав жизнетворных соединений организмов и незаменимы для жизнедеятельности, явно нарушаемой, вплоть до гибели организмов, при уменьшении или резком увеличении их содержания. Они же отличаются наибольшим коэффициентом концентрации относительно среды питания. В качестве зоофобов нами особо выделены Hg и Cd, содержание которых, несмотря на исключительно негативное воздействие на многие функции животных организмов, выше, чем у растений. Связано это явление не с большей потребностью животных в данных элементах, а с несовершенством механизмов самозащиты и практически с неспособностью их освободиться от метиловых соединений. Зоофобность таким образом рассматривается как высшее проявление витафобности. Перечень био- и зоофобов, пожалуй, может быть увеличен за счет Ge, In и даже Sn (выделены как предположительно биофобы) ввиду хотя и скудной, но лишь негативной характеристики их воздействия на организмы и, конечно, с учетом их приуроченности к средней части “острова биофобности” в Периодической системе со всеми основными химическими и биохимическими признаками, присущими соседним элементам.

Подразделение элементов по биоактивности с их классификациями по токсичности не совпадает, поскольку многие биофилы – Se, F, N и др. в аномальных содержаниях не менее опасны для организмов, чем биофобы, что для примера иллюстрируют данные табл. 1. Согласно нормативным допускам (табл. 2), по степни токсичности элементы подразделяются на классы (табл. 3, 4).

Известно, что недостаток или избыток содержания тех или иных элементов в организме, а также нарушение их количественных соотношений приводит к разного рода заболеваниям и даже гибели. В настоящее время особое значение стали уделять не только выявлению предельно допустимых концентраций (ПДК) в среде обитания, но и отклонениям от нормы порогового содержания (НПС), обусловленного избытком или недостатком в пище тех или иных химических элементов.

Ко многим элементам организмы индифферентны, но многие из них в избыточных количествах оказывают вредное и угнетающее воздействие, т. е. витафобные. В тропических районах с кислым (водородным) профилем водной миграции обеднение почв катионами, в том числе кальцием, вызывает карликовость животных и даже людей. Известно, что Са в организмах выполняет роль 1) макроэлемента (формирование скелета) и 2) микроэлемента (необходим в составе ферментов). Качественный и количественный элементный состав почв и почвенных растворов сказывается на

здоровье растений и животных, что для наглядности иллюстрируется данными табл. 1.

Сходство и различия в установлении пределов загрязнения фитотоксичными элементами возделываемых почв в бывшем СССР и капстранах наглядно иллюстрирует табл. 2. В России эти нормативы всегда были более высокими, благодаря чему отечественная сельскохозяйственная продукция экологически более чистая, нежели импортируемая. Следует лишь отметить, что до недавних пор в стране уделялось недостаточное внимание сертификации качества пищевых продуктов.

**Таблица 1**

**Содержания элементов (г/т) в почвах, контролирующие области регуляции функций растительности и живых организмов (по А. К. Бондареву [1976] и В. В. Ковальскому [1982])**

Элемент	Отрицательная аномальная область нарушенной регуляции		Фооновая область нормальной регуляции		Положительная аномальная область нарушенной регуляции
	НПС	Болезнь из-за недостатка элемента	НПС-ПДК	ПДК	
B	< 6	Отмирание почек роста, листьев, стеблей	6-30	> 30	Боровые энтериты у животных и растений
Mn	< 400	Заболевание костной системы, усиление зоба, рак кожи	400-1500	> 1500	Заболевание костной системы
Co	< 7	Анемия, эндемический зоб	7-30	> 30	Угнетение синтеза витамина B <sub>12</sub>
Cu	< 15	Анемия, заболевание костной системы, рак, невызревание злаков	15-60	> 60	Поражение почек, уродливость, желтуха
Zn	< 30	Карликовый рост растений и животных	30-70	> 70	Угнетение окислительных процессов, рак, желтуха
Sr	< 3		3-600	> 600	Рахит, урловская болезнь
Mo	< 1,5	Заболевание растений, рак	4	> 4	Подагра, молибденовый токсикоз
I	< 15	Эндемический зоб, бесплодие, эндемия усиливается при несбалансированности с Co, Mn, Cu	5-40	> 40	Ослабление синтеза йодистых соединений щитовидной железы
Cd	Самый опасный элемент на все формы рака, костные заболевания				
Se	Единственный токсичный элемент, избыток которого в растениях до 0,05 г/т приводит к внезапной смерти человека и животных				

Таблица 2

Предельно допустимые в отношении фитотоксичности концентрации микроэлементов в поверхностном слое почв, г/т

Элемент	СССР	Япония	ФРГ	Канада
B	30*			
V			50	60
Mn	1500			1500
Co	30*	50	50	25
Ni	50	100	50	100
Cu	60	125	100	100
Zn	70	250	300	400
As	20	15	20	25
Sr	600		10*	
Mo	4		5	2
Cd	5		3	8
Sb			5	
I	40			
Hg	2,1		2,0	0,3
Pb	20 (над фоном)	400	100	100
Источник	[Орлов и др., 1991]	[Kitagishi et al., 1981]	Kloke [1979]	Linzon [1978]

\* Для токсичной формы, а не валового содержания.

Таблица 3

Классы опасности элементов, попадающих в почву из выбросов, сбросов и промтоходов (по ГОСТ 17.4.1.02-83)

Класс опасности	Элемент
I	As, Cd, Hg, Se, Zn, F, бензпирен
II	B, Co, Ni, Mo, Cu, Sb, Cr
III	Ba, V, W, Mn, Sr, ацетонфенон

Таблица 4

Классы опасности элементов для питьевых вод (по [Критерии оценки., 1992])

Класс опасности	Элемент
I	Be, Hg, бензпирен
II	Al, Ba, B, Cd, Mo, As, Pb, Se, Sr, цианиды
III-IV	Cr, Cu, Mn, Zn, фосфаты, нитраты, аммоний

Исходя из принципа о минимальном и максимальном порогах концентраций (НПС и ПДК соответственно) и единства геохимической среды и обитающих в ней организмов, А. К. Бондарев [1976], В. В. Ковальский [1982] и ряд других исследователей выделяют три области регуляции функций организмов (см. табл. 1):

– область нарушения функций из-за недостатка элемента – область отрицательных аномалий с содержанием в питающей среде элемента ниже минимального НПС;

– область нормальной регуляции функций – фоновая область с содержаниями элемента от НПС до ПДК;

– область нарушения функций из-за избытка элемента – положительная аномалия с содержаниями, превышающими ПДК.

Для конкретной питающей среды элемента и организма существуют свои пределы содержаний и виды заболеваний в каждой из этих областей. К примеру, для живых организмов, включая человека, верхний (ПДК) и нижний (НПС) пороговые содержания некоторых токсичных элементов в почвах, а также области нормального развития функций, приведены в табл. 1.

Поскольку НПС для почв, растений, вод и донных осадков эмпирически установлен еще не для всех элементов, его ориентировочную оценку можно производить по их среднему содержанию (кларку) в данных природных объектах (табл. 5, 6).

Сопоставление БА с геохимическими свойствами элементов выявляет ряд фундаментальных закономерностей, облегчающих экологическую экспертизу и позволяющих прогнозировать ситуацию в районах разного геологического строения и состава. Так, большинство биофобов, кроме фемической ртути, принадлежит к подвижным сиалическим гетерофилам с переменной валентностью и повышенной халькофильностью. Увеличения их содержаний во внешней среде следует особенно опасаться при техногенных нарушениях равновесий предприятиями химической промышленности и цветной металлургии. Повышена опасность и в тектонически усложненных гидротермально минерализованных участках земной коры, особенно многократно геологически подновлявшихся.

Таблица 5

Содержание микроэлементов в почвах и организмах

Биогеохимические группы элементов		Содержания в сухой массе, г/т (в % для элементов, выделенных курсивом)			
		Почвы	Растения	Млекопитающие	Человек
Вита- филы	<i>Fe</i>	2-4	0,05-1	0,003-0,1	0,0027-0,048
	<i>Ca</i>	0,58-2	0,3-1,1	0,014-26	0,006-25
	<i>Mg</i>	0,4-1,2	0,1-7	0,1-0,4	0,002-0,6
	<i>Na</i>	0,5-0,9	0,03-4,5	0,08-1,0	0,2-0,6
	<i>K</i>	1,4-2	0,1-5	0,75-1,1	0,1-2,1
Среднее, %		0,98-2,02	0,12-3,72	0,19-5,72	0,06-5,66
Фито- филы	<i>Si</i>	33-49,9	0,02-1,5	0,012-0,02	0,0002-0,02
	<i>Al</i>	5-7,1	0,006-0,14	(9,2-96)·10 <sup>-4</sup>	(1-46)·10 <sup>-4</sup>
	<i>B</i>	10-71	5-400	0,2-2	0,04-0,7
	<i>Li</i>	16-30	0,1-11	0,02-0,084	0,003-0,036
	<i>Be</i>	1,5-6	0,1-2,1	0,0009-0,04	0,0002-0,013
Среднее, %		7,6-11,4	53-3086	24-59,6	0,2-49
Толе- ранты	<i>Ti</i>	0,4-0,5	0,3-1000	0,2-0,5	0,025-0,1
	<i>Sr</i>	120-300	13-98,9	0,08-0,39	0,017-0,038
	<i>Ba</i>	430-530	4-150	0,007-0,15	0,04-0,09
	<i>Zr</i>	300-540	0,33-5	0,3-5,1	0,0065-2,5
	<i>Y</i>	27-50	0,24-10	0,3-5	0,004-0,005
Среднее, г/т		255-384	3,57-252,7	0,177-2,23	0,018-0,55
Вита- фобы	<i>Pb</i>	2-200	1,2-50	0,03-0,1	0,21-0,3
	<i>As</i>	5-6	0,15-0,3	0,01-0,2	0,0025-0,48
	<i>Sb</i>	2-10	0,05-0,08	0,006-0,14	0,0021-0,0048
	<i>Cd</i>	0,06-0,5	0,01-0,64	0,05-6,7	0,05-1,5
	<i>Hg</i>	0,01-16,0	0,001-0,16	0,05-0,25	0,001-0,008
Среднее, г/т		1,8-46,4	0,28-10,24	0,03-1,48	0,053-0,47

Таблица 6

## Распространение и биологическая активность токсичных и ряда сопутствующих элементов, г/т [Краткий справочник., 1970; Виноградов, 1957]

Элемент	2 части кислых + + 1 часть основных пород	Почва	Донные осадки, глины	Наземные растения (в золе)	Речные воды, мкг/л	Грунтовые воды Сиби- ри*, мкг/л	БА
Li	38	30	60	11	2,58		0,5
Be	2,4	6	3	2		0,07-0,9	0,5
B	52,5	10	100	400			40,0
F	660	20	500	20			
P	930	800	770	70 000		29-80	
S	470	850	3000	50 000			
Cl	170	110	160	11			
Sc	11	7	10				
Ti	450	4600	4500	1000		18-20	
V	215	100	130	61		0,5-2,9	0,7
Cr	130	200	100	250	1	0,5-5,6	1,8
Mn	0,75%	850	670	750	10	4,3-143	8,8
Co	34	10	20	15	0,3	0,09-0,9	1,4
Ni	58	40	95	50	2,5	0,5-8,1	
Cu	66	20	57	20	7	0,9-9,8	0,7
Zn	125	50	80	900	20	3,5-52	15
Ga	18	32	30				0,003
Ge	1,4	n	2				
As	4,3	5	6,6	0,3		0,3-2,1	0,05
Se	0,3	0,01	0,6				2,5-50
Br	2,1	5	4	150			
Rb	150	60	200	100			
Sr	340	300	450	300			
Y	29		30				
Zr	170	300	200			0,05-2,4	
Nb	21		200	0,002			
Mo	1,7	2	2	20	1	0,3-1,1	13
Cd	0,25	0,5	0,03	0,01			0,04
In	0,25		0,05				
Sn	3,7	10	100	5		0,01-0,8	0,06
Sb	1,1	n <sup>0,1</sup>	2	0,006	1	0,18-3,6	0,008
Te	10 <sup>-3</sup>		0,01				
I	0,4	n <sup>0,1</sup>	1	50			
Cs	3,7	5	12	n			
Ba	650	500	800	n <sup>100</sup>	20	5-139	
Yb	0,33		3				
Ta	2,5		3,5				
W	1,3		2	0,007			
Hg	0,04	0,01	0,4	0,001			0,012
Tl	1,0	n <sup>0,1</sup>	1				
Pb	13	10	20	10	1	0,3-4,8	0,09
Bi	0,15		1	0,006			-
Th	13	6	11				
U	2,5	1	3,2	0,5	0,5		

**Примечание.** НС = (с+v)/2 - нормативное содержание элемента в земной коре (цифры курсивом - наши расчеты); с - содержание в глинистых сланцах, v - содержание в базальтоидах; БА - биологическая активность (отношение содержания в золе к содержанию в почвах).

\*Наши данные по результатам анализов ~3000 проб грунтовых вод таежной и лесостепной зон юга Западной и Средней Сибири.

Геохимическими индикаторами подобных аномальных экологически опасных зон служит, помимо повышенных содержаний токсичных элементов, степень сдвигов кларковых отношений родственных элементов данной группы. Приведенные данные о распространении и геохимических свойствах токсичных и ряда сопутствующих им элементов (см. табл. 1–6), по существу, могут быть положены в основу при расчетах и выявлении экологическистораживающих или в разной степени опасных обстановок даже по анализам далеко не экстремальных, нередко даже рядовых проб по содержаниям токсичных элементов. Теоретическим обоснованием такого рода анализа и прогноза служит установленная нами общая закономерность развития природных, в том числе экогеохимических, систем, при которой пространственная поляризация сопоставляемых родственных или близких по свойствам элементов прямо пропорциональна разнице разделяющих в данном процессе их геохимических свойств и суммарной продолжительности, а точнее энергии процессов разделения.

Конечно, данные (см. табл. 5), особенно для гетерофилов, имеют приближенный характер, поскольку, как показали А. А. Кист [1987] и А. Л. Ковалевский [1991], разные фрагменты растений и органы животных закономерно и резко отличаются содержаниями элементов. Однако эти отличия при понимании их причин должны лишь облегчить анализ получаемой аналитической информации.

Одним из принципов экогеохимических исследований мы считаем обязательность сопоставления фоновых и аномалийных данных по содержаниям и соотношениям пар родственных элементов в организмах, средах их питания и в комплексах пород изучаемых объектов. Весьма информативно сопоставление аналитической и медицинской статистики.

## **1.5. Принципы экогеохимического картирования и районирования**

### **1.5.1. Проблемы картирования**

Экогеохимическое картирование предлагается вести в легенде, основанной на классификации элементов (см. рис. 5), по возможности расширяя применение обобщенных характеристик элементных ассоциаций по их геохимическим свойствам, с отражением коэффициентов концентрации и вариации родственных элементов.

Особое внимание необходимо уделять выявлению и оценке природных геохимических аномалий в зонах минерализации, а также содержаниям и распределению токсичных элементов в почвах, водах, растительном покрове.

В основу научно-методологических принципов выбора объектов, методов и масштабов картирования и районирования типовых экологических обстановок Западной Сибири заложены целевые ориентиры – комплекс интересующей информации о состоянии открытых сложноорганизованных биокосных систем: почвенного покрова, гидросферы, воздушных бассейнов и т. п. Анализ обширной отечественной и мировой литературы по этой проблеме показывает, что вместе с множеством подходов к оценкам современного состояния среды обитания человека в географически и эко-

номически разных районах планеты остается еще нужда и в дальнейшей проработке (в силу их сложности) вопросов стратегии, тактики и методологии геоэкологических исследований. По этой причине не критическое следование нормативным рекомендациям и руководствам [Требования..., 1990; Критерии оценки..., 1992] может даже препятствовать достижению адекватного восприятия реальности. Очевидно, что объективное отражение действительности должно быть приоритетным в такой жизненно важной области исследований, как экология. Во всяком случае, пока есть понимание, что экогеохимическое районирование и картирование находятся в самом начале пути, то значит и их научные обоснования могут пересматриваться, дополняться и совершенствоваться.

Не сомневаясь в серьезной практической значимости “Требований...” [1990], особенно при проведении съемочных работ на больших территориях, следует указать на недостаточную разработанность существенных теоретических положений экогеохимии, которые учитывали бы не только степень токсичности химических элементов и соединений, но также охватывали биологические функции, тенденции распределения в природных системах и парагенетические связи. Знание последних, в частности, позволяет по наличию одних металлов в повышенных содержаниях прогнозировать присутствие других, не менее опасных. Неучет крайне различных форм, соотношений и параметров нахождения элементов в скальных и рыхлых породах, почвах, водах, твердых, жидких и газообразных отходах производства, конечно, существенно снижает информативность и эффективность исследований.

При выборе критериев оценки опасных концентраций элементов в тех или иных средах ориентируются на предельно допустимые, в лучшем случае допустимые для узко понимаемых и очерченных целей, концентрации (см. табл. 2). Более того, многие из утвержденных нормативных документов при ссылках на ПДК никак не учитывают синергетического эффекта, т. е. кооперативного действия нескольких элементов, каждый из которых находится в изучаемой системе в повышенных, но не превышающих “норму” концентрациях.

В отечественной рекомендательной и инструктивной литературе мало информации о составе и содержаниях элементов-примесей в пищевых продуктах, произведенных в тех или иных регионах страны, и о связи таких показателей с геохимическими характеристиками других районов мира. Зарубежный опыт [Biogeochemical..., 1991; и др.] региональных экогеохимических исследований свидетельствует об эффективности учета избыточности или дефицита азота, йода, фтора, фосфатов, мышьяка, таллия, селена и других элементов в почвах и продуктах в целях сохранения здоровья и увеличения продолжительности жизни населения.

Множественность требований, предъявляемых самой жизнью к геоэкологическому районированию и картированию, вызывают необходимость составления карт на геохимической основе с отображением состава коренных пород и перекрывающих их рыхлых отложений, за счет которых формируются почвы. Соответственно рациональное сугубо экогеохимическому картированию следует предпочесть многоцелевое. В “Концепции многоцелевого геохимического картирования...” [1991] представлены виды работ, предусмотренные специальной программой “Международное геохимическое картирование” (МГХК) и уже выполняемые в Англии, Северной

Скандинавии, на Аляске и в Китае [Darnley, 1990]. “Концепция...”, составленная с учетом опыта проведенного картирования, акцентирует внимание на высоких требованиях к его научно-методическим обоснованиям, четко формулирует конкретные цели и задачи работ, их технологию, организацию аналитического и метрологического обеспечения. Вместе с тем, собственно научно-методическая основа пока строго не определена и “Концепция...” дает лишь рекомендации к ее разработке. Проблема многоцелевого экогеохимического картирования обсуждалась в Иркутске на международном симпозиуме, посвященном памяти академика Л. В. Таусона [IV Объединенный... импозиум, 1994]. На нем обстоятельно рассмотрены эколого- и биогеохимические аспекты, специфика съемок снежного покрова, особенности работ в горно-таежных условиях, новейшие данные по Байкальскому экологическому полигону и другим регионам.

Все более реальные формы приобретают идеи комплексного, “безотходного” использования недр. Особенно актуальна разработка методов прогноза геозкосистем. Картирование обещает подсказать оптимальные способы стабилизации и улучшения их состояния и, в частности, очистки “загрязненных” фрагментов антропоферы.

### **1.5.2. Цели и методология экогеохимического картирования**

Общую цель геохимического картирования составляет отнесение глобальных задач геохимии (определение количественного химического состава Земли, выявление законов распространения и распределения элементов в природе, по В. М. Гольдшмидту; изучение истории химических элементов нашей планеты, по В. И. Вернадскому) к каждому конкретному участку земной коры с уточнением его локальных особенностей. Более частная, собственно экогеохимическая, задача картирования – выявление зависимости здоровья населения от особенностей состава среды обитания с целью предотвращения нежелательных ее изменений и обоснования способов нормализации экологической обстановки.

Свою неудовлетворенность геохимическими картами, менее сложными, чем теперь, полвека назад А. Е. Ферсман [1953] объяснял бессистемностью, противоречивостью, несогласованностью принципов выделения картируемых признаков, недостаточной информативностью и сложностью условных значков, затрудняющих анализ. Если при возрастающей геохимической информации перед картированием ставить целью только отражение и без того известных или выявляемых закономерностей распределения элементов в различных фрагментах среды, как это подразумевается “Концепцией...” [1991], то его результаты не вправе будут претендовать на заметное повышение теоретического уровня геоидеологии и геопрогностики, в том числе экологической, для решения задач и проблем, сформулированных основателями геохимии еще в начале столетия. Методологически более оправдано ставить геохимическому картированию цель не только “отражение” известных эмпирических закономерностей распределения элементов, но и выявление новых, детерминированных законами природы и вытекающими из них следствиями. Только при этом можно рассчитывать на серьезное повышение информативности геохимических карт. Такова общая аргументация предлагаемых основных принципов геохимического картирования.

Объектами картирования служат геологические тела – природные геохимические и биогеохимические системы и необходимые для вынесения на карту данного масштаба их фрагменты, а также площади различного функционального пользования. Это *первый* принцип объективного изображения и сопоставления только наблюдаемого, прежде всего, геохимических полей в их геологических и одновременно антропогенно предопределенных границах. Непременное тому условие – представительность и корректность изображения геохимической информации. Первоисточник ее – надежные аналитические данные по распределению элементов в коренных породах, корках выветривания, рыхлых отложениях, почвах, в том числе данных по вторичным ореолам, шликOMETаллометрии, минеральному составу шлихов, по стабильным и радиоактивным изотопам, радиологическому возрасту изучаемых объектов и др. Наряду с конкретными геологическими объектами и только совместно с ними должны рассматриваться и анализироваться промплощадки в городской черте, водосборные и водозаборные площади, проектируемые водоемы, заповедники, парки, сельхозугодья разного назначения – пашни, пастбища, дачные поселки, рекреационные районы, городские и промышленные свалки, зоны влияния аэропортов, военных и испытательных полигонов, лесосек, горно-рудных предприятий и т. д.

В дополнение к существующим “Требованиям...” [1990] необходимо предусмотреть не общий и одинаковый для функционально различных площадей комплекс экогеохимических исследований (особенно дорогостоящих крупномасштабных), а специализированный, ориентированный на выявление специфических нарушений природных геохимических равновесий, а главное, на их предотвращение. Здесь уместно вспомнить, что все без исключения природные и техногенно-антропогенные катастрофы и бедствия были следствием нарушения природных равновесий и что этому нередко благоприятствовали экспертные заключения высокопоставленных комиссий и не только ведомственных, но также и “независимых”, организованных на средства заинтересованных организаций. В утвержденных на государственном уровне “Требованиях...” об этом не упоминается, хотя затронутый вопрос заслуживает наиболее серьезного внимания и даже юридического рассмотрения.

Важен также принцип системного рассмотрения геохимической информации об объектах разного уровня организации вещества, классифицированных только по общим и вполне сопоставимым количественным признакам. В качестве таковых нами предложены обсужденные выше геохимические свойства элементов [Щербаков, 1982, 1995]. Стереогеохимическая классификация элементов, минералов, пород и руд обеспечивает сопоставимость изображаемых на карте подразделений с выявлением причин их генетической связи и создает основу системного использования биогеохимической индикации окружающей среды. Осуществление принципа системности анализа геохимической, включая биогеохимическую, информации подразумевает единство и общность понятийного аппарата, картируемых признаков и типизацию условных обозначений. При этом имеется в виду закрепление за каждым геохимическим признаком своего единственного средства изображения, комбинации которых в одном знаке отображат всю необходимую о картируемом объекте информацию.

Методологически желательным для использования при экогеохимическом картировании представляется проведенное нами подразделение

элементов по двум самостоятельным параметрам – витафильности (витафобности) и толерантности и одновременно по степени токсичности (гипертоксичные, токсичные и атоксичные). Подобное подразделение позволит избирательно регулировать цели и методы определения элементов и даже густоту точек опробования. Так, для витафилов, например Se, F, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, и др., необходимо особенно тщательное установление отклонений содержания их в среде питания как в большую, так и в меньшую сторону, ибо их и дефицит, и избыток могут быть очень опасны (см. табл. 1). Витатолеранты же допускают наибольшие пределы вариаций содержания, не приносящие ущерба организмам. Поэтому и определение их может производиться сравнительно простыми и недорогостоящими методами и даже может быть достаточно одного-двух представителей общих парагенетических групп, например Zr, Y, Ag (табл. 7).

*Принцип многофакторности экогеохимического содержания карт* позволяет осуществить путем нанесения дифференцированной картины геохимического поля токсичных элементов на контуры площадей различной функциональной принадлежности с определением источников загрязнения и, где позволяет масштаб и достаточно для того информации, его медикогигиенических последствий. Кроме того, целесообразно вынести на карты состав геохимических формаций, слагающих картируемую площадь, там, где они определяют или заметно воздействуют на картируемое геохимическое поле. Многофакторность подразумевает максимальную визуализацию всех имеющих отношение к формированию экосистемы закономерностей.

Таблица 7

**Зависимость аналитической представительности и масштаба опробования от биохимических свойств элементов и их концентрируемости в экзогенных условиях**

Свойство элемента	Среднее содержание элементов в земной коре < 0,1 %	Экзогенная концентрируемость	Рекомендации	
			Чувствительность анализа	Масштаб картирования
Вита-филы	V, Co, Cr, Cu, F, Ni, Mn, Mo, P, Sc, Zn	Различная	Необходима самая высокая	Согласно общим нормам
Вита-фобы	As, Bi, Cd, Ga, Ge, Hg, In, Pb, Ra, Sb, Sn, Te, Th, Tl, U	Часто очень высокая	Согласно общим требованиям	Масштаб опробования желательно повысить на порядок, особенно на гипертоксичные элементы
Вита-толеранты	Ag, Au, Ba, Be, Ce, Cs, PЗЭ, W, Hf, ЭПГ*, Nb, V, Rb, Sc, Sr, Ta, Zr и др.	Наименьшая	Повышенная не обязательно	Масштаб опробования можно понизить на порядок

\* Элементы платиновой группы.

Масштабы экогеохимических работ в условиях Западной Сибири  
(с учетом [Требования., 1990])

Масштаб и объекты исследования		Районирование		Экологические оценки	
		Геологическое	Экогеологическое	Не осваиваемых хозработами	Осваиваемых промышленными и сельхозработами
10 млн км <sup>2</sup>	Тундра, лесотундра	1:5 000 000	1:5 000 000	1:1 000 000	1:500 000
1,0 млн км <sup>2</sup>	Лесостепные равнинные, горно-таёжные ландшафты	1:2 500 000 1:1 000 000	1:2 500 000 1:1 000 000	1:1 000 000	1:500 000 1:200 000
100 тыс км <sup>2</sup>	Рекреационные зоны, заповедники, заказники	То же	То же	1:500 000 1:200 000	1:200 000 1:100 000
10 тыс км <sup>2</sup>	Промышленные и сельхозрайоны	1:500 000	1:200 000	1:100 000	1:50 000 1:25 000
1,0 тыс км <sup>2</sup>	Города с пригородами	1:500 000	1:200 000	1:50 000	1:50 000 1:25 000
100 км <sup>2</sup>	Посёлки, рудники, промплощадки	То же	1:100 000	1:25 000	1:10 000 1:5000

*Принцип специализации масштабов всех видов многоцелевых геохимических и экогеохимических карт* подразумевает изображение на них лишь тех объектов, контуры, характеристики и позиция которых наиболее наглядны в данном масштабе. Многомасштабность объектов требует использования также немасштабных знаков, по возможности наиболее простых форм. С учетом обширного опыта геологического и экогеохимического картирования региона, а также имеющихся стандартных масштабов государственной топоосновы нами разработана система зависимости величины и порядка объектов и задач исследования от оптимальной возможности карт разного масштаба и предусмотрено уплотнение или разряжение сети опробования в зависимости от задач и природных условий объектов исследований (табл. 8).

*Принцип оптимизации изображения* подразумевает максимальное приспособление содержания карт к задачам и возможностям каждого масштаба. Только таким путем, не перегружая карту, можно повысить ее информативность, которая прямо пропорциональна значению установленных закономерностей и обратно пропорциональна количеству на карте знаков и их сложности.

Важно отметить, что при пользовании рекомендациями (см. табл. 7 и 8), определении масштабов экогеохимического картирования и соответственно выборе густоты точек наблюдения и опробования следует придерживаться общепринятого соотношения, при котором на 1 км<sup>2</sup> карты любого масштаба приходится в среднем одна точка опробования каждым из применяемых стандартных методов. Это соотношение минимально и оно может лишь несколько варьировать не для снижения, но для увеличения информативности карты. Допускаемое "Требованиями..." [1990] многократное снижение плотности опробования в районах преобладающего развития сельского хозяйства, судя по германскому опыту, неприемлемо, ибо лишает возможности достижения главной цели экологического исследования – мониторинга и внесения в почву необходимых компонентов и только в конкретно выявляемых участках и только в соответствующих оптимальным дозах. Любое отклонение способно принести лишь экологический

ущерб вместо пользы [Daten., 1990]. В данном случае следует лишь рекомендовать необходимость теснейшей увязки результатов наблюдения и рекомендаций с балансом вещества, интегрированным разными способами, в том числе компонентов, вносимых домашними животными в почву, и особый их учет. При этом первоочередными объектами анализа становятся соединения азота, фосфора, калия и пестициды.

Не менее важен принцип соблюдения последовательной детализации масштабов экогеохимического картирования. Поскольку само понятие экогеохимического картирования подразумевает отражение на картах экологического состояния территорий, вследствие геологических, географических, геохимических и экологических их различий, постольку в основу самой первой общей карты региона должна быть положена геолого-структурная позиция его фрагментов, принадлежность их к различным географическим ландшафтам, типам пород и почвенного покрова. Составление такой общей и обзорной карты целесообразно на имеющейся геологической основе м-ба 1 : 1 500 000 с выделением на ней структурных границ между основными геолого-географическими и вместе с тем с экогеохимическими провинциями, выделяемыми по степени фемичности-сиаличности слагающих их пород, их возрасту и характеру перекрывающих их почв. Этот масштаб позволяет отразить региональные закономерности соотношения экогеохимических провинций, выделить зоны повышенной сейсмической и геохимической активности по диапазону и разнообразию природных геохимических характеристик, очертить районы с различной промышленной и сельскохозяйственной освоенностью, плотностью населения и в целом различными типами функционального использования – пастбищным, земледельческим, лесозаготовительным, горнорудным, рекреационным, промышленным, показать площади заповедников и охотничьих заказников, основные и второстепенные магистрали, а следовательно, и дать количественную оценку их экологического состояния.

Для каждой выделенной на карте площади должна быть дана ее общая суммарная экологическая оценка по пятибалльной шкале в соответствии с требованиями к каждой из них по главным показателям геохимической аномальности по сумме ПДК (в %) для воздуха, водоемов, почв, по состоянию растительности (лес, луга), животного мира и антропогенным данным по населению (средняя продолжительность жизни мужчин и женщин отдельно, заболеваемость и смертность, а также прирост населения в год на 1000 человек). Пять баллов заслуживают районы с показателями на уровне регионального фона для каждой среды обитания.

Площади с экологической оценкой менее 4 (когда ни один из показателей не превышает ПДК) рекомендуется изучать и картировать в более крупном масштабе примерно 1 : 200 000 для выявления необходимости постановки мониторинга, оценки и усилий по нормализации экологической ситуации. При недостаточности информации для тех или иных участков с низкими оценками экологической ситуации рекомендуется по тем же принципам и критериям с целью выявления, детализации и попыток ликвидации очагов экофобности картирование в м-бах 1 : 10 000 – 1 : 25 000. Разработка и реализация конкретных специальных программ осуществляются в соответствии с международными принципами оптимального природопользования и с учетом всех современных средств и возможностей.

Наконец, при оценке любых хотя как-то затронутых техногенным воздействием районов, участков, площадей сельскохозяйственной территории необходимо не довольствоваться исключительно директивно-запретительными нормативами содержания тех или иных элементов и сое-

Типичные концентрации химических элементов в воздухе и снежном покрове, мкг/м<sup>3</sup> (для пыли в мкг/кг)

Элемент	Южный полюс		ФРГ		СССР			Пыль в снежном покрове	
	вне городов	в городах	регион. фон.	фон гор.-дов.	промышл. города	регион. фон.	фон гор.-дов.	Новосибирск	
As	0,000003	0,001-0,005	Не обн.	0,01	0,10	Не обн.	Не обн.	1 340 000	
Be	Не обн.	0,0002-0,002	Не обн.	0,07	0,13	500	2600	4300	
Cd	0,0000015	0,0001-0,001	0,0005-0,005	0,001	0,04	52 000	70 000		
Co	0,0000005	0,001-0,005	0,005-0,03	0,034	0,12	100 000	220 000		
Cr	0,000004	0,001-0,010	0,02-0,15	0,020	1,1	220	900	4300-6800	
Cu	0,000003	0,0005-0,003	0,0002-0,002	0,007	0,005	520 000	550 000		
Hg	Не обн.	0,01-0,05	0,02-0,2	0,013	0,6	57 000	62 000		
Mn	0,000001	0,001-0,01	0,005-0,02	0,004	0,12	90 000	180 000		
Ni	Не обн.	0,02-0,06	0,2-1,0	0,006	3,0				
Pb	Не обн.	0,0005-0,002	0,002-0,003	0,01	0,4				
Sb	0,0000008	0,0005-0,0003	0,001-0,01	0,001	0,019	40	50	6 000 000-10 000 000	
Se	0,000084			0,008		50 000	150 000	500 000-600 000	
Sn				0,012		610 000	340 000		
V	0,000013	0,001-0,01	0,01-0,09	0,003	0,17				
Zn	0,000003	0,05-0,010	0,10-1,0	0,023	1,0				
Источник	[Беспалытнов, Кротов, 1985]	[Daten..., 1990]	[Саг и др., 1990]						

динений в почвах, водоемах, атмосферном воздухе – так называемыми ПДК, разработанными для разных условий. Помимо этих данных необходимо одновременно исследовать объекты с нормальным уровнем содержания элементов в соответствующих средах, ибо любые, а чем больше, тем в большей степени, отклонения их составов от природных равновесий ведут к негативным последствиям. Для сравнения величины биогеохимической и экологической оценки состава почв, вод и атмосферного воздуха можно взять, например, промышленные районы ФРГ, тоже не идеальные, но значительно более чистые, чем в России, и главное вполне достижимые, экономически выгодные, а для здоровья населения тем более благоприятные (табл. 9).

Особо актуален выбор масштаба при экогеохимической оценке горнорудных территорий, где такие сильные токсиканты, как тяжелые металлы и радионуклиды, занимают значительные аномальные площади с весьма контрастным распределением концентраций. В заключительных главах этот вопрос мы обсудим на примере экогеохимического картирования при экспертизе на ртуть проекта Катунской ГЭС [Катунь., 1992].

## 2. НАТУРНОЕ, АНАЛИТИЧЕСКОЕ И МЕТРОЛОГИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ЭКОГЕОХИМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

### 2.1. Ландшафты региона

Охваченная экогеохимическим исследованием территория Западной Сибири южнее 58° и прилегающие к ней районы Казахстана и юга Средней Сибири характеризуются большим многообразием природных ландшафтов. Среди них выделяются равнинные и горные с резко различным почвообразующим субстратом, геоморфологическими и климатическими условиями (табл. 10).

В геоморфологическом аспекте описываемая территория характеризуется большим диапазоном гипсометрических уровней, варьирующих от первых сотен до 4000 м и более. В силу этого региону свойственна сложная климатическая, а как следствие, и ландшафтная зональность. Отчетливо выделяются горные и равнинные ландшафты.

В горных районах количество осадков варьирует от 300 до 1600 мм/год. На отдельных участках развита многолетняя мерзлота с миграционным льдом. Их местонахождение контролируется изогиями 800 мм/год и более.

В этих районах распространены горно-тундровые, горно-луговые, горно-черноземные и горно-подзолистые почвы. Здесь доминируют пара- и ортоэлювиальные элементарные ландшафты, где почвообразующими породами служат соответственно продукты кор выветривания и коренные породы домезозойского фундамента. Кроме того, в составе фундамента в направлении с юго-запада на северо-восток можно наблюдать сначала преимущественно сиалическую зону с рудно-алтайской полиметаллической специализацией, затем фемическую зону терригенных образований за счет

Таблица 10

Почвенно-географическое районирование Западной Сибири  
(по [Почвенная карта, 1977, 1990; Почвенно-географическое., 1977])

Равнинные территории			Горные территории	
Пояс	Зона	Подзона	Пояс	Зона
Бореальный	Тайги	Южной тайги	Горно-тундровый	Высокогорья
		Подтайги	Горно-луговой	То же
—"	Лесостепная		Горно-лесной	Высоко-, средне-, низкогорья
—"			Степная	Лесостепной
—"	Сухостепная			Межпоясовой
—"			Пойм и бортовых террас	

материала базальтов, далее – скопления карбонатных отложений, окруженных базальтами и офиолитами Алтая, Горной Шории и Кузнецкого Алатау. В межпоясовых впадинах почвообразующий субстрат имеет смешанный сиалически-фемический геохимический профиль. Почвы межгорных котловин представлены черноземными, каштановыми, солончаковыми и аллювиальными типами.

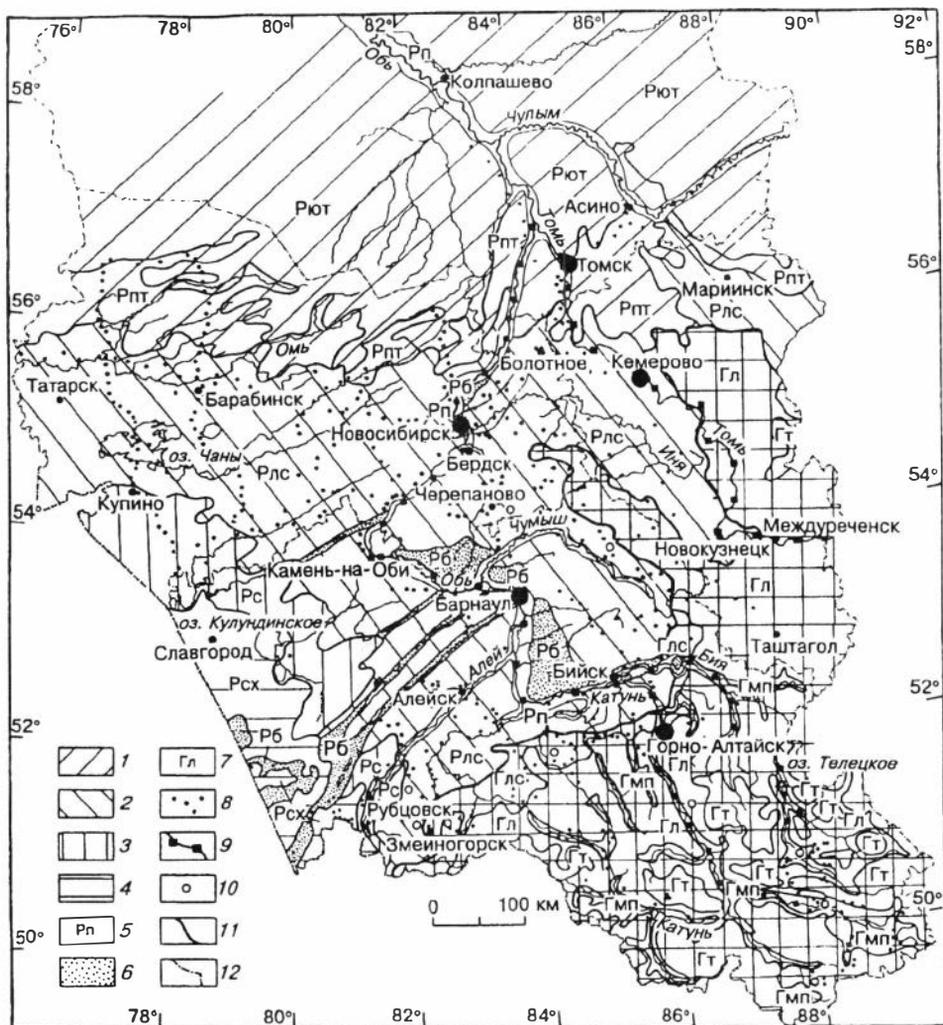
В ландшафтах гор известно много рудоносных зон и полей, в составе которых присутствует широкий комплекс металлов, среди которых имеются сильно токсичные элементы, участвующие в различных миграционных звеньях. Основное техногенное загрязнение окружающей среды горных ландшафтов идет за счет горно-добывающей промышленности.

**В равнинной территории** северный бореальный пояс умеренно-холодный с количеством осадков 450–700 мм/год, солнечной радиацией 3150–4000 мДж/м<sup>2</sup> в год, с хвойными и смешанными лесами. Южнее его находится сложный умеренный суббореальный пояс (рис. 6), характеризующийся в Обь-Иртышском междуречье количеством осадков от 450 до 200 мм/год в окрестности Семипалатинска и суммарной солнечной радиацией 4200–5050 мДж/м<sup>2</sup> в год. Почти на этой же широте, но в междуречье Оби и Енисея, из горной области Алтая и Саян в меридиональном направлении почти до Томска прослеживаются изогипсы с 800–1600 мм/год, осложняющие латеральную климатическую зональность.

В равнинной части региона мы наблюдаем усредненный в ходе дезинтеграции пород фундамента и водно-эолового разноса состав почвообразующего субстрата с формированием неозлювиальных элементарных ландшафтов на мощном чехле тонкозернистых и глинистых аллохтонных рыхлых отложений. Наряду с элювиальными ландшафтами встречаются транс-элювиальные и аквальные. Отчетливо выражена субширотно-северо-восточная зональность преимущественно неозлювиальных элементарных ландшафтов на четвертичных суглинках. К югу от Новосибирска все большую роль начинают играть сначала почвы параэлювиальных, а затем в горной части – ортоэлювиальных элементарных ландшафтов. Равнинные ландшафты представлены типами и подтипами подзолистых, черноземных, каштановых, солонцовых, осолоделых, аллювиальных и болотных почв. Они на описываемой территории имеют сложный характер распределения, образуя мозаичные участки, субмеридионально и субширотно вытянутые пояса, в общем согласующиеся с климатической зональностью. В междуречье Иртыш–Обь севернее 56° с. ш., а в междуречье Обь–Енисей севернее 58° с. ш. господствуют лугово-болотные и болотные почвы. Южнее следует полоса и отдельные крупные массивы подзолов, которые затем сменяются широкой полосой черноземов с увеличивающейся к югу солонцеватостью. На юге (Алтай, Восточный Казахстан) субширотная зональность завершается каштановыми почвами и солончаками.

Антропогенная нагрузка на ландшафты равнин, где проживает около 90 % населения региона, осуществляется главным образом крупными городами и агропромышленным комплексом.

По **гидрологическим** условиям регион расчленяется на три главные структуры: 1) закрытые – практически вся площадь Западно-Сибирской равнины; 2) полузакрытые – ландшафты возвышенностей, плато, мелкопочника с островными низкогорьями; 3) открытые – ландшафты низко-, средне- и высокогорий.



**Рис. 6.** Схема опробования почв и донных осадков Западной Сибири (южнее 58°, основа – [Почвенно-географическое., 1977]).

Районы равнинных территорий (1–6): 1 – таежная зона с подзонами южной тайги (Рют) и подтайги (Рпт), 2 – лесостепная зона (Рлс), 3 – степная зона (Рс), 4 – сухостепная зона (Рсх), 5 – поймы крупных рек (Рп), 6 – боровые террасы и древние ложбины стока (Рб); 7 – почвенные пояса горных территорий: Гт – горно-тундровых и горно-луговых почв высокогорий, Гл – горно-лесных почв высокогорий, среднегорий и низкогорий, Глс – лесо-степных почв низкогорий, Гмп – межпоясовые почвенные районы высоко-, средне- и низкогорий; 8 – точки заложения региональных почвенных разрезов; 9 – акватории, опробованные донными осадками; 10 – эталонные участки детальных экогеохимических исследований; 11 – границы почвенно-географических зон; 12 – административные границы.

В закрытой структуре гидрографическая сеть представлена, главным образом, большими реками (Обь, Енисей) и их крупными притоками (Иртыш, Алей, Чарыш, Бия, Катунь, Чулым, Кеть, Абакан и др.). Этим рекам свойственно весеннее половодье и расход воды с 1 км<sup>2</sup> от 0,5 л/с в

верховьях, до 6 л/с в северной части региона. В закрытых структурах широко развиты гидроморфные ландшафты: лугово-болотные, порою солончаковые, болотные верховые торфяные и торфянистые, иногда глеевые, болотные низинные торфяные и торфянистые, соленые озера, в том числе крупные (Чаны, Убинское, Кулундинское, Сартлан и др.).

В полузакрытых структурах, окаймляющих Западно-Сибирскую равнину, увеличивается густота гидрографической сети притоков более мелких порядков (около 0,4 км/км<sup>2</sup>). Водотоки здесь имеют замедленное течение и часто переходят в заболоченные плесы, пересыхающие в летний период. Почти на всем протяжении они формируют свой минеральный состав в рыхлых четвертичных отложениях или остаточных мезокайнозойских корах выветривания, и только в верховьях в них поступает материал из коренных пород. В открытых структурах низко- и среднегорий густота речной сети около 0,7 км/км<sup>2</sup> с расходом воды 20–30 л/с. По режиму стока водные потоки относятся к рекам горно-степной и горно-таежной зон с весенним половодьем и паводками в теплое время года. В питании рек, наряду со снеговыми, значительную роль играют грунтовые воды, выходы которых представлены нисходящими источниками с расходом до 0,5 л/с или мочажинами.

В открытых структурах наряду с поверхностными и грунтовыми водами заметную роль в миграции элементов играют восходящего типа подземные воды зон тектонических нарушений с расходом до 10 л/с, состав которых определяется составом водовмещающих пород. Грунтовые воды в этих структурах являются надмерзлотными и имеют самые разные источники, в связи с чем режим их подвержен значительным колебаниям. Основным источником питания поверхностных вод высокогорий служат тающие ледники, мерзлые породы, инфильтрующие атмосферные осадки.

В каждой из гидрологических структур минерализация и состав микрокомпонентов вод имеют свою специфику, что рассмотрено в следующей части книги.

Заканчивая краткую характеристику природных условий юга Западной Сибири, отметим, что в регионе в изобилии лекарственные растения, экогеохимическое обследование которых приобретает особую актуальность. Ареалы этих растений тяготеют к природным зонам тайги (34 вида), смешанных лесов (12 видов), лесостепей (27 видов), степей (24 вида) и высотной поясности (52 вида).

Таким образом, на юге Западной Сибири главные типовые природные обстановки контролируются широтно-зональными равнинными и высотнo-зональными горными ландшафтами. Большое разнообразие элементарных ландшафтов требует, с одной стороны, индивидуального, а с другой – универсального подхода к изучению поведения в них токсичных элементов.

Из сказанного следует, что экогеохимические исследования на территориях двух главных геоморфологических структур Западной Сибири должны отличаться целями, задачами, средствами и конечными результатами. В горных районах основное внимание следует уделять вопросам состояния экологической среды, связанным с пестрыми природными геохимическими условиями и существующими и вновь проектируемыми здесь производствами; в равнинных районах объектами внимания должны служить антропогенные загрязнения воздушных и водных бассейнов, а также сельхозугодья, особенно в зонах влияния крупных промышленных центров.

Чтобы глубже понять проблематику, необходимо оценить степень экогеохимической изученности территории. И здесь авторам исследования пришлось столкнуться с немалыми трудностями. Если в развитых странах и отдельных регионах нашей страны эколого-геохимические вопросы начинают осознаваться и мало-помалу решаться, то в Сибири (и в частности Новосибирской области) такой проблемы как будто бы не существовало вообще. Какой-либо серьезной долгосрочной программы по изучению эколого-геохимической обстановки не было. Вместе с тем, становится все очевиднее необходимость изучения природных ландшафтов для определения их устойчивости к техногенному давлению, что имеет социальное, народно-хозяйственное и экологическое значение.

## **2.2. Объекты и методы исследований**

Анализ накопленного к настоящему времени материала показывает некоторые общие методологические подходы к проведению подобного рода работ.

1. При экогеохимических исследованиях основными рабочими методами являются геохимическое картирование и ландшафтно-геохимическое профилирование.

2. При картировании и интерпретации геохимических данных приемлемы широко апробированные методы в области теоретической и прикладной геохимии.

3. Для тяжелых и радиоактивных металлов имеются разрозненные сведения по их распространенности и формам нахождения в почвах и почвообразующих породах. Необходим научный анализ и обобщение данных применительно к региональным условиям.

4. Достаточно четко очерчен ряд наиболее токсичных элементов и их избирательные вредные воздействия на растительный и животный мир (см. табл. 1-4).

5. Одной из основных характеристик при перспективном прогнозировании загрязнения окружающей среды является выявление фоновых содержаний токсикантов в природных ландшафтах.

6. Разработаны общие подходы и способы оценки влияния антропогенных факторов и природных аномалий на окружающую природную среду.

Все эти наработки с учетом вышеизложенных фундаментальных подходов использованы авторами при постановке и проведении натурных исследований, которые включали региональную экогеохимическую стереосъемку по почвенным разрезам, гидрогеохимическую съемку и донное опробование, среднемасштабную съемку эталонных участков, избирательное опробование лекарственных растений, эксперименты по формам нахождения элементов в ландшафтах и аналитические работы. Места расположения проб отражены на рис. 6. С различной степенью детальности обследованы все климатические пояса, геоморфологические структуры, генетические типы почв: по трансектам проведено мелкомасштабное погоризонтное опробование системы почва – почвообразующая порода; выполнены специализированные экогеохимические съемки мелкого, среднего и крупного масштабов. Наиболее детально обследованы воды зон влияния проектируемых Катунских ГЭС, Крапивинского водозаборного узла, Ново-

Таблица 11

## Объекты и методы опробования

Компоненты окруж. среды	Ландшафты, не затронутые антропогенной деятельностью	Ландшафты, подверженные антропогенному воздействию	Опробование на радионуклиды	Опробование на тяжелые и другие металлы	Способ подготовки проб
Почвы	Целинные, хорошо задернованные равнинных и горных ландшафтов вдали от антропогенных и известных природных источников загрязнения	Целинные, пахотные почвы окрестности населенных пунктов и других источников загрязнения	Стальным кольцом $d = 82$ мм, высотой 50 мм на глубину не менее 400 мм или произвольного объема каждые 50 мм с определением плотности пробы, также на глубину не менее 400 мм; в опорных точках на полную мощность почвенного профиля	Бороздой по генетическим горизонтам почв, включая почвообразующие породы с обязательным отбором отдельной пробы дернины	Высушивание до воздушно-сухого состояния, при необходимости рассеивание на фракции, разделение дерна на минеральную и растительную (корни) части
Воды	Профилирование вдоль рек и притоков низкого порядка	бассейнов крупных порядка	По общепринятой методике опробования поверхностных и подземных вод с подкислением	Металлическим черпаком	Концентрирование методом ТПИ
Донные осадки водотоков	В местах спокойного течения и заводей; в зоне влияния источников загрязнения	Профилирование вдоль бассейнов крупных рек и притоков низкого порядка	Металлическим черпаком	Металлическим черпаком	Высушивание и рассев на фракции
Донные осадки озер	Вдали от населенных пунктов или на максимальном удалении от них, если они расположены в береговой зоне водоема	В центральных частях крупных озер	Стальной тонкостенной трубой с лепестковым затвором; задавливание пробоотборника вручную на глубину не более 100 см, с отбором проб каждые 30 мм		Каждая вторая проба отбирается в двойной полиэтиленовый пакет. Все пробы взвешиваются, высушиваются и вновь взвешиваются для учета влажности и расчета плотности воздушно-сухой пробы
Растения	На целинных почвах в точках отбора почвенных проб	На пахотных почвах в пределах подворий населенных пунктов	Путем выкапывания и разделения на корни и наземную часть или срезания наземной части, сбор в пределах подворий корнеплодов, томатов, капусты, тыквы		Очищение корней от почвы механически и промывкой. Высушивание до воздушно-сухого состояния, прессование в таблетки при определении радионуклидов, Sb и As РФА-методом

Хвойная подстилка	Ленточные боры, предгорные и горные смешанные и хвойные леса		Послойный (1-2 см) отбор проб на всю толщину подстилки, включая перегнившую ее часть	Высушивание и прессование в таблетки для определения радионуклидов прежде всего, радиоцезия
Мхи	Вдали от источников загрязнения	В местах возможных былых загрязнений	Отдельный отбор проб из живой и отмершей части мхов	То же
Грибы	Смешанные и хвойные леса		Обычный, как при сборе грибов	Измельчение и высушивание

Таблица 12

## Методы анализа экогеохимических проб

Компонент среды	$\gamma$ -спектрометрия	$\beta$ -спектрометрия	Атомно-абсорбционный	РФА	ИНАА	Эмиссионный спектральный	Авторадиография	Мокрая химия и др.
Почвы	U, Th, K, Cs-137, Cs-134	Sr-90 с радиохимией	TM*, Be, Mg, Ba	Sb, As	As	Количественное определение В, Мо	Формы нахождения радионуклидов	Формы нахождения TM; U; Fe <sup>+2</sup> , Fe <sup>+3</sup>
Воды	Cs-137		TM, с применением мембранного фильтра; вольтамперометрия	То же	То же	Многоэлементный приближенный количественный		Fe <sup>+2</sup> , Fe <sup>+3</sup> , NO <sub>2</sub> , C <sub>обг.</sub> , макрокомпоненты-колориметрия, турбодиметрия;
Донные осадки водотоков	Cs-137	Sr-90	То же	—”—	—”—	То же		
Донные осадки озер	U(Ra), Th, K, Cs-137	Sr-90 с радиохимией	TM, Be, Mg, Ba	То же	То же	То же		Fe <sup>+2</sup> , Fe <sup>+3</sup> ,
Растения	U(Ra), Th, K, Cs-137, Cs-134	То же	То же	—”—	—”—	—”—		
Хвойная подстилка	U(Ra), Th, K, Cs-137, Cs-134	Sr-90	—”—	—”—	—”—			
Мхи	То же	То же	—”—	—”—	—”—			
Грибы	То же	—”—	—”—	—”—	—”—			

TM\* – Mn, Cr, Co, Cu, Ni, Cd, Zn, Pb, Hg.

сибирское и Чемальское водохранилища и более мелкие озера. Одновременно с водами опробовались донные осадки и взвеси. Менее детально опробовались растения и другие компоненты окружающей среды (табл. 11). В итоге собран большой фактический материал, позволивший получить картину поведения токсичных и радиоактивных элементов в следующих главных типовых природных и антропогенных обстановках Западной Сибири: а) целинные природные ландшафты; б) ландшафты с естественным загрязнением за счет рудных источников; в) ландшафты с нагрузкой от горно-добывающих предприятий; г) с техногенной нагрузкой – зоны влияния крупных промышленных городов: Новосибирска, Бердска, Кеморова, Бийска, Томска, Юрги, а также зоны влияния Семипалатинского испытательного полигона, Красноярского и Томского радионуклидных источников загрязнения; д) равнинные ландшафты с агрогенной нагрузкой – сельхозугодья Новосибирской области. Не останавливаясь на традиционных методах опробования и анализа проб, используемых при геохимических съемках и в суммированном виде сведенных в табл. 11 и 12, дадим лишь характеристику разработанных авторами методик, особенно на радионуклиды.

### **2.2.1. Особенности опробования почв на долгоживущие радионуклиды Cs-137 и Sr-90**

При изучении радиоактивного загрязнения почв первостепенное значение имеет выбор мест опробования и методика отбора почвенных проб.

Предлагаемые нами рекомендации для определения плотности загрязнения почв Cs-137 и Sr-90 базируются на экспериментальном материале, полученном авторами при изучении загрязнения территории Алтайского края, Республики Алтай и Новосибирской области. В рекомендациях учтены результаты работ НПО “Тайфун” (г. Обнинск), в том числе изложенные в монографии А. Н. Силантьева и Г. И. Шкуратовой [1983], хотя основная их задача – помочь исследователям получить данные по запасам (плотности загрязнения) Cs-137 в почвах [Лагутин и др., 1994]. Следует подчеркнуть, что выявление плотности загрязнения почв Cs-137 (выраженной в Ки/км<sup>2</sup>) – не единственная цель при экогеохимических исследованиях. Для определения количественной оценки перехода Cs-137 из почв в растения, форм нахождения и подвижности в почвах необходимо знать его концентрацию (активность, Бк/кг), что важно также при расчете доз внутреннего облучения, обусловленных поступлением радионуклидов по пищевым цепям.

Наряду с другими долгоживущими техногенными радиоизотопами, Cs-137 и Sr-90 появились впервые в компонентах окружающей среды после ядерных взрывов 1945 г. Теперь, изначально чуждые биосфере, они распространены повсюду, и любое самое малое их количество в окружающей среде должно определяться термином “загрязнение”. Кроме всемирного (глобального) загрязнения, на территории России, Казахстана, Украины и Белорусии выявлены районы, загрязненные локальными выпадениями радиоактивных осадков, сопряженных по времени с конкретными взрывами и авариями. Уровень локальных загрязнений много превосходит глобальный фон. Несмотря на это одной из сложных задач радиоэкологи-

ческих исследований является учет глобальных выпадений в общем загрязнении. В принципе, решение ее возможно тремя путями:

1) Самый надежный из них – регистрация активностей продуктов выпадений, собранных на специальные планшеты. Такие данные для некоторых точек в России имеются (Ленинград с 1954 по 1980 гг.) [Силантьев, Шуратова, 1983]. Но их мало и, как правило, наблюдения стали вестись в последние годы проведения наземных ядерных испытаний. По ним невозможно дать суммарную оценку глобального радиоактивного фона от искусственных изотопов для конкретных регионов.

2) Поиск территории, которая не подвергалась бы локальным загрязнениям. Путь заманчивый, требующий большой работы, но очень часто тупиковый. В пределах изученных на 1995 г. территорий Западной Сибири пока такого района не выявлено.

3) Использование оценок глобального фона Cs-137 в почвах, полученных по данным аэрогамма-съемки для России [Махонько и др., 1990].

Чтобы получить адекватные результаты, необходимо использовать возможности всех трех подходов, что и было осуществлено при изучении территорий Алтайского края и Новосибирской области, где для многих районов глобальный фон принимался равным 57 мКи/км<sup>2</sup>.

**Правильный выбор мест (точек) опробования почв** для выявления уровня загрязнения их техногенными радионуклидами имеет первостепенное значение при характеристике радиационной обстановки территории, при выявлении глобальной и локальной составляющих радиоактивных выпадений и, в конечном счете, при расчете доз облучения во время ядерных испытаний. Особенно важен он в условиях горных ландшафтов, где эрозионные процессы и большая изменчивость метеорологических факторов могут оказать значительное влияние на горизонтальную миграцию радионуклидов и, таким образом, на представительность мест опробования. Предлагаемые рекомендации для горных районов основываются на опыте работы в Горном Алтае, где, как и в других горных районах, от низкогорья к высокогорью резко меняются климатические условия, характер растительности, типы почв, расчлененность рельефа, геологическое строение. Поэтому при выборе участка следует оценить возможное влияние на результаты опробования всего комплекса факторов.

Основными факторами, определяющими уровень удержания Cs-137 и Sr-90 в почвах и, следовательно, их информативность на загрязнение радионуклидами являются:

1. *Степень сохранности почвенного покрова.* Целинные почвы (никогда не вовлекавшиеся в обработку и не нарушенные другими видами деятельности человека и природными процессами) наиболее подходят для таких целей.

Следует отличать целинные почвы от старых залежных земель, на которых первичное распределение радионуклидов нарушено. Часто на первый взгляд это бывает сделать не так просто, но при некотором опыте можно заметить в таких шурфах изменения в строении верхней части почвенного профиля и распределении радионуклидов на глубину. Чтобы не делать лишней работы, требуется внимательный общий осмотр выбранной площади на предмет возможных расчисток, раскорчевок, выравнивания. Должны настораживать, особенно вблизи населенных пунктов, слишком ровные и правильной формы лужайки и полянки с весьма однородным и

ровным растительным покровом. В таких случаях надежнее выбрать место для закладки шурфа в старом лесу или в околке.

2. *Положение участков целинных почв в рельефе и степень их сохранности.* Наши данные и данные других исследований [Силантьев, Шкуратова, 1983] показывают, что при проведении работ по выявлению плотности загрязнения почв Cs-137 следует опробовать целинные почвы на участках, в которых заведомо отсутствует поверхностный механический перенос верхнего слоя почвы. К таким относятся горизонтальные и склоновые (угол наклона до  $10^\circ$ ) участки. Наибольшая сохранность плотности загрязнения радиоцезием почв в Алтайском крае обнаруживается на плоских участках с высокими абсолютными отметками (вершины холмов, сопки, гор и водоразделы). Аккумуляция Cs-137 в пойменных ландшафтах на изученных территориях не отмечается. Наоборот, пойменные почвенные разрезы обычно оказываются обедненными радиоцезием, наряду с пахотными и залежными почвами на низких террасах и их склонах (из-за близости зеркала грунтовых вод и повышенного водообмена).

3. *Качество дернового слоя и радиационная емкость почв.* При прочих равных условиях участки почв с плотным и мощным дерновым слоем сохраняют (удерживают) Cs-137 более полно, чем с малым количеством корней и маломощным дерном. Этим частично можно объяснить относительно невысокую остаточную плотность загрязнения Cs-137 почв степных и сухостепных юго-западных районов Алтайского края со слабо развитым дерновым слоем, где загрязнение радионуклидами от локальных выпадений (взрыв 1949 г. и др.) было самым большим на территории края. Основная причина этого заключается в невысокой сорбционной емкости почв, развитых в этих районах, и степени подверженности их ветровой эрозии. О масштабах эрозии свидетельствуют многократно зарегистрированные метеорологической службой и по рассказам местных жителей пыльные бури. Возможность таких явлений (а также, вероятно, селевых потоков) следует иметь в виду при исследованиях некоторых районов, хотя оценить конкретно степень их влияния на площадное распределение радионуклидов пока не представляется возможным.

Радиационная емкость почв обусловлена их сорбционной способностью, которая зависит от механического и минерального состава и степени насыщенности органическим веществом. По поглощательной способности радионуклидов целинные почвы, как правило, располагаются в следующий нисходящий ряд: чернозем → каштановая → дерново-луговая → дерново-подзолистая.

По результатам наших исследований предгорной и низкогорной частей Алтая (Алтайский край), устанавливается такая последовательность типов почв с уменьшением их информативности: чернозем горный → лесные → чернозем обыкновенный → чернозем южный → чернозем луговой; для равнинной части: луговые → чернозем обыкновенный → чернозем южный → боровые (ложбины древнего стока) → аллювиальные → каштановые.

Особенно низкую радиационную емкость имеют каштановые почвы в сухостепных ландшафтах (Курайская и Чуйская котловины, Республика Алтай).

Радиационная емкость почв в горных районах в большей степени, чем в равнинных, зависит от их механического состава.

4. *Аккумуляция почвенного материала* в некоторых случаях может привести к получению завышенных результатов по плотности загрязнения почв радиоцезием. Такими участками могут быть болота (главным образом низовые и слабопроточные); крупные западины между возвышенностями; днища балок и оврагов; площадки, расположенные в непосредственной близости от подножия крутых склонов; конусы выноса; площадки с оползневыми явлениями и накоплением селевого материала; участки, расположенные в так называемой “ветровой тени”, где возможно осаждение золотого материала. Иногда наблюдается проявление “опушечного” эффекта.

5. *Природные геоморфологические и механические барьеры*. В миниатюре природными механическими барьерами на пути радиоактивных осадков могут служить вышеупомянутые опушки леса. В более крупных масштабах барьерный эффект проявляется в сочетании с переходом из одного типа ландшафтов в другой (например, при переходе из степного и лесостепного ландшафта в лесной). В таких случаях он захватывает значительную территорию, которая нуждается в специальном обследовании. Особо следует отметить барьерную роль хребтов, расположенных на пути движения радиоактивных облаков. Их обследование весьма перспективно для получения достоверных данных о наличии в регионе радиоактивных выпадений, хотя эти результаты и не могут, видимо, в большинстве случаев быть использованы при расчете доз облучения.

Таким образом, почвенные разрезы (шурфы и закопушки) необходимо закладывать на целинных почвах в основном в лесных и луговых ландшафтах. В высокогорной части необходимо опробовать также почвы тундры. Почвенные разрезы следует располагать на горизонтальных или на выположенных участках склонов с минимальными углами наклона (обычно от  $1-2^\circ$  и до  $5^\circ$ ). Предпочтительными местами следует считать небольшие возвышенности и вершинки, в частности, перевальные и водораздельные участки. Если таковых в районе нет, то можно отбирать пробы на склонах или у их подножия. При этом необходимо выбирать плоские участки, расположенные по возможности дальше от собственно подножия, избегая микропонижений рельефа и зон аккумуляции рыхлого материала.

Конечно, не всегда можно учесть все обстоятельства, которые могут вызывать искажение результатов по запасам радиоцезия в почвах, но важно всегда иметь их в виду и учитывать при документации. В этом случае анализ полученных результатов позволит быстрее приобрести достаточный опыт натуральных исследований.

Наши наблюдения в Западной Сибири, а также литературные данные по загрязнению почв радионуклидами Урала и особенно Чернобыля, показали, что пространственное распределение радионуклидов имеет (пятнистый) характер. Размеры блоков мозаики (пятен) сильно варьируют, что обусловлено двумя причинами: а) пятнистым выпадением радиоактивных осадков из продуктов взрыва; б) неодинаковыми темпами последующей вертикальной и латеральной миграции радионуклидов в почвах различных ландшафтов и типов.

Поэтому мы рекомендуем радиоэкологические исследования проводить в два этапа. На первом этапе следует выполнить рекогносцировочные (маршрутные) работы, а затем в местах с повышенным содержанием радиоцезия провести детальные исследования, включая опробование методом конверта с расстоянием между точками 10–15 м.

По этой же причине, как показывает наш опыт, при проведении обследования территорий, для которых известны следы от конкретных взрывов, необходимо выходить за пределы площади “следов”, так как реальное загрязнение обычно имеет более сложный характер.

Проведение кондиционной съемки в общепринятом виде при выявлении мест загрязнения почв радиоцезием в большинстве случаев не может быть реализовано, если стремиться к минимизации затрат. Как показано выше, пробы нужно отбирать в информативных точках, а не по формальной схеме.

В процессе опробования на карту (желательно м-ба 1 : 200 000 или 1 : 100 000) наносятся точки, дается подробная их привязка на местности и детальное описание ландшафта. В дальнейшем на этой основе составляются паспортные данные точек опробования (с указанием их координат, геоморфологического положения, абсолютных отметок, микрорельефа площадки, типа почвы, характера растительности) и карта-схема площадного распределения радиоцезия.

При получении результатов анализа на радионуклиды в случае весьма экстремальных значений, исследователю следует еще раз обратиться к своей документации и попытаться оценить возможную природную причину этого или констатировать ее отсутствие. Это позволит отбраковать эти данные или, приняв их, выявить размеры блоков мозаики для данной территории и обосновать аномальный характер величины плотности загрязнения.

После правильного выбора места отбора проб решающим моментом в исследовании плотности загрязнения почв радиоцезием и выявлении степени перехода его из почв в растения и другие компоненты окружающей среды является **методика отбора проб**.

**А.** При выявлении степени усвоения растениями радиоцезия достаточно определить его активность (концентрацию) в пробах генетических горизонтов почв (в Бк/кг) и сопоставить ее с таковой в растениях, отобранных в сопряженных точках. Перед проведением анализа необходимо пробы почв и растений просушить до воздушно-сухого состояния. Если не предполагается попутно определять в отобранных пробах содержания других элементов, можно при опробовании не учитывать генетические горизонты почвенного профиля. В случае использования проб для исследования их на другие токсиканты, в том числе на тяжелые металлы, следует производить их отбор бороздой по всей мощности каждого генетического горизонта. Однако учитывая, что в этом случае результаты по радиоцезию будут менее точные, необходимо опробование продублировать. Установлено, что в подавляющем большинстве случаев значительная часть выпавшего на почву радиоцезия сосредоточена в верхнем 5-сантиметровом слое (дерне), а в первых 20 сантиметрах – около 90 %.

Если опробование проводится только на радионуклиды, рекомендуется отбирать пробы по 5 см из верхних 20 см, а далее можно отобрать две пробы по 10 см. Общая глубина закопушки при этом составляет 40 см.

**Б.** При определении плотности загрязнения (запаса) радиоцезием в каждой точке необходимо кроме веса пробы и интервала опробования установить объемный вес каждой пробы почв, особенно в верхних горизонтах, где сосредоточен основной запас радиоцезия и объемный вес почвы характеризуется наибольшими вариациями.

Полученные значения активностей радиоцезия можно пересчитать на плотность загрязнения по формуле

$$P = 0,27 A \cdot d \cdot h,$$

где  $P$  – плотность загрязнения Cs-137 (мКи/км<sup>2</sup>),  $A$  – активность радиоцезия в Бк/кг,  $d$  – объемный вес почвы (единственная величина, которая обычно не измеряется в каждой точке опробования из-за большого объема работы),  $h$  – интервал опробования, м.

Если у исполнителей уже накоплена некоторая база данных по активности Cs-137 и ее нужно использовать для определения плотности загрязнения, можно провести полуколичественную оценку объемного веса.

Нами специальным способом отобрана серия проб в различных типах почв. В почву задавливался металлический цилиндр, который затем извлекался, и его содержимое взвешивалось в воздушно-сухом состоянии; вырезались ножом определенного размера блоки почв и тоже взвешивались. В зависимости от количества растительных остатков, механического состава и структурных особенностей объемный вес верхних (дерн и гумусовый) горизонтов почвы варьировал от 0,5 до 1,2 г/см<sup>3</sup>. При расчете плотности загрязнения почв Cs-137 объемный вес каждой пробы принимался в указанном интервале после визуальной оценки количества растительного материала. Объемный вес проб ниже дернового горизонта вслед за В. И. Барановым и др. [1965] условно можно принять равным 1,2 г/см<sup>3</sup>, но такой подход не является строгим.

Наиболее совершенной методикой отбора проб, которую следует принять для планирующихся работ, и которая использовалась авторами, – метод опробования металлическим кольцом. Точность метода была оценена как вполне достаточная в процессе совместных экспертных работ на Алтае с НПО “Тайфун” и последующим определением радиоцезия массовым гамма-спектрометрическим анализом (АЦ ОИГТМ) и на ППД (НПО “Тайфун”). Он исключает субъективный подход при оценке объемного веса в случае необходимости определения послойных плотностей загрязнения, а при определении только суммарной плотности в точке опробования позволяет полностью исключить его из расчета. Диаметр кольца выбирается таким, чтобы обеспечить необходимый объем пробы. При измерениях Cs-137 с применением кристаллов NaI(Tl) с колодцем 100 × 60 мм мы использовали кольцо радиусом 41 мм и высотой 50 мм, обеспечивающее получение объема пробы в 264 см<sup>3</sup>, близкого к объему колодца в детекторе.

В случае измерений Cs-137 и Cs-134 (для учета вклада Чернобыльской компоненты) на ППД с применением сосудов Маринелли диаметр кольца увеличивается, или отбирается несколько проб – дублей малым диаметром.

Опробование каждые 50 мм профиля кольцом (сплошная “борозда”) позволяет измерить суммарную плотность загрязнения в пробах разной влажности, что дает хорошие результаты при массовых (экспрессных) ее определениях. Не теряется время на высушивание проб до воздушно-сухого состояния.

Расчет плотности загрязнения ведется по формуле

$$P = \frac{A \cdot 2,7 \cdot 10^{-11}}{S},$$

где  $P$  – плотность загрязнения Cs-137 (запас), Ки/км<sup>2</sup>;  $A$  – активность Cs-137 в пробе, Бк;  $S$  – площадь кольца, км<sup>2</sup>.

Если площадь кольца радиусом 41 мм равна 52,8 см<sup>2</sup>, то для получения  $P$  необходимо значение активности умножить на коэффициент 5,1.

Отобранные кольцом пробы можно использовать далее для получения данных по содержанию Cs-137, для этого их нужно только высушить и взвесить. Эти результаты также предоставляют возможность рассчитать объемный вес почв для каждой пробы и использовать его для корректировки уже имеющегося банка данных (с учетом типа почв) или по вычисленным на этой основе поправочным коэффициентам.

Таким образом, предлагаемый метод позволяет замерить полную активность радионуклидов на выбранную глубину почвенного разреза и в каждой пробе отдельно и отнести ее к единице площади, т. е. получить результат в Ки/км<sup>2</sup> и мКи/км<sup>2</sup>.

### **2.2.2. Выбор точек опробования при обследовании почв на радионуклиды в населенных пунктах**

При расчетах доз облучения конкретного населенного пункта по накопленному Cs-137 в почвах важно, чтобы точки опробования находились вблизи от него. Это существенно сужает возможность выбора информативных площадок, так как поселки, как правило, располагаются на различных участках долин рек. Опыт показывает, что пойменные почвы не информативны на загрязнение местности радионуклидами. Вблизи населенных пунктов обычно существенно увеличивается доля пашен и других сельскохозяйственных угодий. Значительно возрастает риск закладки закопушек на залежных землях или площадках с нарушенным почвенным покровом.

Количество точек для одного населенного пункта должно быть не менее 3, наилучший вариант – 5, а удаленность не должна превышать первых километров. Во всяком случае не следует стараться выбрать место для шурфов и закопушек как можно ближе к населенному пункту, если вблизи него ландшафты заведомо не достаточно информативны, а на некотором удалении есть более подходящие. Желательно расположение точек опробования с разных сторон от поселка, но не в ущерб их информативности.

При выборе мест опробования вблизи поселков бывает полезно спросить местных старожилов о том, на каких участках имеются целинные земли, а где в давние годы они были затронуты природопользованием (вырубка леса, лесопосадки, распашка, закладка садов и др.).

### **2.2.3. Отбор проб на другие компоненты – концентраты радионуклидов**

Параллельно с отбором проб почв целесообразно опробовать другие информативные компоненты на загрязнение окружающей среды. К такому следует отнести, прежде всего, хвойные опады и моховые сообщества. Опробование хвойных опадов проводится под старыми деревьями послыно, через 1 см. Для мхов отдельно отбирается еще зеленая часть для выяв-

ления Чернобыльской составляющей. При этом необходимо замерять площадки, с которых проводится опробование, а после высушивания до воздушно-сухого состояния пробы взвесить. Если предполагается установить вклад Чернобыльской составляющей по соотношению Cs-137/Cs-134, то пробы должны отбираться из верхнего слоя. В таких случаях для получения надежных результатов, пробы необходимо озолить, отобрав не менее 3–5 кг хвои или мха.

Хотя по этим компонентам нет методики расчета доз, но они являются надежными индикаторами локальных выпадений.

#### **2.2.4. Экогидрогеохимические исследования**

Основным методом изучения состава вод и донных осадков было профилирование вдоль бассейнов рек Обь, Томь и Катунь. Пробы вод анализировались на макро- и микрокомпоненты,  $S_{орг.}$  выборочно (50 проб) на гуминовые, фульвокислоты и микроорганизмы. Кроме того, 16 проб были взяты для определения широкого круга органических соединений. Наряду с этим, при составлении гидрогеохимической карты м-ба 1 : 1 500 000 использовались результаты анализа состава вод региона (3342 пробы), выполненные в других организациях (прежде всего в Томском политехническом университете).

При отборе водных проб на микрокомпоненты производилось их подкисление очень чистой азотной кислотой. В точках отбора проб в воде определялись содержания компонентов с быстроменяющейся концентрацией  $NO_2$ , Fe, pH и др., замерялся дебит водопунктов (подземных вод), температура воды и воздуха, из вод осаждался концентрат (по методу ТПИ), который затем анализировался спектральным путем. При отборе проб воды для определения ртути проводилось фильтрование через мембранный фильтр с размером пор 0,41 мкм.

### **2.3. Аналитическое и метрологическое обеспечение экогехимических исследований**

Для выявления содержаний и форм нахождения элементов в природных средах применялся комплекс современных прецизионных методов исследования вещества: атомная абсорбция,  $\gamma$ -спектрометрия,  $\beta$ -радиометрия, атомно-эмиссионная спектрометрия, инструментальный нейтронно-активационный, рентгенофлуоресцентный и др. виды анализов (см. табл. 12). Выполнены они в аналитическом центре ОИГТМ СО РАН.

**1. Атомно-абсорбционное определение** содержаний Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Mg, Ni, Mn, Pb, Sb, Zn, Hg осуществлялось пламенными и электротермическими методами атомизации с использованием атомно-абсорбционных спектрометров SP-9 фирмы Puc-Unikam в пламенном варианте воздух-ацетилен и закись азота-ацетилен, прибора 3030B фирмы Perkin-Elmer с ртутно-гидридной приставкой MHS-20 и спектрофотометра 3030Z той же фирмы с электротермической атомизацией и зеймановской коррекцией фона. Анализируемые элементы и пределы их обнаружения приведены в табл. 13.

Пределы обнаружения элементов атомно-абсорбционным методом при анализе почв, донных отложений, растений и вод

Элемент	Почвы, донные отложения, г/т	Растения, г/т	Вода, мкг/л
Hg	0,01	0,01	0,02
Sb	0,20	0,03	0,1
Cd	0,015	0,001	0,005
Pb	6	0,1	0,1
Ni	7,5	0,1	0,1
Co	5	0,03	0,1
Cu	2,5	1	0,1
Cr	7,5	0,5	10
Zn	0,5	0,1	1
Ba	12	5	10
Be	0,5	0,2	0,01
Mn	5,0	2	2
Mg	2,5	1,0	

Для определения элементов, кроме ртути, в почвах 1 г образца насыпали в фарфоровый тигель, помещали в муфельную печь и озоляли 2,5–3 часа при температуре 450 °С. Затем озоленный материал переносили в стеклоглеродные чашки и обрабатывали кислотами: HF, HNO<sub>3</sub>, HClO<sub>4</sub>, HCl [Симонова, 1986]. Конечный раствор доводили 2,5-процентной HCl до объема 25 мл. Для определения Cd и Sb с использованием электротермической атомизации пробу разбавляли 0,25-процентной HNO<sub>3</sub> в 5 раз и более.

Содержание микроэлементов в озерных водах чаще всего находится на уровне, близком к пределам обнаружения. Поэтому с целью снижения погрешности определений, проводилось концентрирование микроэлементов в меньший объем, для чего пробу воды (200 мл) упаривали в кварцевых чашках при медленном нагреве до 1 мл. Затем обрабатывали 2 мл 2-процентного раствора перегнанной азотной кислоты и доводили до объема 10 мл дистиллированной водой.

Для анализа растительных материалов 2,5 г образца насыпали в фарфоровый тигель, помещали в холодный муфель и озоляли при открытой дверце, постепенно увеличивая температуру на 50 °С через каждые 30 мин до 470 °С. Пробы выдерживали при этой температуре не менее 12 часов с дополнительной продувкой воздухом через отверстие в дверце муфеля. Затем озоленный материал переносили в стеклоглеродные чашки, обрабатывали кислотами HF, HNO<sub>3</sub>, HClO<sub>4</sub>, HCl и переводили 2,5-процентной HCl на конечный объем 10 мл. Для определения Cd, Sb, Pb, Ni, Co раствор пробы разбавляли 0,25-процентной HNO<sub>3</sub> в 5 раз и более.

Атомно-абсорбционное определение ртути осуществляется на ртутно-гидридной приставке MHS-20 к прибору 3030В фирмы Perkin-Elmer методом “холодного пара” с применением техники амальгамации.

Анализ проб почв, донных отложений и растений на содержание в них ртути не предусматривает жестких правил пробоотбора. Достаточно не допускать прогрева проб при сушке выше 75 °С.

Результаты метрологического контроля атомно-абсорбционного анализа по стандартам

Элемент	СДО-1	СДО-3	СГХМ-4	СЧТ-3	СБТМТ-1
As	<u>18</u> 18,2±1,6	<u>19</u> 19,4±1,7	<u>700±70</u> 640±75	<u>40±6</u> 39,6±6	<u>0,18±0,02</u> 61±11
Be	<u>1,4±0,4</u> 1,3±0,4	<u>1,2±0,2</u> 1,1±0,4	<u>3,6±0,6</u> 3,7±0,9	<u>24±3</u> 23±3	<u>0,045±0,004</u> 0,04±0,001
Cd	<u>5</u> 8,6±0,6	<u>4,0±0,34</u> 8,7±0,7	<u>9±1</u> 8,6±0,8	<u>4,5±0,5</u> 4,1±0,7	<u>0,4±0,1</u> 0,069±0,006
Cu	<u>160±20</u> 164±22	<u>33±4</u> 35±5	<u>250±30</u> 249±36	<u>260</u> 268±33	<u>2,3±0,2</u> 2,0±0,2
Cr	<u>62±10</u> 61±11	<u>31±6</u> 29±6	<u>76±5</u> 77±9	<u>83±10</u> 79±12	
Mn	<u>8130±100</u> 8070±100	<u>1700±78</u> 1650±88	<u>850±60</u> 830±72	<u>612±70</u> 604±72	<u>103±2</u> 106,8±2
Pb	<u>9</u> 10,6±1,3	<u>7</u> 7,6±1,8	<u>110±10</u> 108±12	<u>260±28</u> 243±30	<u>1,3±0,2</u> 1,4±0,2
Sb			<u>170±30</u> 164±33		<u>0,017±0,005</u> 0,020±0,008
Zn	<u>260±20</u> 257±26	<u>110±10</u> 102±11	<u>390±40</u> 393±54	<u>460±50</u> 448±55	<u>34±1</u> 32,8±3,0

**Примечание.** Над чертой – аттестованные данные стандартов: СДО-1, СДО-3 – донных осадков; СГХМ-4, СЧТ-3 – черноземной почвы, СБТМТ-1 – злаковой травосмеси (в гранулах); под чертой – наши результаты (средние из 9–15 определений).

Таблица 15

## Относительная погрешность атомно-абсорбционного анализа

Величина погрешности, ±, %	Относительная погрешность		
	систематическая	случайная	случайная среднеквадратичная
0–5	Pb		Mn
5–10	Co		Li, Ni, Sr, Cd, Cr
10–15	Zn, Cu, Sr	Sr	Zn, Ba, V
15–20	Ni	Zn, Pb	Cu, As, Rb
25–30		Cu, Ni, Co	Pb, Co, Cs

Правильность атомно-абсорбционного анализа оценивалась по государственными стандартным образцам на объект анализа (табл. 14), внешним и внутренним контролем.

Анализ тестовых проб показал, что разность между средними содержаниями по основному и контрольному определениям значима только у никеля ( $t$ -критерий Стьюдента 3,46). У остальных элементов она не значима ( $t = 0,02–1,57$ ). Систематические и случайные погрешности атомно-абсорбционного анализа не превышают предельно допустимых норм 25–30 % (табл. 15).

**2. Метод эмиссионного количественного спектрального анализа** применялся для определения В, Мо и Рb на спектрографе ДФС-8 (решетка 1800 штр./мм) с плазменным источником возбуждения (активированная

дуга переменного тока). Эмиссионный приближенный количественный спектральный анализ широко использовался при качественной оценке содержания широкого спектра микроэлементов. Для большинства из них погрешность анализа не превышает 30 % (табл. 16; расчетные формулы приняты по А. И. Гавришину [1980]).

Чтобы надежнее использовать результаты приближенного количественного спектрального анализа, сопоставим их вариационно-статистическим методом с данными атомно-абсорбционного анализа 63 пар почвенных проб (табл. 17). Из нее следует, что средние содержания Co и Sr по обоим методам близки и различия между ними не значимы. Но содержания Pb, Cu, Zn и Ni различаются значимо ( $t > 2$ ), причем у Cu и Zn они выше по спектральному анализу, а у Pb – по атомно-абсорбционному.

Таблица 16

Относительная погрешность приближенного количественного спектрального анализа

Величина погрешности, ±, %	Относительная погрешность		
	систематическая	случайная	случайная среднеквадратичная
0-5	V, B, Mo, Sc	Sc	Sc
5-10	Pb, Cu, Co, Ti, Sr, Ag, Y	Ti, Ag	Ti
10-15	Zn, Be, P, Ga	Be, P	P
15-20	Ni, Ba, Sn	Co, V, Ba, Sr, B	Zn, Co, Ba, Ag
20-25	Mn, Yb	Pb, Cu, Zn, Sn, Ga, Mo, Cu, Ni, Co	Cu, V, Be, Sr, B, Ga, Mo, Rb, Zr
25-30		Ni, Ti, Yb	Pb
30-35		Mn	Ni, Y, Mn
35-40			Sn, Yb

Таблица 17

Сравнение результатов приближенного количественного спектрального и атомно-абсорбционного анализов (при степени свободы 62 и  $q = 0,05$ ,  $t_{теор.} < 2$ )

Статистические параметры	Pb	Cu	Zn	Co	Ni	Sr
Среднее содержание, г/т						
Спектральный анализ	16,4	32,9	97,5	12,6	36,0	213,5
Атомно-абсорбционный	25,5	26,4	86,0	11,7	40,4	257,3
Критерий Стюдента (t)	-6,3	8,1	4,4	1,8	-2,6	-1,2
Систематическое расхождение						
Фактическое, г/т	-11,5	8,2	14,4	1,1	-5,5	-55,2
Относительное, %	-54,7	27,6	15,7	9,2	14,4	-23,4
Случайное расхождение						
Абсолютное, г/т	13,3	9,5	22,4	4,0	8,9	118,8
Относительное, %	63,5	32,0	24,4	33,2	23,2	50,5
Среднеквадратичное, г/т	6,5	5,2	15,7	3,1	6,5	105,2
Относительное среднеквадратичное, %	31,1	17,6	17,1	15,1	17,0	44,7

**3. Рентгено-флюоресцентный анализ** на мышьяк и сурьму проводился на рентгеновском аппарате ИРИС-3 с полупроводниковым детектором. Анализировалась 36-миллиграммовая навеска в виде таблетки диаметром около 6 мм. Предел определения существенно зависит от содержания Pb в образце и составляет  $\sim 0,5$  г/т при 40-минутном замере.

Мышьяк определялся еще и инструментальным нейтронно-активационным анализом по изотопу As-76 ( $T_{1/2} = 26,3$  ч,  $E_\gamma = 559,1$  кэВ). Полупроводниковый детектор ДГДК-80В-3 обладает достаточным разрешением для разделения линий основных мешающих изотопов Sb-122 ( $T_{1/2} = 2,7$  дня,  $E_\gamma = 564,1$  кэВ) и Вг-82 ( $T_{1/2} = 35,4$  ч,  $E_\gamma = 554,3$  кэВ). Проба весом 100 мг облучалась потоком реакторных нейтронов  $1,5 \times 10^{17}$  Н/см<sup>2</sup>. Измерение проводилось на 3-7-й день после облучения в зависимости от содержания Na в образце. Количественная привязка осуществлялась по стандартам СА-I алевролит, СДПС-3 дерново-подзолистая супесчаная почва, СКР-3 красноземная почва. Предел определения существенно зависит от содержания Na и Sb в образце и для большинства проб составляет десятые доли грамма на тонну.

**4. Гамма-спектрометрическое определение радионуклидов.** Естественные радиоактивные элементы (радий, экв. урана, торий и калий) определялись на гамма-спектрометрических установках, состоящих из больших сцинтилляционных кристаллов с колодцами, защитой из свинца и регистрирующей аппаратуры – многоканальных анализаторов на основе методических разработок В. А. Боброва и А. М. Гофмана [1971]. Метрологические характеристики установок выведены по данным анализа стандартных образцов горных пород [Гавшин, Бобров, 1979].

Содержания естественных и техногенных радионуклидов цезия в образцах почвы, донных осадков, растительности и продуктов питания анализировались на гамма-спектрометрах с колодезными сцинтилляционными кристаллами NaI(Tl) размерами 200 × 200 и 150 × 150 мм. Количественная привязка для определения естественных радионуклидов осуществлялась по эталонным образцам. Расчет содержания Cs-137 в этом случае проводится исходя из эффективности регистрации детектора, определяемой по равновесному урановому эталону.

Высокая эффективность колодезных сцинтилляторов дает возможность реализовать высокую чувствительность к техногенному Cs-137 в природных средах без предварительного химического концентрирования.

Излучение Cs-137 имеет одну гамма-линию 662 кэВ с 95-процентным выходом. В связи с ограниченным собственным разрешением колодезного сцинтиллятора (на линии 600 кэВ порядка 20 %), гамма-линия Cs-137 сливается с интенсивными гамма-линиями уранового и ториевого рядов (609 и 583 кэВ соответственно). Однако физическая сторона этого явления такова, что обе линии, являясь каскадными, в варианте колодезной геометрии проявляются ослабленно, что способствует относительному выигрышу для Cs-137 по сравнению с регистрацией в геометрии с меньшими телесными углами.

При оценке эффективности регистрации фотопика гамма-линии Cs-137 (оцененной величиной 0,32 и 0,26 соответственно) использовались равновесные урановые эталоны в геометрии с телесным углом менее 0,1 от 4π, при которой каскадное излучение в урановом и ториевом рядах не ска-

зывалось уменьшением фотопиков 609 и 583 кэВ, по которым и проводилось эталонирование спектрометров. Чувствительность (предел обнаружения) Cs-137 при массовом анализе оценивается величиной порядка 1–5 Бк/кг.

В случаях, когда такая чувствительность оказывалась недостаточной, образцы поступали на анализ в камеру низкого фона естественной радиоактивности (КАНИФЕР). Эта измерительная установка создана специально для определения ультрамалых содержаний радионуклидов и представляет сцинтилляционный гамма-спектрометр с кристаллом NaI(Tl) в низкофонном исполнении с мощной защитой от естественного и, в меньшей степени, космического радиационного фона. Порог определения Cs-137 составляет 0,01–0,03 Бк/кг и ниже. Для количественного определения радионуклидов на данной установке разработана специальная система эталонирования, позволяющая оценить взаимное влияние содержащихся в образце радионуклидов и устойчивость полученного решения. Система эталонирования включает: образцы сравнения с известными содержаниями радия, тория, калия, точно отмеренные количества чистых радионуклидов Cs-137 и Cs-134 в объемных пробах с разным  $Z_{эф.}$ , образцы с известными содержаниями Cs-137 и Cs-134, определенными на других установках (с использованием ППД и ОСГИ-полупроводниковых детекторов и образцовых спектрометрических гамма-источников).

Для определения содержания Cs-137 в образцах нами использован полупроводниковый GeHP детектор объемом 106 см<sup>3</sup>. Чувствительность определения в этом случае практически такая же, т. е. 0,2–0,3 Бк/кг, но отпадает необходимость в громоздких вычислениях. При измерениях на ППД для количественной привязки использованы образцовые гамма-источники (ОСГИ), прошедшие государственную аттестацию. Измерения в этом случае проводятся в режиме точечной геометрии, вес образца составляет всего несколько граммов, что в результате приводит к пределам определения 80–100 Бк/кг как по Cs-137, так и по Cs-134.

Измерение содержания урана и тория велось химико-аналитическими средствами. Содержание урана определялось на приборе ФАС-2 по люминесценции специально приготовленных таблеток и по свечению водных вытяжек на лазерном анализаторе "Ангара". Количество тория определялось колориметрическим методом. Пороговые чувствительности методов составляли для урана  $n \cdot 10^{-5} \%$ . Кроме того, замерялись калий, радий и торий инструментально по интенсивности характеристических гамма-спектрометров. Чувствительность этих методов зависит от времени экспозиции.

Надежность получаемых аналитических данных удостоверена аттестационным свидетельством, выданным Западно-Сибирским центром стандартизации и метрологии 1. 06. 1991 г. сроком на 5 лет.

Сущность способов выражения результатов гамма-спектрометрического анализа заключается в следующем. Первичные результаты этого анализа отнесены к единице массы. Однако специфика распределения радиоцезия в почвах диктует необходимость оценить его количество (запасы), отнесенное к единице площади. В большинстве современных публикаций запас Cs-137 выражен в мКи/км<sup>2</sup> или, что то же самое, – в нКи/м<sup>2</sup>. Последнее позволяет подойти ближе к истине, поскольку нет никаких основа-

ний считать, что запас Cs-137, зафиксированный в какой-то точке наблюдения, равномерно распределен по площади в  $1 \text{ км}^2$ .

Пересчет результатов в Бк/кг, полученных при анализе, на  $\text{мКи/км}^2$  или  $\text{нКи/м}^2$  осуществляется следующим образом. Объем одного киллограмма пробы ( $V$ ) выражается через формулу  $V = 1/d$ , где  $d$  – объемный вес пробы. Тогда площадь, занимаемая одним киллограммом почвы ( $S$ ), составляет  $S = 1000/dh \text{ см}^3$ , где  $h$  – интервал отбора пробы (в нашем случае это 5 см), откуда следует, что на  $1 \text{ км}^2$  территории приходится  $dh \times 10^7 \text{ кг}$  почвы. Следовательно, при условно равномерном распределении по площади активности Cs-137 в Бк/кг ( $A$ ), запас радиоцезия в латеральном выражении составит  $Adh \text{ Бк/км}^2$ , или, если перейдет в другую систему –  $0,27 Adh \text{ мКи/км}^2$  ( $\text{нКи/м}^2$ ).

Интервал отбора проб оценивается с точностью 0,2–0,5 см. По литературным данным, объемный вес почв в зависимости от количества растительного материала и гумуса, а также от текстурных особенностей варьирует в пределах 1,0–1,2  $\text{г/см}^3$  для верхних 30 см почвы [Баранов и др., 1965]. Нами для верхних 40 см почв получены значения 0,96, 1,09 и 1,24  $\text{г/см}^3$ , что находится в ранге, установленном предыдущими исследователями.

**5. Специфика анализов вод.** Содержание большинства макрокомпонентов вод оценено колориметрически и турбодиметрически по унифицированным методикам. Щелочные элементы (K, Na, Li) определены методом пламенной фотометрии. Концентрация микроэлементов (Cu, Pb, Zn, Cd) изучалась полярографическим способом инверсионной вольтамперометрии. Кроме того, при определении микрокомпонентов использовали атомно-абсорбционный метод. Содержание органических соединений определялось хромато-спектрометрически с использованием прибора NER MAG R10-10C.

## 2.4. Экспериментальные исследования

Экспериментальные исследования охватывали самый широкий круг научных, методических и прогнозно-прикладных проблем.

**Основные задачи и цели:** отработать методику определения физико-химических параметров почв и донных осадков; изучить влияние способа подготовки геохимических проб на результаты анализов такого высокотоксичного и летучего компонента, как ртуть; установить оптимальные гранулометрические классы почв и донных осадков, максимально концентрирующие токсиканты; оценить возможности моделирования процессов миграции и концентрирования тяжелых металлов и радионуклидов в почвенных разрезах на основе экспериментальных исследований по формам их нахождения.

### 2.4.1. Оценка способов подготовки проб к анализу

Экспериментально изучено влияние способа подготовки к анализу экогеохимических проб на примере наиболее летучего токсиканта – ртути. Украинские геологи показали, что с увеличением времени истирания проб до 5 мин потеря ртути достигает 14 %. Они же установили оптимальное время истирания, равное 3–5 мин, достаточное для измельчения до

200 меш. Проведенные опыты по сравнению ручного и механического истирания проб донных осадков фракции менее 0,25 мм в течение 2–5 мин показали, что флуктуации содержаний ртути в пробах, истертых различным способом, определенных закономерностей не проявляют. Не оказывает заметного влияния на результат и время истирания проб (табл. 18).

Результаты экспериментов по определению оптимального для геохимического опробования гранулометрического класса почв нами опубликованы ранее [Росляков, 1970; Аношин и др., 1995]. Учитывая летучие свойства ртути, мы провели дополнительные исследования. Пробы сушились в проветриваемых, защищенных от солнца условиях. Высушенный материал растирался в мешочках вручную, а затем отсеивался на два гранулометрических класса:  $-0,25$  и  $+0,25$  мм. В дальнейшем класс  $< 0,25$  мм методом

**Таблица 18**  
**Содержание ртути в пробах донных осадков после ручного и механического истирания (мг/т)**

Номер пробы	Ручное истирание	Механическое истирание, мин		
		2–3	3–4	4–5
82/88	150		225	225
26/88	250	212	220	
98/88	1200	750	800	
123/88	250	262	287	
КС–20	150	125	162	125
КС–28	76	272	240	304
КС–38	140		176	184
62/88	9500			9500
108/88	4400		36 000	38 000
122/88	275	237	237	
109/КАН	125		100	125
31/88	17 000			14 000
93/88	26 000			20 000
29/88	12 000	14 000		10 000

**Таблица 19**  
**Распределение ртути в донных осадках на площади притоков Катунского полигона**

Состав донных осадков	Содержание ртути, мг/т	
	Фракция $-0,25$ мм	Фракция $+0,25...-1,0$ мм
Илистые гумусированные	<u>5–195</u>	<u>5–184</u>
	52,9(23)	35,5(19)
Илисто-песчаные слабогумусированные	<u>5–300</u>	<u>5–3600</u>
	62,3(19)	24,0(16)
Илисто-песчаные	<u>5–192</u>	<u>5–82</u>
	30(28)	19,7(24)
Песчано-гравийно-илистые	<u>5–1680</u>	<u>5–60</u>
	15,4(17)	16,6(15)
Среднее	<u>5–1680</u>	<u>5–3600</u>
	40,2(87)	24,2(74)

**Примечание.** Над чертой – разброс содержаний, под чертой – среднее; в скобках – количество проб.

отмучивания классифицировался на фракции  $-0,25...+0,05$ ;  $-0,05...+0,01$ ;  $-0,01...+0,005$  и  $-0,002$  мм. Установлено, что в донных осадках притоков р. Катунь среднее содержание ртути в два раза выше во фракции  $-0,25$  мм по сравнению с фракцией  $+0,25...-1,0$  мм (табл. 19).

#### 2.4.2. Изучение форм нахождения микроэлементов и радионуклидов в почвах

Итак, приведенные данные показывают, что во фракциях  $-0,25$  мм содержания ртути контролируются степенью гумусирования проб. Это позволяет предполагать, что токсичные металлы находятся не только в сорбированной и собственно минеральной формах, но и в форме органо-комплексных соединений.

При изучении форм нахождения в почвах радионуклидов использован метод нейтронно-осколочной автордиографии, а тяжелых металлов – комплекс прецизионных методик по фазовому выщелачиванию.

Для изучения поведения РАЭ в почвах методом нейтронно-осколочной автордиографии по реакции  $U-235$  препараты целинной почвы, предварительно пропитанной оксидной смолой, представляющей собой тонкие полированные срезы толщиной, позволяющей наблюдать под микроскопом мелкие зерна прозрачных минералов, включенных в субстрат. Образцы почв наклеивались эпоксидной смолой на кварцевое стекло выровненной отполированной поверхностью и затем доводились до соответствующей толщины. Изготовленные препараты покрывались детектором (пленкой лавсана) и облучались тепловыми нейтронами в канале ВЭК-9 реактора (г. Томск). После их облучения и остывания детектор снимался и обрабатывался 40-процентным раствором КОН при температуре  $60$  °С до появления на нем оптимального размера ( $7-10$  мкм) треков от осколков деления ядер  $U-235$ ,  $U-238$  и  $Th-232$ . Напомним, что для отдельного определения  $U$  и  $Th$  методом осколочной автордиографии необходимо условие  $0,5 > Th/U > 5000$ . При  $Th/U < 0,5$  на детекторе проявлен только уран, а при  $Th/U > 5000$  – только торий. Известны данные о вкладе следов от осколков деления урана и тория в суммарную плотность треков при  $Th/U = 1$ . Для  $U-235$  этот вклад составляет 98 %. Преимущественный вклад  $U-235$  в суммарную плотность треков сохраняется и при  $Th/U = 2,7-3,5$ .

Выщелачивание тяжелых элементов производилось по известным методикам, широко используемым при исследованиях почв. Оно ограничивалось определением подвижных форм нахождения элементов при различных задаваемых рН средах. Установление количественных соотношений легкоподвижных форм весьма существенно для оценки валового перераспределения элементов в почвенном разрезе и возможности усвоения последних растениями.

Извлечение производилось методами водной вытяжки с начальной рН =  $2,2-9,6$ ; рН =  $2,2$  задавался раствором соляной кислоты; рН =  $5-6$  –  $1N$  раствором уксуснокислого аммония (ацетат аммония); рН =  $9,6$  –  $1N$  NaOH. В экспериментах применяемая дистиллированная вода имела рН =  $6,1$ . Соотношение Т : Ж во всех случаях составляло  $1 : 10$ .

Испытание почв растворами с различными рН позволили выявить основные тенденции поведения форм нахождения металлов в системе почва-раствор, что подробно рассмотрено в разделе 5.2.

### 2.4.3. Определение физико-химических параметров почв

Прогнозирование поведения токсичных элементов во времени во многом определяется изменением физико-химических параметров системы почва-почвообразующая порода. Для оперативного исследования этих параметров и форм нахождения элементов необходимы экспрессные и надежные методы извлечения поровых растворов и водных суспензий. Поскольку получение поровых растворов – процедура трудоемкая, то для оперативности массового определения рН и Eh пользовались водными суспензиями. Для их получения истертые для анализа на токсичные металлы дубликаты проб обрабатывались бидистиллированной водой.

Если рН гомогенных поровых растворов отражает истинную концентрацию водородных ионов, то рН суспензии представляет собой сумму водородных ионов, освобождаемых частицами почвы, плюс влияние на электрод заряженных глинистых коллоидов и взвешенных частиц. В этой связи опытным путем определено надежное соотношение воды и испытуемого образца и произведено сравнение рН суспензий и поровых растворов. Установлено, что для любых типов почв, обладающих, как известно, различными коллоидными свойствами, рН суспензий и растворов имеют близкие значения, не превышающие ошибку прибора рН-673, при диапазоне соотношения почвы и бидистиллята в пределах  $T : Ж = 0,5 : 1 - 1 : 5$ . На наименьшие расхождения между основными и контрольными замерами наблюдались при отношении  $T : Ж = 1 : 3$ , что и принято нами при массовом определении рН водной суспензии проб.

Массовые замеры рН и Eh суспензий почв сельхозугодий и сохранившихся вблизи них целинных почв природных ландшафтов позволили получить оригинальный материал по этим параметрам и наметить тенденции изменения геохимической системы вследствие сельскохозяйственной деятельности человека.

Мы отдаем себе отчет в сложности обсуждаемого вопроса, так как сегодняшние наблюдения фиксируют только суммарное воздействие на природный ландшафт многолетней и многократной агротехнической обработки земель, притом с неоднократной сменой сельхозкультур в пределах одной территории, вызванной технологическими циклами сельскохозяйственного производства.

На данной стадии исследований можно констатировать лишь качественную сторону явления, связанную с неизбежностью физико-химического и геохимического преобразования природных ландшафтов под воздействием многосторонних агрогенных факторов, сгруппированных Ю. Е. Саефом и др. [1990] в собственно агрогенные, агротехнические и техногенные. Изучение роли каждого из этих факторов для почв Западной Сибири представляет предмет будущих исследований.

Приведем некоторые данные о представительности и надежности лабораторных измерений кислотности (рН) и окислительно-восстановительного потенциала (Eh) изучаемых почв. Среди всей совокупности агрогенных ландшафтов изучено 110 разрезов с опробованием водной суспензии почв пахотного горизонта и 107 подпахотного (табл. 20). Замеров рН и Eh суспензии почв природных ландшафтов в сравнении с агрогенными почти вдвое больше, ибо в 110 разрезах эти параметры определялись по каждому генетическому горизонту  $A_1$ ,  $A_2$ , B и C отдельно (в табл. 20 приведены

Распределение рН и Eh в главных типах почв природных ландшафтов и находящихся в их пределах почв агрогенных ландшафтов

Статистические параметры	Целинные почвы				Пахотные почвы			
	A <sub>1</sub> + A <sub>2</sub>		B + C		пахотный слой		подпахотный слой	
	рН	Eh, В	рН	Eh, В	рН	Eh, В	рН	Eh, В
$x_{\min}$	6,1	-0,045	5,6	0,45	7,2	0,060	7,2	-0,060
$x_{\max}$	9,7	0,210	10,0	0,200	9,0	0,200	9,0	0,160
$\bar{x}$	7,9	0,066	8,27	0,053	8,18	0,066	8,32	0,048
D	0,576	0,004	0,822	0,004	0,150	0,003	0,114	0,003
S	0,757	0,060	0,907	0,062	0,387	0,056	0,338	0,056
A	0,739	1,996	-2,660	7,727	0,182	2,185	-1,187	1,324
Э	0,918	-1,419	0,497	1,099	-0,755	-0,662	0,137	1,753
$\chi^2_{\text{расч.}}$	5,33	18,59	14,89	11,77	12,30	24,93	17,22	25,77
$\chi^2_{\text{теор.}}$	43,773	43,773	43,773	43,773	43,773	43,773	43,773	43,773
Число замеров	110	110	110	110	110	107	110	107

**Примечание:**  $x_{\min}$ ,  $x_{\max}$ ,  $\bar{x}$  – минимальное, максимальное и среднее арифметическое значения рН и Eh соответственно; D – дисперсия распределения частных значений рН и Eh; S – их стандартное отклонение; A и Э – стандартные коэффициенты асимметрии и эксцесса соответственно;  $\chi^2_{\text{расч.}}$  – расчетный критерий Пирсона;  $\chi^2_{\text{теор.}}$  – его предельно допустимое значение при степени свободы N-1 и вероятности P = 0,05 по А. К. Митропольскому [1961].

средние арифметические по A<sub>1</sub> + A<sub>2</sub> и B + C). Для генерализованной совокупности почв природных и агрогенных ландшафтов фактические данные рН и Eh суспензии почв вполне представительны.

Известно, что надежность определений Eh всегда вызывает сомнение, что требует соответствующей корректировки и осмысления сущности окислительно-восстановительного потенциала систем. Сложность получения достоверных показаний Eh водной суспензии почв обусловлена следующими причинами. Как отмечают Р. М. Гаррелс и Ч. Л. Крайст [1968], имеющиеся в литературе данные по замеру Eh суспензии почв “весьма неутешительные”, так как определение окислительно-восстановительного потенциала свободно сообщающихся с атмосферой систем, к каковым принадлежат и почвы, связано с большими техническими трудностями, поскольку почти невозможно ввести в систему электрод и при этом воспрепятствовать проникновению в нее воздуха, а следовательно и кислорода. В равновесной с атмосферой суспензии почв растворенный кислород ведет себя как очень слабый окислитель и под его влиянием происходит медленное окисление растворенных ионных компонентов почв. Кроме того, растворенный кислород способен непосредственно воздействовать на платиновый электрод, тем самым искажая истинную величину окислительно-восстановительного потенциала аэрированной системы, характеризующейся низкими его значениями и небольшим их диапазоном.

Сравнение наших замеров Eh с литературными показывает близость результатов. Так, по Р. М. Гаррелсу и Ч. Л. Крайсту [1968], Eh водной суспензии влажных околонейтральных почв при рН = 6,5 оценивается от 0,046 до 0,206 В. По нашим данным, суспензия гумусового горизонта оподзоленных лесных почв с близкой кислотностью (рН = 7,57) имеет среднее Eh = 0,098 В. Это вселяет надежду и позволяет наши замеры аэрированной суспензии почв считать “правильными”. В пользу этого свидетель-

ствуют и высокие отрицательные коэффициенты корреляции между рН и Eh в отдельных горизонтах почв:  $-0,635$  в  $A_1 + A_2$ ;  $-0,653$  в  $B + C$ ;  $-0,667$  в пахотном слое;  $-0,541$  в подпахотном. Значительно слабее эта связь при сопоставлении между горизонтами:  $-0,397$  между горизонтами  $A_1 + A_2$  и  $B + C$ ;  $-0,292$  между  $A_1 + A_2$  и пахотным слоем;  $-0,089$  между  $A_1 + A_2$  и подпахотным горизонтом;  $-0,0120$  между  $B + C$  и подпахотным слоем;  $-0,163$  между  $B + C$  и пахотным слоем;  $-0,490$  между пахотным и подпахотным слоями. Из этих показателей просматривается унаследованность, хотя и сглаженная, между рН и Eh в системах  $(A_1 + A_2) - (B + C)$  и пахотный-подпахотный горизонты. Более отчетлива она в последнем случае в силу нарушений гумусовых горизонтов агроработами и более доступного проникновения атмосферы в подпахотный слой. Принимая во внимание трудность истинных замеров Eh аэрированных систем, их теоретический потенциал Р. М. Гаррелс и Ч. Л. Крайст [1968] рекомендуют рассчитывать по формуле  $Eh = 0,70 - 0,06 \cdot pH$ .

---

### 3. ГЕОФОН ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И РАДИОНУКЛИДОВ В КОМПОНЕНТАХ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ РЕГИОНА

---

#### 3.1. Расчет количественных характеристик геохимического фона

Для обработки и осмысления аналитического материала по распределению элементов в компонентах среды обитания применялись не только традиционные методы вариационной статистики в геологии и геохимии [Бондаренко, 1970; Беус, Григорян, 1975; Добрецов и др., 1974], но проводилось их методологическое совершенствование особенно в части группировки выборок, оценки погрешностей анализа и компьютеризации [Росляков и др., 1992; Аношин и др., 1995]. В итоге расчет количественных характеристик распределения конкретного элемента в индивидуальном объекте опробования (почвах, водах и т. д.) состоял из следующих этапов статистической обработки исходных данных:

- группировка анализов в выборки;
- проверка гипотез распределения содержаний элементов в выборке;
- вычисление статистических величин распределения элементов в главных компонентах среды обитания;
- оценка средних.

Известно, что надежность статистических параметров определяется правильностью представления совокупности выборки. С геологической точки зрения это означает, что каждая выборка должна принадлежать одному объекту, характеристики распределения элементов в котором рассматриваются как случайные величины. В наших исследованиях в качестве индивидуальных объектов выступают главные генетические типы почв, подземных и поверхностных вод, донные осадки и другие компоненты окружающей среды. Еще при отборе проб плотность точек опробования определялась с учетом распространенности генетических типов, в силу чего они представлены не в одинаковой степени. Как следствие, наиболее детально опробованы главные типы. Но в большинстве случаев и менее развитые типы охарактеризованы 30 пробами и более, что достаточно для статистического анализа.

Проверку гипотез распределения содержаний элементов в выборках проводили по стандартизованным коэффициентам асимметрии ( $A$ ) и эксцесса ( $\mathcal{E}$ ) с учетом  $\chi^2$ -критерия Пирсона при уровне значимости  $q = 0,05$  и соответствующей степени свободы. Формулы для проверки эмпирического распределения элементов приведены в табл. 21.

Принятие проверяемой гипотезы аргументировалось следующими параметрами:  $A < 3$ ;  $\mathcal{E} < 3$ ;  $\chi^2_{\text{расч.}} < \chi^2_{\text{таб.}}$

Распределение элементов в природных средах всегда можно описать ограниченным числом законов: нормальным, логнормальным, отраженным логнормальным и логнормальным со сдвигом [Бондаренко, 1970]. По его

**Формулы для расчета статистических параметров распределения элементов в компонентах окружающей среды**

Статистические параметры	Расчетные формулы
Среднее:	
арифметическое	$\bar{x} = \Sigma x_i / N$
логарифмов	$\lg \bar{x} = \Sigma \lg x_i / N$
максимально правдоподобное	$C = 10^{\lg x + 1,1513 S_{\lg}^2}$
Дисперсия распределения:	
содержаний	$S^2 = \Sigma (x_i - \bar{x})^2 / N - 1$
логарифмов содержаний	$S_{\lg}^2 = \Sigma (\lg x_i - \lg \bar{x})^2 / N - 1$
Среднеквадратичное отклонение:	
среднее логарифмов содержаний	$S_{\lg} = \sqrt{\Sigma (\lg x_i - \lg \bar{x})^2 / N - 1}$
максимально правдоподобное	$S = \sqrt{\frac{(C_i - C)^2}{4} (10^{2,3026 S_{\lg}^2} - 1)}$
относительное, %	$S_r = 100 \sqrt{10^{2,3026 S_{\lg}^2} - 1}$
Коэффициент асимметрии	$A = \Sigma (x_i - \bar{x})^3 / N \cdot S^3 \sqrt{6(N+3)^{-1}}$ $A_{\lg} = \Sigma (\lg x_i - \lg \bar{x})^3 / N \cdot S_{\lg}^3 \sqrt{6(N+3)^{-1}}$
Коэффициент эксцесса	$\Theta = \Sigma \frac{(x_i - \bar{x})^4}{NS^4} - 3 / \sqrt{25(N+5)^{-1}}$ $\Theta = \Sigma \frac{(\lg x_i - \lg \bar{x})^4}{NS_{\lg}^4} - 3 / \sqrt{25(N+5)^{-1}}$
Коэффициент Пирсона	$\chi^2 = \Sigma (n_j - \dot{n}_j)^2 / n_j$
t-критерий Стьюдента	$t_c = (x_1 - x_2) / \sqrt{\frac{S^2 x_1}{N_1} + \frac{S^2 x_2}{N_2}}$
t-критерий Родионова	$t_r = \frac{\lg x_1 - \lg x_2 + 1,153 (S_{\lg}^2 x_1 - S_{\lg}^2 x_2)}{\sqrt{\frac{S_{\lg}^2 x_1}{N_1} + \frac{S_{\lg}^2 x_2}{N_2} + 2,65 \left[ \frac{S_{\lg}^4 x_1}{N_1 - 1} + \frac{S_{\lg}^4 x_2}{N_2 - 1} \right]}}$

Фоновое содержание	$x_{\phi} = 50 \%$ : частоты встречаемости
Флуктуации фона	$x_{\phi н.} \div x_{\phi в.} = x_{\phi} \pm mS$
Кларк концентрации	$K = x_{\phi} (C_{\phi}) / \text{кларк}$
Коэффициент концентрации	$K_{\kappa} = x(C_{\phi} \text{выборки}) / x_{\phi} (C_{\phi}) \text{рег.}$
Коэффициент аномальности, %	$K_{ан.} = 100 N_{ан} / N$

**Примечание:**  $x_i$  – содержание элемента в  $i$ -й пробе;  $\lg x_i$  – то же, но логарифм содержания;  $x_1$ - $x_2$  – средние содержания элемента в сравниваемых выборках 1 и 2;  $x_{\phi н.}$  – нижнее фоновое содержание;  $x_{\phi в.}$  – верхнее фоновое содержание, соответствует нижнему аномальному;  $m$  – эмпирический коэффициент;  $N_1$  и  $N_2$  число проб в сравниваемых выборках;  $N_{ан}$  – количество проб в выборке с аномальным содержанием элемента;  $n_j$  – число проб, попавших в  $j$ -й интервал;  $n'_j$  – теоретическое число наблюдений для  $j$ -го интервала [Шарапов, 1971]

мнению, в случае несоответствия эмпирического распределения нормальному или логнормальному закону, дальнейшую проверку гипотез о соответствии изучаемой функции какой-либо теоретической модели при геохимических исследованиях можно не проводить, так как среднее содержание элемента почти не отличается от математического ожидания. В таких случаях при оценке среднего содержания допустим подход с позиции модели логнормального закона распределения. Поэтому для выборок, в которых распределение элемента не согласуется ни с нормальным, ни с логнормальными законами, мы ограничились параметрами логнормальной модели.

При расчете статистических характеристик для нормального и логнормального распределения элементов, проводимом по формулам табл. 21, выявлялись следующие основные параметры: среднее арифметическое содержание при нормальном законе распределении –  $\bar{x}$ ; максимально правдоподобная оценка среднего при логнормальном –  $C$ ; региональный (и местный) фон –  $x_{\phi} (C_{\phi})$ ; 4) флуктуации фона  $x_{\phi н.} \div x_{\phi в.} (C_{\phi н.} \div C_{\phi в.})$ ; дисперсия распределения –  $S^2 (S_{lg}^2)$ ; стандартное отклонение –  $S (S_{lg})$ ; коэффициент корреляции –  $r$ ; коэффициенты концентрации –  $K_{\kappa}$ , аномальности –  $K_{ан.}$  и кларка концентрации –  $K$  (см. табл. 21).

Оценку средних величин нормального распределения элементов проводили по  $t$ -критерию Стьюдента, а логнормального – по более мощному  $t$ -критерию Родионова.

В экогеохимических исследованиях важное значение имеет выявление природных фоновых флуктуаций в распределении элементов, т. е. области их фоновых содержаний. Придерживаясь “Инструкции...” [1983], за среднее фоновое значение принимаем содержания:  $\bar{x}$  – среднеарифметические при нормальном законе распределения и  $C$  – максимально правдоподобную оценку среднего при логнормальном (см. табл. 21). К определению фоновой области единого подхода нет. К примеру, А. П. Соловов [1959] к фоновым содержаниям предлагает относить те, которые на гистограммах распределения находятся выше 10-процентного уровня встречаемости. “Инструкцией...” верхний фоновый порог рекомендуется устанавливать с учетом количества смежных аномальных точек (от 1 до 9). С учетом  $t$ -критерия Стьюдента и величины вероятности фоновую область определяют А. А. Беус и С. В. Григорян [1975], а В. А. Алексеенко и Г. В. Войткевич [1979] вместо  $t$ -критерия предлагают аргумент функции

Лапласа. Э. Н. Баранов [1987] применяет эмпирический коэффициент, отражающий масштаб поисков и вероятность обнаружения аномалий. "Временные методические..." [1962] предлагают использовать среднеквадратичную ошибку геохимического опробования. Н. А. Росляков [1981] и ряд других исследователей оценку флуктуации фона проводят с учетом среднеквадратичной случайной погрешности аналитического метода. Однако во всех случаях процедура сводится к прибавлению и вычитанию принятой величины к значению фона, выраженного как среднее арифметическое, среднее логарифмов содержаний или как максимально правдоподобная оценка среднего, а также и другие средние содержания элемента.

Опираясь на опыт оценки фоновой области с учетом среднеквадратичной случайной погрешности аналитического метода, остановимся на этом подходе, используя данные табл. 15 и 16, но вместо процентов в расчетах будем принимать абсолютные величины, а за эмпирический коэффициент  $m$  – тройной стандарт относительной погрешности анализа ( $3S$ , см табл. 21), т. е.  $x_{\text{фн.}} \div x_{\text{фв.}} = x_{\text{ф}} \pm 3S_{x_{\text{ф}}}$  анал. При логнормальном распределении вместо  $x_{\text{ф}}$  подставляется  $C_{\text{ф}}$ .

Однако кроме аналитической погрешности для каждой конкретной выборки свойственна флуктуация фона за счет неравномерного распределения элементов в среде опробования. Его учет производится с учетом цели и масштаба геохимических съемок. Для экогеохимических съемок, когда ставится задача выявления даже ослабленных аномалий, эмпирический коэффициент  $m$  оценивается по формуле  $m = 3/P$ , где  $P$  – количество точек, по которым выделяется аномалия.

Ослабленная аномалия считается представительной при  $P = 9$ . Тогда при тройном среднеквадратичном отклонении от фонового значения конкретной выборки ( $S_{\text{выборки}}$ ) расчетная формула флуктуации фона принимает вид:

$$x_{\text{фн.}} \div x_{\text{фв.}} = x_{\text{ф}} \pm S_{\text{выборки}} \text{ - при нормальном распределении;}$$

$$C_{\text{фн.}} \div C_{\text{фв.}} = C_{\text{ф}} \pm S_{\text{выборки}} \text{ - при логнормальном распределении.}$$

**Таблица 22**

**Вариации фоновых значений в почвах равнин, рассчитанные по погрешности анализа и среднеквадратичного отклонения в выборке**

Элемент	N	$x_{\text{ф}} (C_{\text{ф}})$	$3S_{x_{\text{ф}}}$ анал.	$x_{\text{фн.}} \div x_{\text{фв.}}$ анал.	$S_{\text{выборки}}$	$x_{\text{фн.}} \div x_{\text{фв.}}$ в выборке
Li	249	25,0	7,7	17,3–32,7	8,1	16,9–33,1
V	247	59,3	26,7	32,6–86,0	31,5	27,8–90,8
Cr	386	80,0	24,0	56,0–104	61,3	18,7–141,3
Mn	386	765	115	650–880	295	470–1060
Co	386	10,0	7,5	2,2–17,5	5,5	4,5–15,5
Ni	386	43,3	13,0	30,3–56,3	18,6	24,7–61,9
Cu	417	25,4	15,2	10,2–40,6	9,5	19,9–24,9
Zn	400	72,0	32,4	39,6–104	35,5	36,5–107,7
As	425	22,5	13,5	9,0–36,0	12,9	10,0–35,0
Rb	247	81,1	60,8	20,3–142	211	0–292
Sr	249	166	49,8	116–216	101	65,0–267
Cd	519	0,15	0,045	0,11–0,20	0,15	0–0,30
Cs	249	3,8	2,8	1,0–6,6	1,4	2,4–5,5
Ba	249	387	173	214–560	73,3	314–460
Hg	619	0,07	0,052	0,02–0,12	0,74	0–0,81
Pb	499	16,4	12,3	4,1–28,7	9,3	7,1–25,7

Поскольку используемые нами методы анализа по многим элементам имеют очень высокую воспроизводимость, флуктуации фоновых значений за счет аналитической погрешности для них значительно меньше геохимических вариаций (табл. 22). Они близки к геохимическим для элементов, среднеквадратичная относительная ошибка анализа которых достигала 20 % и более (Co, Rb, Cs, Pb). Поэтому в дальнейшем во всех таблицах фоновая область рассчитана на основе среднеквадратичного отклонения ( $S$ ) от значения фоновой величины конкретной выборки.

## **3.2. Основные тенденции фонового распределения микроэлементов и радиоактивных металлов в равнинных ландшафтах**

Почва представляет собой продукт взаимодействия воды, горных пород и живых организмов и потому может рассматриваться в качестве переходного звена между живой и неживой природой. Поскольку она сложена минеральными веществами, уровни концентраций микроэлементов в ней во многом определяются их содержанием в почвообразующих породах.

Основой оценки состояния (в том числе и загрязнения) почв является количественная характеристика их элементного состава. Диапазон же относительного содержания микроэлементов в почвах весьма широк, причем концентрация их для разных почвенных горизонтов также не есть величина постоянная.

В силу этого при подобного рода оценках необходимо использовать наряду с почвенными кларками такую величину, как региональный фон и их взаимоотношения.

### **3.2.1. Геофон микроэлементов в природных почвах равнинных ландшафтов**

В генерализованной по всем генетическим типам почв выборке распределение Li, Be, V, Ga, As, Zr, Cs не противоречит нормальному закону. У остальных элементов оно более сложное, условно принимаемое нами за логнормальное. В общем виде статистические параметры распределения элементов в почвах природных равнинных ландшафтов приведены в табл. 23.

Учитывая достаточно хорошую статистическую представительность выборок (от 190 анализов по Ti до 619 по Hg), можно относительно полно охарактеризовать главные региональные тенденции распределения микроэлементов в равнинных почвах.

Сравнительно со средними содержаниями элементов, определенными А. П. Виноградовым [1962] и Д. П. Малюгой [1963], в почвах региона накапливаются Hg, As, P, меньше Pb, Zn, Rb, Mo, Cu, т. е. элементы рудных полей горных районов Юга Сибири. Их кларк концентрации варьирует от 1,27 до 7 (см. К в табл. 23). В отдельных точках содержания этих элементов в 2–5 раз превышают ПДК для почв (сравни данные табл. 2 с  $x_{\text{max}}$  табл. 23). Необходимо обратить внимание на крайне высокую относительно кларка концентрацию у ртути. Думается, что ее К несколько завышен в силу очень низкого кларка для ртути в почвах, определенного А. П. Виноградовым более 30 лет назад. Обеднены равнинные почвы Cd, Cr, Be, Ga, в меньшей мере Zr, Sr, V, Ti ( $K = 0,3-0,75$ ). Для остальных эле-

Распределение элементов в почвах природных ландшафтов равнин  
(генерализованная выборка, см. рис. 6)

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры				
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K
Li	249	6,7	47,4	25,4	8,1	2,5	-0,4	25,0	0,83
Be	269	0,1	8,0	2,6	1,5	2,8	-0,5	2,2	0,37
P	482	1,0	2000,0	583,3	304,8	14,1	15,5	464,4	4,22
Sc	327	1,0	80,0	15,8	10,1	6,9	13,7	14,8	2,11
Ti	190	300,0	10000	4295,8	2059,9	6,0	3,2	3428,2	0,74
V	247	11,1	155,5	63,8	31,5	2,9	-1,4	59,3	0,59
Cr	386	16,6	775,0	91,5	61,3	44,3	184,5	80,0	0,40
Mn	386	180,0	4400	779,4	295,3	40,5	233,3	764,8	0,90
Co	386	1,5	33,0	8,8	5,5	4,2	2,0	10,0	1,0
Ni	386	4,0	142,8	36,6	18,6	14,4	23,3	43,3	1,08
Cu	417	2,0	60,0	25,1	9,5	1,9	3,4	25,4	1,27
Zn	400	10,0	334,0	76,6	35,5	33,5	101,3	72,0	1,44
Ga	267	1,0	40,0	16,4	7,9	1,9	-1,2	14,6	0,46
As	425	1,29	55,1	22,0	12,9	1,1	-3,8	22,5	4,5
Rb	247	16,8	945,4	148,7	210,7	17,2	17,7	81,1	1,35
Sr	249	102,8	976,4	191,5	101,4	28,0	74,4	166,1	0,55
Zr	269	1,0	500,0	246,3	95,0	-2,1	-0,1	204,2	0,68
Mo	312	1,0	20,0	3,5	1,7	30,0	114,9	2,7	1,35
Cd	519	0,01	1,87	0,18	0,15	39,1	161,2	0,15	0,30
Cs	249	0,7	8,1	3,9	1,4	1,4	0,0	3,8	0,76
Ba	249	42,0	628,6	383,0	73,3	-5,5	14,8	387,3	0,78
Hg	619	0,002	9,35	0,21	0,74	87,8	429,4	0,07	7,0
Pb	499	4,0	60,0	19,7	9,3	4,4	-0,3	16,4	1,64

**Примечание.** Содержания Li, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Rb, Sr, Cs, Ba, Hg, As, Cd приведены по данным атомно-абсорбционного анализа; Be, P, Sc, Ti, Ga, Zr, Mo, Pb – приближенного количественного спектрального анализа; Tl, B, Gd, Eu, Bi, Re, In, Ge, Hf, Ta, W не обнаружены; Ce, La, Nb, Y, Yb, Se встречаются крайне редко, поэтому здесь и далее не рассматриваются; остальные условные обозначения те же, что и в табл. 21. Вариации фона приведены в табл. 22.

ментов отклонения от кларкового уровня находятся в пределах как точности самого анализа, так и допустимого стандартного отклонения.

Особенности, характеризующие закон распределения каждого элемента, наиболее вероятная частота его встречаемости и вариации аномальных значений при уровне достоверности 90 % частоты встречаемости, достаточно наглядно показаны на рис. 7.

Поскольку рассчитанные параметры каждого элемента характеризуют генеральную выборку почв природных ландшафтов для региона в целом, примем их за региональные фоновые величины. На этом фоне фиксируются отдельные аномальные точки с содержанием выше и ниже его допустимых порогов. Природа аномалийных концентраций будет обсуждена отдельно.

Небезынтересно рассмотреть распределение элементов в почвах каждой ландшафтной зоны равнин и в генетических типах почв отдельно. Для этого, помимо кларка концентрации, введен еще один параметр – коэффициент концентрации –  $K_{\text{к}}$ . Суть его заключается в том, что местное фоновое содержание элемента нормируется по его региональному фону,

т. е. делается попытка уйти от нормированных по кларку значений и учесть, по возможности, специфику исследуемого в регионе типа почв.

Конечно, для столь обширной территории полученные результаты достаточно ориентировочны, тем не менее, они вполне характеризуют закономерности, свойственные тому или иному типу равнинных почв юга Западной Сибири.

**В зоне тайги** наиболее распространены болотные верховые торфяные и торфянистые почвы, нередко глеевые, болотно-луговые, сильно- и средне-дерново-подзолистые, дерново-глеевые и подзолисто-глеевые [Почвенная карта., 1977]. Основные тенденции распределения тяжелых металлов в болотных и подзолистых почвах отражены в табл. 24, 25.

Отчетливо видна повторяемость общих тенденций распределения микроэлементного состава, присущих для регионального фона: в сравнении с кларками для почв таежной зоны повышенный фон имеют Hg, As, Rb, Pb, Cu и Zn и пониженный – Cd, Cr, Sr.

Относительно регионального фона в болотных и подзолистых почвах в незначительных количествах накапливаются почти все из рассматриваемых элементов. Более охотно идет накопление в болотных почвах кадмия ( $K_k = 1,53$ , см. табл. 24).

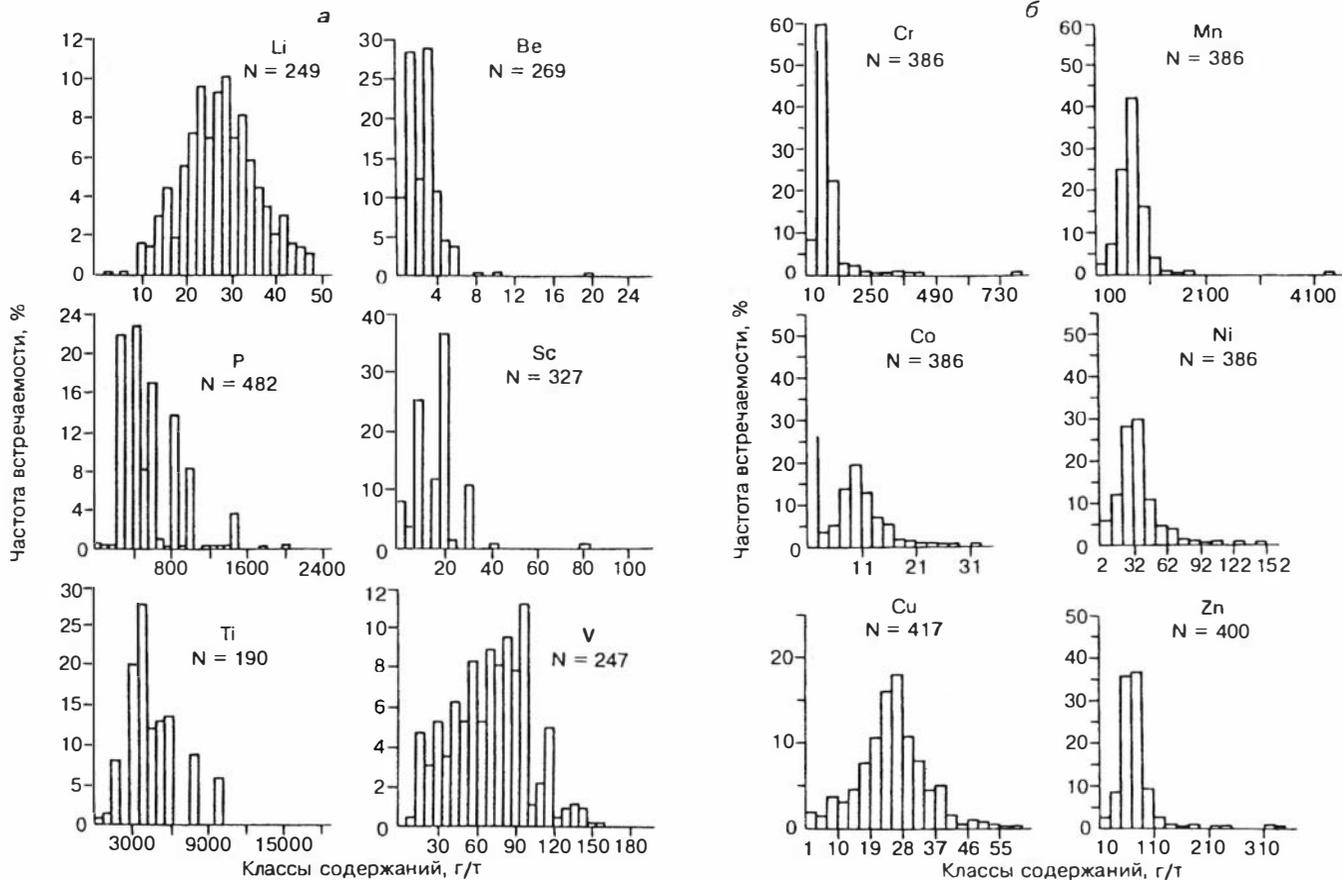
По сравнению с генерализованными выборками по почвам равнинных ландшафтов в целом и зоны тайги в частности (табл. 23 и 26), в выборках по генетическим типам почв распределение большинства из рассматриваемых элементов не противоречит нормальному закону.

Таблица 24

Распределения элементов в болотных почвах зоны тайги

Элемент	N	Содержание, г/г			Статистические параметры						
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	$x_{\text{фн.}} \div x_{\text{фв.}}$	K	$K_k$
Li	41	17,0	47,4	29,9	7,5	0,6	-1,2	30,0	22,5-37,5	1,0	1,20
V	41	20,0	140	83,0	31,9	-0,7	-1,1	83,0	51,5-114	0,83	1,40
Cr	41	55,5	406	106	59,9	9,3	18,4	107	47,5-166	0,54	1,34
Mn	44	260	1300	816	25,7	-0,8	-0,6	810	784-836	0,95	1,06
Co	41	2,0	22,0	8,7	5,6	1,7	-0,7	9,0	3,4-14,6	0,90	0,90
Ni	41	10,0	75,0	38,7	13,9	0,6	0,1	39,0	25,5-52,5	0,98	0,91
Cu	46	8,0	40,0	26,8	7,0	-2,3	0,9	27,0	20,0-34,0	1,35	1,06
Zn	46	30,0	110	73,5	17,2	-1,5	-0,3	74,0	56,8-91,2	1,48	1,03
As	70	3,0	48,0	23,9	12,4	-0,6	-1,8	24,0	11,6-36,4	4,80	1,07
Rb	41	54,3	108	81,7	12,7	0,7	-0,6	82,0	69,3-94,4	1,37	1,01
Sr	41	110	976	218	147	9,8	20,6	220	73-367	0,73	1,32
Cd	70	0,02	0,63	0,17	0,1	4,7	6,3	0,23	0,13-0,33	0,46	1,53
Cs	41	1,8	8,1	4,4	1,4	1,1	-0,4	4,5	3,1-5,9	0,98	1,29
Ba	41	170	516	398	71,0	-3,5	2,5	400	329-471	0,80	1,03
Hg	43	0,005	1,04	0,077	0,16	13,9	38,2	0,09	0-0,21	9,00	1,29
Pb	42	6,0	40,0	19,8	8,3	0,5	-0,7	20,0	11,7-28,3	2,00	1,22

**Примечание.** Здесь и в следующих подобных таблицах результаты приведены по данным атомно-абсорбционного анализа, а условные обозначения те же, что и в табл. 21.



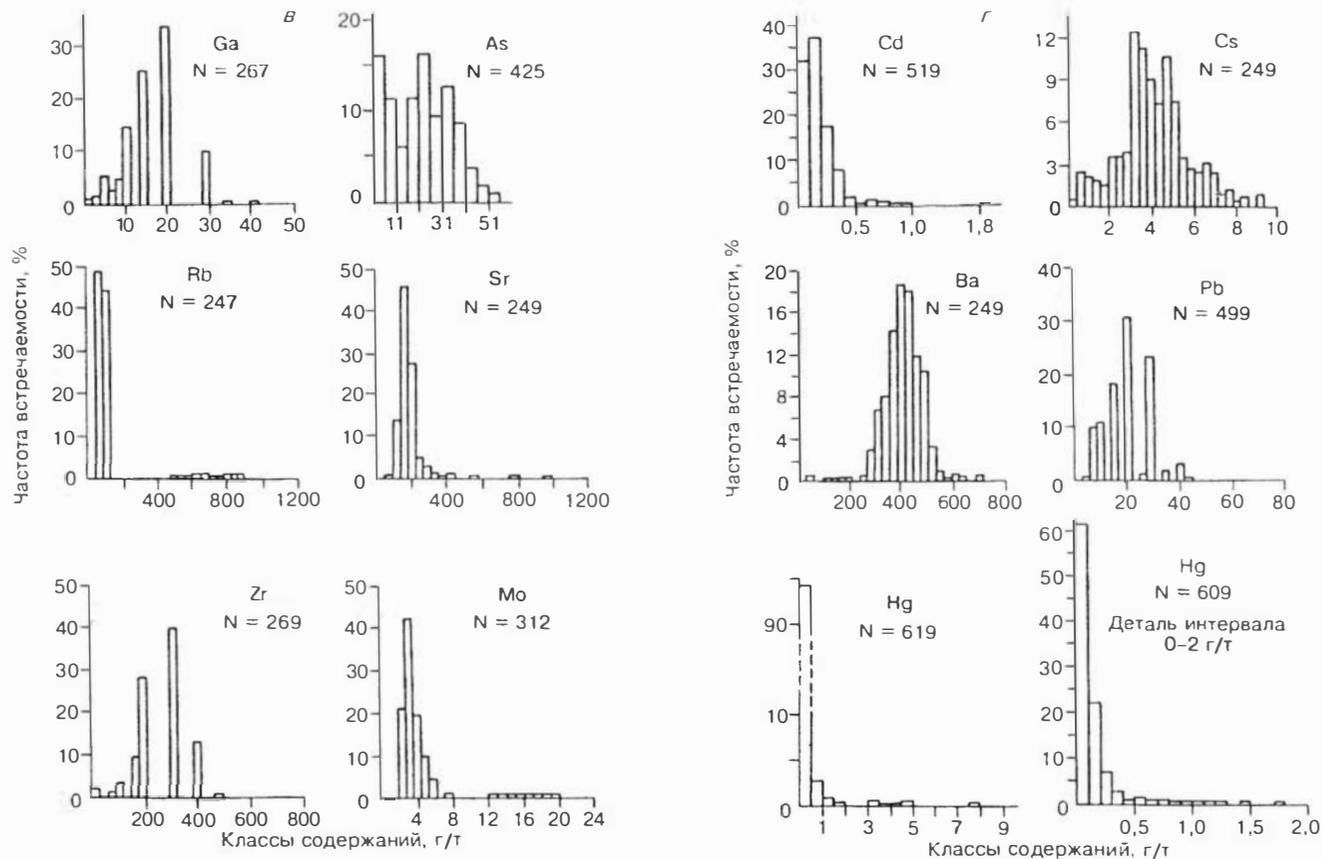


Рис. 7. Гистограммы распределения Li, Be, P, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Rb, Sr, Zr, Mo, Cd, Cs, Ba, Hg и Pb в почвах ландшафтов равнин (по данным атомно-абсорбционного анализа). N – количество проб в выборке.

Распределение элементов в подзолах зоны тайги

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры							
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	$x_{\phi_{н.}} \div x_{\phi_{в.}}$	K	$K_k$	
Li	52	20,0	60,0	30,8	9,7	4,2	3,6	27,2	17,5-36,9	0,9	1,1	
V	60	20,0	300	79,8	40,7	8,4	20,0	67,5	26,8-108	0,7	1,1	
Cr	9	62,5	127	96,6	20,9	-0,5	-0,9	18,0	0-38,9	0,1	0,23	
Mn	18	10,0	2000	783	580	1,1	-1,0	768	188-1348	0,9	1,0	
Co	9	2,0	18,0	8,9	4,5	0,6	-0,3	16,8	12,3-21,3	1,7	1,7	
Ni	9	32,0	52,0	40,0	7,2	1,0	-0,9	38,7	31,5-45,9	1,0	0,9	
Cu	62	20,0	80,0	47,6	18,7	1,5	-1,6	45,1	25,4-63,8	2,3	1,8	
Zn	60	20,0	150	53,0	27,9	3,6	1,4	46,6	18,7-74,5	0,9	0,7	
As	18	2,0	33,9	8,8	10,0	2,3	0,1	8,0	0-18,0	1,6	0,4	
Rb	9	62,1	96,9	81,2	12,1	-0,2	-1,2	83,4	71,3-95,6	1,4	1,0	
Sr	9	153	206	179	18,5	0,1	-1,2	177	158-196	0,6	1,1	
Cd	6	0,05	0,44	0,21	0,17	0,4	-1,3	0,19	0,02-0,36	0,4	1,3	
Cs	9	3,2	6,8	4,6	1,2	0,7	-0,8	4,4	3,2-5,6	0,9	1,2	
Ba	56	200	1000	391	221	3,0	0,4	380	159-601	0,8	1,0	
Hg	62	0,010	0,650	0,084	0,086	16,1	47,6	0,07	0,0-0,16	7,0	1,0	
Pb	62	6,0	40,0	20,3	10,0	0,6	-1,7	21,8	11,8-31,8	2,2	1,3	

Таблица 26

Распределение элементов в почвах зоны тайги (генерализованная выборка в целом по зоне)

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры							
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	$x_{\phi_{н.}} \div x_{\phi_{в.}}$	K	$K_k$	
Li	93	17,0	60,0	30,2	8,7	3,7	2,9	28,4	19,7-37,1	0,94	1,14	
V	101	20,0	300	81,1	37,2	4,4	11,3	73,8	36,6-111	0,75	1,22	
Cr	50	55,5	406	104	52,9	4,4	9,3	91,0	38,1-144	0,46	1,14	
Mn	62	10	2000	806	201	1,4	-1,9	798	597-999	0,95	1,03	
Co	50	2,0	22,0	8,7	5,9	0,3	-0,6	14,4	9,0-20,3	1,44	1,44	
Ni	50	10,0	75,0	38,9	12,7	0,6	-0,2	38,9	26,2-51,6	0,99	0,91	
Cu	108	8,0	80,0	38,7	13,0	-3,1	-0,5	39,9	26,9-52,2	1,99	1,49	
Zn	106	20,0	150	61,9	23,3	3,9	0,9	58,3	35,0-81,6	1,06	0,84	
As	88	2,3	48,0	20,5	12,0	1,8	-1,6	20,7	8,7-32,7	4,04	0,93	
Rb	50	54,3	108	80,8	12,6	0,5	-1,1	82,2	68,6-94,8	1,38	1,01	
Sr	50	110	976	211	104	7,6	15,2	212	108-316	0,71	1,28	
Cd	76	0,02	0,63	0,17	0,11	3,3	5,2	0,22	0,11-0,33	0,45	1,51	
Cs	50	1,8	8,1	4,4	1,6	1,0	-1,0	4,5	2,9-6,1	0,97	1,26	
Ba	97	170	1000	394	215	-3,2	2,2	389	174-604	0,80	1,01	
Hg	105	0,005	1,04	0,081	0,12	15,1	42,2	0,08	0,04-0,20	7,85	1,12	
Pb	104	6,0	40,0	20,1	9,3	7,2	18,9	21,1	11,8-30,4	2,12	1,27	

**В лесостепной зоне** доминируют черноземные и лесные оподзоленные почвы, а в северо-западной части существенную роль начинают играть солончаковые лугово-черноземные и луговые почвы, лугово-болотные солончаковые разности и солонцы (глубоко-, средне-, высокостолбчатые и корковые). Среди черноземов вблизи зоны тайги более распространены оподзоленные типы. По мере удаления от этой зоны все большую роль играют выщелоченные черноземы, которые с приближением к степной зоне сменяются обыкновенными черноземами и лугово-черноземными почвами. В предгорной части появляются черноземы типичные. Среди лесных почв преобладают серые и темно-серые оподзоленные.

Характер распределения микроэлементов в почвах лесостепной зоны отражен в табл. 27 и на рис. 8.

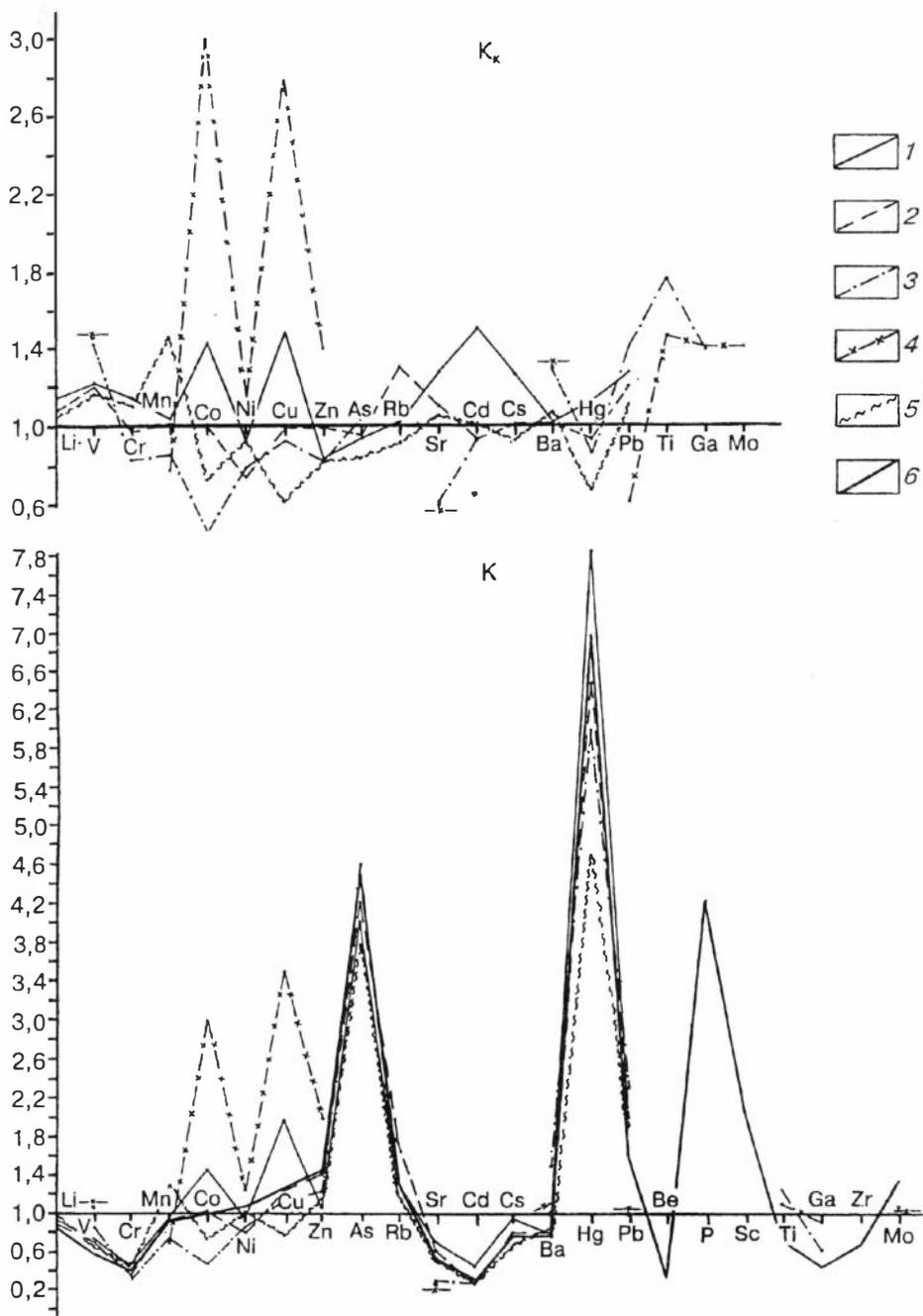
Из сопоставления величин  $K$  и  $K_k$  табл. 26 и 27 можно заключить, что в почвах лесостепной зоны по сравнению с почвами зоны тайги заметно понижены содержания  $Co$ ,  $Cu$  и  $Cd$ , но повышены концентрации  $Zn$ ,  $As$ ,  $Rb$ , отчасти  $Hg$  (см. рис. 8). Относительно регионального фона почвы лесостепной зоны более богаты  $V$ ,  $Rb$  и  $Pb$  ( $K_k = 1,2-1,3$ ). Содержания остальных рассматриваемых элементов в этих почвах находятся практически на уровне регионального фона (см.  $K_k$  в табл. 27).

В связи с большим разнообразием генетических типов почв в лесостепной зоне, покажем распределение элементов в наиболее распространенных типах дифференцированно.

Таблица 27

Распределение элементов в почвах лесостепной зоны  
(генерализованная выборка в целом по зоне)

Элемент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры						
		$x_{min}$	$x_{max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{ф}$	$x_{фн} \div x_{фв}$	K	$K_k$
Li	278	6,7	46,3	26,5	8,2	0,5	-1,1	27,0	18,8-35,2	0,9	1,08
V	273	11,1	156	68,2	30,2	0,45	-1,4	69,2	39,0-99,4	0,7	1,2
Cr	307	16,6	775	92,3	67,0	37,7	143	77,5	10,5-144	0,39	0,97
Mn	307	180	1900	773	215	3,0	10,6	774	559-789	0,91	1,01
Co	307	1,5	33,0	9,2	5,2	2,1	2,3	10,0	4,8-15,2	1,0	1,0
Ni	307	4,0	125	35,7	18,2	11,6	13,4	32,0	13,8-20,2	0,8	0,74
Cu	333	2,0	60,0	25,5	9,9	2,3	2,8	25,1	15,2-35,0	1,26	0,99
Zn	316	10,0	334	78,4	38,6	28,6	77,1	71,4	32,8-110	1,43	0,99
As	325	1,29	52,5	20,8	12,7	1,2	-4,2	21,1	8,4-33,8	4,22	0,94
Rb	273	16,8	921	122	173	14,6	29,5	106	0-279	1,8	1,3
Sr	278	80,0	731	185	71,9	15,2	43,6	175	103-247	0,6	1,1
Cd	424	0,01	1,87	0,18	0,15	37,7	157	0,14	0-0,29	0,28	0,93
Cs	226	0,4	9,2	4,1	1,5	0,1	-0,6	3,9	1,4-5,4	0,8	1,0
Ba	278	42,0	688	420	85,6	2,8	3,0	411	325-497	0,8	1,1
Hg	470	0,003	9,35	0,23	0,84	68,2	291	0,065	0-0,91	6,5	0,93
Pb	289	4,0	40,0	19,1	8,1	3,0	2,7	20,2	12,1-28,3	2,0	1,2



**Рис. 8.** Вариации кларков концентрации ( $K$ ) и коэффициентов концентрации ( $K_k$ ) элементов в почвах в зависимости от ландшафтной зональности Западно-Сибирской равнины.

Зона: 1 – тайги, 2 – лесостепная, 3 – степей, 4 – сухих степей, 5 – межзональных аллювиальных почв; 6 – генерализованная совокупность почв ландшафтов равнин.

Распределение элементов в серых лесных оподзоленных почвах лесостепной зоны

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K	$K_k$
Li	47	15,0	41,0	27,8	5,8	0,0	-0,5	28,0	0,93	1,12
V	47	20,0	111	70,9	26,1	-1,3	-1,6	71,0	0,71	1,20
Cr	50	55,5	138,2	92,8	17,1	0,3	0,1	92,8	0,47	1,16
Mn	50	260	4400	945	590	12,3	33,2	796	0,94	1,04
Co	50	2,0	26,0	8,6	6,1	3,3	0,8	8,0	0,8	0,8
Ni	50	9,8	82,0	39,1	13,6	1,2	2,5	39,1	0,95	0,88
Cu	55	6,0	42,3	26,4	8,1	-2,6	1,2	26,4	1,37	1,10
Zn	55	30,0	104	73,1	16,8	-3,2	0,8	79,2	1,58	1,1
As	68	3,0	55,1	27,7	12,2	1,2	-0,4	27,7	4,9	1,09
Rb	47	46,8	921	137	186	8,8	11,6	140	2,33	1,73
Sr	47	120	244	182	26,0	-0,1	-0,9	180	0,6	1,08
Cd	68	0,02	0,87	0,21	0,14	6,1	8,9	0,2	0,4	1,33
Cs	26	1,7	8,3	4,1	1,2	-0,5	-0,7	1,2	0,24	0,32
Ba	47	278	688	444	83,6	1,4	0,9	445	0,89	1,15
Hg	97	0,003	1,75	0,21	0,25	13,2	31,0	0,12	12,0	1,71
Pb	54	6,0	40,0	19,8	9,4	1,1	-1,1	20,0	2,0	1,22

Таблица 29

Распределение элементов в темно-серых лесных оподзоленных почвах лесостепной зоны

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K	$K_k$
Cr	6	70,0	108	88,2	17,3	0,2	-1,4	88,9	0,43	1,06
Mn	6	510	1088	825	215	-0,3	-1,2	825	1,02	1,13
Co	6	9,0	13,0	11,3	2,0	-0,3	-1,4	11,3	1,2	1,2
Ni	6	26,0	31,0	29,0	1,9	-0,4	-1,0	29,0	0,73	0,67
Cu	6	18,0	27,0	22,0	3,3	0,4	-1,1	22,0	1,05	0,83
Zn	6	62,0	110	88,7	19,0	-0,4	-1,2	88,7	1,8	1,25
Cd	6	0,07	0,31	0,152	0,08	0,3	-0,8	0,15	0,28	0,93
Hg	6	0,03	0,096	0,067	0,02	-0,5	-0,7	0,07	7,0	1,0

Серые и темно-серые лесные почвы по приведенным в табл. 28 и 29 элементам отличаются мало. Серые почвы более богаты Mn, Cu, Cd и Hg, тогда как в темно-серых более охотно накапливается Co.

В общей выборке черноземов, как и у предыдущих почв, наблюдается относительно регионального фона накопление V, Rb и Pb (табл. 30). Обращает на себя внимание более низкое относительно кларка содержание сурьмы. У оподзоленных черноземов большинство из рассматриваемых элементов находится на уровне регионального фона, а у выщелоченных разностей коэффициент концентрации почти всех элементов  $< 1$ . Особенно обеднены эти разновидности почв мышьяком и никелем (см.  $K_k$ , табл. 31, 32). В черноземах обыкновенных мышьяк, наоборот, накапливается. Совместно с ним идет накопление кадмия, ртути, а также лития (табл. 33).

Таким образом, на примере черноземов видно, что содержание в них тяжелых металлов непостоянно и по мере перехода от зоны тайги к зоне степей оно относительно фона сначала уменьшается, а затем возрастает. Наибольший спектр элементов-накопителей наблюдается у солонцов (табл. 34) Для луговых и лугово-болотных почв каких-либо типоморфных микро-элементов не установлено (табл. 35). Можно лишь отметить недостаток в них Co, а также As.

Таблица 30

Распределение элементов в черноземных почвах лесостепной зоны

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры						
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	$x_{\phi_{\text{н}}} \div x_{\phi_{\text{в}}}$	K	$K_k$
Li	193	10,0	45,5	26,1	7,7	0,8	-1,3	26,3	19,99-32,61	0,88	1,05
V	188	11,1	156	67,6	29,3	0,9	-1,3	156	103-209	1,56	2,63
Cr	255	9,0	775	80,1	57,8	49,1	269,0	75,0	54,0-96,0	0,38	0,94
Mn	255	20,0	1423	733	211	-3,6	4,7	750	638-862	0,88	0,98
Co	255	0,31	33,0	9,3	5,2	3,2	4,1	10,0	2,5-17,5	1,0	1,0
Ni	255	3,3	143	33,3	19,0	14,6	26,2	31,0	21,7-40,3	0,78	0,72
Cu	260	3,0	60,0	24,8	9,8	3,7	3,1	25,0	10,0-40,0	1,25	0,98
Zn	258	10,0	334	81,2	44,6	20,8	44,4	72,8	40,4-106	1,46	1,01
As	127	2,0	47,9	18,7	12,7	2,0	-2,0	18,7	8,0-29,4	3,74	0,83
Rb	188	40,0	885	118	167,2	22,3	39,3	121	39,2-212	2,02	1,49
Sr	193	80,0	731	178	72,8	20,8	56,6	185	130-241	0,62	1,11
Cd	241	0,01	1,87	0,18	0,17	31,8	127	0,15	0,11 <sup>+</sup> -0,19	0,3	1,0
Sb	77	1	10	2,63	2,49	3,2	2,4	1,8	0,01-4,3	0,52	
Cs	166	0,4	7,2	3,7	1,3	-0,9	1,5	3,5	0,0-0,0	0,7	0,92
Ba	193	42,0	686	412	72,8	-0,9	9,8	420	260-580	0,84	1,08
Hg	297	0,003	1,45	0,105	0,16	37,3	117,4	0,06	0,013-0,107	6,0	0,86
Pb	271	4,0	60,0	18,8	8,6	5,0	3,3	20,5	2,05-38,95	2,05	1,25

Таблица 31

Распределение элементов в черноземах оподзоленных лесостепной зоны

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K	$K_k$
Cr	23	41,0	124,0	81,5	19,8	0,3	-0,7	81,5	0,4	1,0
Mn	23	419,0	1020	819	153	-1,7	0,4	819	1,0	1,1
Co	23	6,9	13,0	10,4	1,4	-1,2	0,1	10,4	1,0	1,0
Ni	23	22,0	89,3	31,0	13,3	7,5	14,1	27,0	0,7	0,6
Cu	25	14,0	30,0	23,1	3,5	-0,9	0,0	23,1	1,2	0,9
Zn	23	42,0	115	73,3	19,8	0,8	-0,8	73,3	1,5	1,0
As	3	4,0	11,0	8,7	4,0	-0,4	-1,3	8,7	1,7	0,4
Cd	24	0,04	0,29	0,14	0,06	1,5	-0,1	0,14	0,3	0,9
Hg	27	0,031	0,12	0,07	0,023	1,4	-0,4	0,07	7,0	1,0

Таблица 32

## Распределение элементов в черноземах выщелоченных лесостепной зоны

Элемент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\Phi}$	K	$K_k$
Cr	57	9,0	193,0	72,2	32,1	3,7	5,3	71,0	0,36	0,89
Mn	57	20,0	1133,0	717,2	286,2	-3,3	0,6	782,0	0,92	1,02
Co	57	0,31	20,0	8,2	4,5	-0,1	-0,9	8,2	0,82	0,82
Ni	57	3,3	107,1	32,9	21,4	5,7	6,7	30,0	0,75	0,69
Cu	57	3,0	40,0	23,2	8,5	-2,0	-0,1	23,2	1,16	0,91
Zn	57	10,0	126,0	68,8	25,1	-0,9	-0,3	68,8	1,38	0,96
As	20	3,0	33,3	12,2	9,5	1,8	-0,6	12,2	2,44	0,54
Cd	52	0,01	0,32	0,13	0,07	1,3	-0,3	0,13	0,26	0,87
Hg	71	0,01	0,9	0,098	0,134	15,3	37,5	0,06	6,0	0,86

Таблица 33

## Распределение элементов в черноземах обыкновенных лесостепной зоны

Элемент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\Phi}$	K	$K_k$
Li	47	15,0	41,1	27,8	5,8	0,0	-0,5	42,0	1,4	1,68
Cr	47	15,0	385	115	80,1	5,4	4,6	92,8	0,46	1,16
Mn	47	103	1150	797	178,3	-3,4	5,9	796	0,94	1,04
Co	47	2,0	26,0	8,7	6,9	2,6	-0,2	8,0	0,8	0,8
Ni	47	15,5	89,3	41,3	14,0	2,5	2,4	39,1	0,98	0,90
Cu	53	6,0	43,3	24,1	9,3	0,1	-0,1	26,4	1,32	1,04
Zn	53	30,0	148	74,0	20,7	1,0	4,0	79,2	1,58	1,1
As	41	3,0	55,1	19,0	15,1	2,3	-0,8	27,7	5,54	1,23
Cd	35	0,03	0,87	0,18	0,16	6,5	10,3	0,2	0,4	1,33
Hg	72	0,005	0,150	0,057	0,033	3,7	0,7	0,12	12,0	1,71

Таблица 34

## Распределение элементов в солонцах лесостепной зоны

Элемент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\Phi}$	K	$K_k$
Li	67	10,1	46,9	30,1	9,3	0,1	-0,3	46,0	1,53	1,84
V	65	15,3	144	76,5	27,7	0,2	-0,1	76,0	0,76	1,28
Cr	67	8,0	450	87,4	65,6	11,4	24,9	90,2	0,45	1,13
Mn	67	180	1333	781	260	-1,0	-0,7	779	0,92	1,02
Co	67	2,0	22,0	5,5	5,0	4,4	1,3	6,7	0,67	0,67
Ni	67	10,0	100	40,5	16,1	3,4	2,7	42,7	1,07	0,99
Cu	67	4,0	48,0	26,0	7,8	-0,7	1,3	26,0	1,30	1,02
Zn	67	26,6	443	81,4	47,5	22,3	82,0	87,9	1,76	1,22
As	139	1,0	47,9	21,8	13,4	0,1	-3,5	22,1	4,42	0,98
Rb	65	59,4	945	177	228	7,4	5,5	180	3,0	2,22
Sr	67	95,0	759	179	113	12,9	25,4	183	0,61	1,10
Cd	137	0,01	0,79	0,18	0,11	10,0	16,5	0,20	0,4	1,33
Cs	51	0,2	9,2	4,9	2,2	-0,3	0,7	5,1	1,02	1,34
Ba	67	120	500	400	60,8	-6,0	9,2	425	0,85	1,10
Hg	114	0,002	0,322	0,072	0,07	6,6	4,5	0,05	5,0	0,71
Pb	110	6,0	50,0	24,2	8,6	0,6	-0,7	23,9	2,39	1,46

Распределение элементов в луговых почвах лесостепной зоны

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K	$K_k$
Li	38	6,7	46,3	26,8	10,2	0,4	-1,2	25,8	0,9	1,0
V	38	20,0	143	67,6	33,1	0,9	-1,1	65,3	0,7	1,1
Cr	38	40,0	350	92,7	53,2	8,4	16,3	81,4	0,4	1,0
Mn	38	200	1069	711	216	-1,3	-0,3	700	0,8	0,9
Co	38	2,0	16,0	3,7	3,0	6,5	8,7	13,8	0,3	0,3
Ni	38	12,5	70,0	37,2	14,7	1,5	-0,6	36,1	0,9	0,8
Cu	38	7,0	36,0	23,0	6,8	-1,3	-0,1	22,4	1,1	0,9
Zn	38	42,5	192	75,5	24,3	7,2	14,8	69,2	1,4	1,0
As	51	2,0	47,9	12,8	11,1	3,1	0,5	10,8	2,2	0,5
Rb	38	16,8	667	116	153	7,7	9,6	96,8	1,6	1,2
Sr	38	90,0	650	202	106	6,8	9,6	187	0,6	1,1
Cd	51	0,03	0,50	0,16	0,10	4,3	3,1	0,12	0,2	0,8
Cs	34	0,5	9,2	4,6	2,6	0,6	-1,5	4,5	0,9	1,2
Ba	38	52,2	523	382	96,2	-4,0	4,5	372	0,7	1,0
Hg	51	0,003	0,208	0,064	0,050	3,7	1,1	0,05	5,0	0,7
Pb	64	4	35	19,5	7,5	0,1	-1,1	18,7	1,9	1,1

Таблица 36

Распределение элементов в лугово-болотных солончаковых почвах

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K	$K_k$
Cr	8	55,0	115	87,5	20,3	-0,1	-1,1	87,5	0,42	1,05
Mn	8	464,0	790	626	94,1	0,1	-0,5	626	0,73	0,81
Co	8	9,0	13,0	9,8	1,4	2,0	0,6	9,8	0,9	0,9
Ni	8	21,0	28,0	24,8	2,8	-0,3	-1,3	24,8	0,64	0,59
Cu	8	19,0	32,0	25,1	4,0	0,1	-0,8	25,1	1,28	1,0
Zn	8	51,0	74,0	63,0	8,7	-0,1	-1,3	63,0	1,3	0,90
As	4	1,29	19,8	7,5	8,5	0,7	-1,2	7,5	0,9	0,9
Cd	8	0,09	0,12	0,10	0,01	0,4	-1,1	0,10	0,2	0,67
Hg	8	0,03	0,073	0,049	0,014	0,4	-1,0	0,05	5,0	0,71
Pb	8	10,0	70,0	28,5	18,3	4,9	5,1	26,9	2,69	1,64

**Зона степей** представлена главным образом южными черноземами, меньше лугово-черноземными солонцеватыми и лугово-болотными солончаковыми почвами. На северо-западе зоны развиты солонцы глубоко- и среднестолбчатые. Микроэлементный состав солонцов в зоне степей аналогичен составу солонцов из предыдущей зоны (см. табл. 34). В лугово-болотных солончаковых почвах относительно регионального фона понижены содержания Ni, Cd и Hg, что и отличает их от луговых почв лесостепной зоны (сравни  $K_k$  табл. 35 и 36). В южных черноземах понижены содержания только Ni, при относительном накоплении Co, Pb, частично Zn и Hg (табл. 37).

Распределение элементов в черноземах южных степной зоны

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\Phi}$	K	$K_K$
Cr	11	69,0	120	87,8	15,1	1,0	-0,5	87,8	0,44	1,10
Mn	11	600	867	734	86,6	0,3	-1,1	734	0,86	0,96
Co	11	9,0	16,0	12,2	2,1	0,4	-1,1	12,2	1,22	1,22
Ni	11	22,0	41,0	30,1	7,3	0,3	-1,6	30,1	0,75	0,69
Cu	11	17,0	39,0	27,4	8,8	0,1	-1,6	27,4	1,37	1,08
Zn	11	52,0	120	83,5	26,7	0,2	-1,5	83,5	1,67	1,16
As	6	13,5	42,3	22,2	10,4	1,3	-0,4	22,2	4,44	0,99
Cd	17	0,02	0,29	0,12	0,08	1,0	-0,8	0,12	0,24	0,8
Hg	9	0,036	0,21	0,08	0,061	1,7	-0,1	0,08	8,0	1,14
Pb	23	5,0	180	30,0	18,7	3,3	2,8	27,3	2,73	1,55

Таблица 38

Распределение элементов в почвах степной зоны (генерализованная выборка)

Эле- мент	N	Содержания, г/т			Статистические параметры						
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\Phi}$	$x_{\Phi} \div x_{\Phi_{\text{в.}}}$	K	$K_K$
Ti	29	2000	7000	5970	930	4,7	3,9	5800	4870-6730	1,26	1,76
V	29	70,0	100	84,2	12,1	1,2	1,8	85,0	72,9-97,1	0,85	1,43
Cr	29	26,6	216	80,4	45,2	3,6	2,2	66,6	21,4-112	0,33	0,83
Mn	29	273	936	630	177	-1,0	-1,0	650	473-827	0,77	0,85
Co	29	2,0	24,0	5,1	5,3	4,7	4,6	2,5	0-7,8	0,46	0,46
Ni	29	10,0	143	41,0	27,7	4,8	5,5	33,3	5,6-61,0	0,84	0,78
Cu	29	7,2	39,0	22,6	7,2	0,1	-0,1	23,3	16,1-30,5	1,16	0,92
Zn	29	26,6	120	61,2	17,5	-0,6	-1,4	60,7	43,2-78,2	1,21	0,83
Ga	29	15,0	27,0	20,6	6,2	0,4	1,6	20,0	13,8-26,2	0,62	1,39
As	32	2,0	42,3	22,8	12,7	-0,8	-1,4	23,1	10,4-35,8	4,62	1,03
Sr	27	80,0	112	105	19,8	2,3	1,9	100	80,2-120	0,33	0,61
Cd	27	0,02	0,29	0,15	0,06	-0,3	-1,4	0,14	0,08-0,20	0,28	0,93
Ba	29	700	1000	879	70,1	2,9	3,2	870	800-940	1,54	2,29
Hg	52	0,002	0,36	0,08	0,07	4,8	5,3	0,06	0-0,13	6,00	0,86
Pb	52	5,0	300	20,0	12,7	3,9	4,6	23,1	10,4-35,8	2,31	1,41

**Примечание:** Li, Be, Sc, Rb и Cs не определялись; Mo не обнаружен; Ti и Ga приведены по данным приближенного количественного спектрального анализа.

В целом для почв зоны степей свойственно накопление таких мало-подвижных в зоне гипергенеза элементов как Ti, V, Ba, а также Pb и Ga. Относительно регионального фона в них наблюдается недостаток Co, Sr и Cd (табл. 38).

**Зона сухих степей** представлена главным образом каштановыми почвами, среди которых мозаично развиты солонцы. В пределах Западной Сибири они не имеют широкого развития, поэтому изучены лишь единичными пробами. Более детально каштановые почвы опробованы на смежной

территории Казахстана (в генерализованную выборку равнинных почв не включены, см. табл. 23).

Здесь, как и в Западной Сибири, почвы развиты на глинах и лессовидных суглинках с околочларковым содержанием рассматриваемых элементов [Росляков, 1970]. По данным 240 приближенных количественных спектральных анализов в каштановых почвах превышают кларковый уровень содержания Co, Ni, Cu, Zn, Mo, но ниже его – у Sr. По сравнению с почвами более влажных ландшафтных зон, рассматриваемые различия имеют повышенные концентрации Ti, V, Co, Ni, Cu, Ga, Ba и пониженные – Sr, Pb (табл. 39).

Широко развитые в Западной Сибири межзональные аллювиальные почвы по микроэлементному составу почти соответствуют таковому совокупности всех типов почв региона (ср. табл. 23 и 40). В них накапливается лишь марганец и понижены содержания меди и ртути (см. рис. 8).

Таблица 39

**Фоновые содержания микроэлементов в темно-каштановых, каштановых и светло-каштановых почвах сухих степей Восточного Казахстана, г/т**

Элемент	$x_{\text{ф}}$	K	$K_{\text{к}}$	Примечание
Ti	5000	1,10	1,46	Sc, As, Cd, Hg не обнаружены Li, Be, P, Cr, Rb, Cs не определялись
V	109	1,09	1,84	
Mn	600	0,71	0,78	
Co	30,0	3,00	3,00	
Ni	50,0	1,25	1,15	
Cu	70,0	3,50	2,79	
Zn	100	2,00	1,40	
Ga	20,0	0,94	1,43	
Sr	100	0,30	0,60	
Mo	3,5	1,70	1,40	
Ba	500	1,00	1,29	
Pb	10,0	1,00	0,61	

Таблица 40

**Распределение элементов в аллювиальных почвах**

Элемент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры						
		$x_{\text{min}}$	$x_{\text{max}}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\text{ф}}$	$x_{\text{фк}} \div x_{\text{фв}}$	K	$K_{\text{к}}$
Li	21	10,0	38,5	25,7	8,6	-0,6	-1,3	26,0	17,4-34,6	0,87	1,04
V	21	20,0	140	67,0	34,5	1,0	-0,5	68,9	34,4-102	0,69	1,16
Cr	21	20,0	292	86,7	68,7	3,2	2,0	88,2	19,5-157	0,44	1,10
Mn	21	62,0	4400	1044	872	5,3	7,9	1106	234-1978	1,30	1,45
Co	21	2,0	20,0	6,9	4,1	2,4	2,5	7,2	3,1-11,3	0,72	0,72
Ni	21	4,0	88,0	39,4	22,6	1,2	-0,6	40,1	17,5-62,7	1,00	0,93
Cu	24	2,0	33,3	16,9	10,6	-0,3	-1,7	15,6	5,0-26,2	0,78	0,61
Zn	24	10,0	108	60,0	23,2	-0,6	-0,7	58,8	35,6-82,0	1,18	0,82
As	13	2,0	36,2	18,5	12,4	0,1	-1,5	19,0	6,6-31,4	3,8	0,84
Rb	21	45,8	108	74,2	20,3	-0,1	-1,7	74,0	53,7-94,7	1,23	0,91
Sr	21	116	257	172	33,2	1,4	0,2	172	139-205	0,57	1,04
Cd	12	0,03	0,30	0,16	0,09	0,1	-1,4	0,15	0,06-0,24	0,3	1,0
Cs	17	1,0	5,7	3,3	1,7	0,1	-1,6	3,5	2,2-5,6	0,7	0,92
Ba	21	290	688	407	98,5	2,3	1,0	410	302-508	0,82	1,06
Hg	25	0,003	0,180	0,062	0,047	2,4	0,7	0,047	0,0-0,094	4,7	0,67
Pb	29	6,0	35,0	18,0	8,2	0,8	-1,1	18,7	10,5-26,9	1,9	1,1

Таким образом, на основании аналитических данных рассматриваемые микроэлементы почв, в зависимости от климатической зональности, можно подразделить на три с различной степенью контрастности группы.

1. Li, V, Ga, Rb, Sc, Ba – содержание в почвах возрастает от гумидных зон к аридным.

2. Cr, Mn, Sr, Cd – имеют противоположную направленность.

3. Ti, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Hg, Pb – определенной связи с зональностью не проявляют.

Кроме отмеченной тенденции в распределении элементов выявляется ряд элементных ассоциаций. Наиболее тесные корреляционные связи с коэффициентом корреляции  $r > 0,5$  имеют Li-Sc-Ba; Li-V-Ga-As-Cs; Cu-Zn-Pb; Ga-Mo; Zn с Li и Cd; Pb с Co и Ni. В пределах коэффициентов корреляции третьей степени достоверности ( $r > \pm 0,15$  при  $N = 125-564$ ) ассоциация элементов в генерализованной совокупности равнинных почв такова:

Li-Ti-V-Mn-Cu-Zn-Cs-Ba

Li-Cr-Mn-Ni-Cu-Cs-Ba

Li-V-Ga-Ba

Be-Sc-Cr-Ga-As-Mo-Cs

Be-Sc-Cu-Zn-Zr

Be-V-Cr-Cu-Cs

Ti-P-Cu-Zn

P-Ni-Cu-Zn-Pb

Sc- V-Cu-Zn-Cd

V-Cu-Cs-Ba-Pb

Mn-Co-Cu-Zn

Ga-As-Pb

Мышьяк коррелирует еще и с ванадием. Ртуть имеет высокий коэффициент корреляции ( $r = 0,48$  при  $N = 553$ ) со свинцом, а рубидий и стронций ни с одним из микроэлементов надежных корреляционных связей не имеют. В отдельных типах почв наблюдается корреляционная зависимость Sr-Ba и Co-Ni.

### 3.2.2. Особенности распределения радиоактивных элементов в почвах равнинных ландшафтов

Повышенное внимание к радиоактивным элементам (РАЭ) в почвах вызвано необходимостью изучения воздействия этих токсикантов на трофические цепи: растительные и животные организмы – человек.

Изучение радиоактивного фона важно также и для обнаружения вклада техногенных загрязнений со стороны производств ядерных расщепляющихся материалов и, в существенной степени, теплоэнергетики.

Исследование фоновых содержаний естественных радиоактивных элементов (ЕРАЭ) в почвах юга Западной Сибири, как и в других регионах России, находится в начальной стадии. Материалы гамма-съемок земной поверхности не дают отчетливого представления о соотношении ЕРАЭ в почвах, их распределении, формах нахождения и т. д.

Все радиоактивные элементы достаточно хорошо отличаются индивидуальными химическими свойствами. Они по-разному мигрируют, реагируют и осаждаются в обстановках разной смены экстенсивных и интенсивных параметров среды нахождения, неодинаково поступают в трофические цепи. Кинетика этих элементов во многом определяется газовым и водным режимом, химической активностью совмещающихся в зоне гипергенеза неорганических и органических соединений, поверхностными зарядами частиц и прочее.

Как щелочной металл с большим ионным радиусом и слабым зарядом (и, следовательно, слабой связью) К-40 склонен к активной миграции, без нарушенных изотопных соотношений. Поэтому гамма-спектрометрическое его определение используют для оценок запасов биологически активного калия в различных типах почв. Как ярко выраженные оксифилы U-235 и U-238 способны под действием кислорода воздуха целиком переходить в шестивалентное состояние и становиться активными мигрантами, отделяясь от менее подвижного радия. Они образуют уранил-ионы, близкие по свойствам катионам щелочных металлов, которые легко переносятся водами, сорбируются торфами и углефицированными древесными остатками, коагулируют с гуминовыми и фульвокислотами, а также фиксируются на фосфатах. Как щелочноземельный элемент, подобный кальцию, стронцию и барию, Ra-226 менее подвижен, чем уран. Резкое различие поведения их в экзогенных условиях приводит к нарушению в почвах уран-радиевого отношения, которое характеризует радиоактивное равновесие. Образующийся при распаде радия Rn-222, как инертный газ, не вступает в химические реакции, но может растворяться в воде, смешиваться с поровыми газами, двигаться с ними и захватываться растениями. Особенно опасным является его способность легко перемещаться в атмосфере и накапливаться в повышенных концентрациях в неветилируемых помещениях. Среди ЕРАЭ только четырехвалентный Th-232 принадлежит к элементам-гидролизаторам и характеризуется слабой растворимостью в водных растворах. Но в особых условиях преобразования почвенной органики и появления органических кислот (в частности щавелевой кислоты и оксолакта аммония) он может перемещаться в форме комплекса  $[\text{NH}_4]_2 \text{Th}(\text{C}_2\text{O}_4)$  и др. [Заммер, 1985; Орлов, 1985].

Данные о содержании ЕРАЭ в почвах впервые приводятся в работе А. П. Виноградова [1957]. Автор утверждает однообразие содержания U, Th и Ra в почвах разных зон и незначительные их различия по почвенным горизонтам А, В и С. Тенденция роста содержаний урана в верхних частях почвенных разрезов, а тория – в нижних выявлена на крайне ограниченном материале почв Тульской области и окрестностей г. Казани. Однонаправленные тренды в этих разрезах вызваны разными причинами: вымыванием радия и инертным поведением тория (максимум его содержания свойственен подстилающим глинистым осадкам). Содержание урана не определялось. А. П. Виноградов приводит низкое содержание Th в почвах на диоритах, базальтах, известняках и доломитах Крыма. Высокое содержание урана (до 100 г/т) отмечено им в почвах Колорадо (США), что связано с их образованием вблизи урановых месторождений с карнотитом. Заметно беднее ураном песчанистые почвы, глинистые – богаче радием, как и илювиальный горизонт почв, где радий сорбируется коллоидами. Обогащены радием и почвы, формирующиеся на карбонатных материнских породах, где он связывается с  $\text{SO}_4^{2-}$  и фиксируется в решетке барита.

*Уран, торий и калий в лесных и лесостепных почвах.* Прямые химико-аналитические определения содержаний урана в почвах региона обнаруживают их заметные вариации от 0,2–0,4 до 3,4–4,3 г/т в горизонте А. Эти крайние значения, однако, принадлежат разным генетическим типам почв. Наивысшие содержания урана обнаружены в торфяных болотных почвах бессточных впадин, а наименьшие свойственны промываемым водами аллювиально-луговым и солончаковым почвам, с которыми связаны

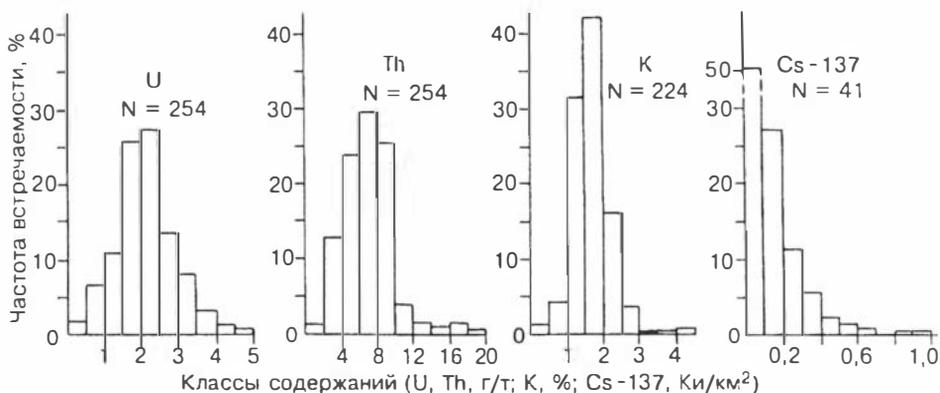
Содержание урана и тория в почвах равнинных ландшафтов  
по данным химического анализа, г/т

Генетический тип почв	Уран				Торий			
	N	$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	N	$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$
Лесные подзолистые	30	0,5	3,4	1,1	9	9,5	11,2	10,3
	5	0,6	1,8	1,1	1	4,2	15,3	10,0
Черноземы	28	0,4	2,3	1,5	5	8,4	9,9	9,4
	6	0,6	3,2	1,5	2	9,9	10,5	10,2
Луговые, луговые солонцеватые	85	0,7	4,1	1,3	7	9,5	11,0	10,7
	11	0,6	3,2	1,5				
Болотные	8	1,1	4,3	2,0				
	2	0,7	1,7	1,2				
Солонцы	8	0,7	2,6	1,0				
	3	0,9	1,3	1,0				

Примечание. Над чертой – в почвах, под чертой – в почвообразующих породах.

интенсивные процессы выщелачивания урана солевыми растворами. В пределах собственно однородных генетических типов разброс содержаний сокращается. Так, в черноземах в целом содержание урана варьирует от 0,8 до 1,8 г/т, а в серых оподзоленных почвах от 0,7 до 1,7 г/т. Обращает на себя внимание почти полное совпадение в них фона урана, что доказывает унаследование его от общего для тех и других субстрата с фоном урана 1,0–1,5 г/т. Рассчитанные средние содержания урана в указанных главных типах почв тоже практически совпадают и близки к 1,0–1,2 г/т. В почвенных профилях, как правило, наблюдается некоторое повышение содержаний урана от верхних горизонтов к нижним и к исходному субстрату (от 0,9 до 1,3 г/т). Опробование субстратного аллювиально-пролювиального материнского основания почв показало высокую степень гомогенизации распределения в нем урана, достигаемой процессами многократной дезинтеграции и перемешивания терригенного материала. Разброс содержаний урана в подстилающих почвы рыхлых осадках от 0,8 до 1,6 г/т при среднем значении 1,1 г/т (табл. 41).

Следует указать на неправомерность употребления при установлении действительных содержаний урана в почвах данных гамма-спектрометрических определений. Последние во всех случаях дают завышенные цифры по урану. Так, в почвах, покрывающих рыхлые отложения южной окраины Западно-Сибирской равнины, устанавливаются содержания от 0,5 до 9,0 г/т урана, более часто – 1,6–3,0 г/т (рис. 9). Этот способ определения концентраций урана основан на регистрации спектров излучения радия, по интенсивности которых восстанавливаются так называемые эквивалентные количества урана в предположении, что равновесие между этими элементами не сдвинуто никаким химическим воздействием. Ясно, что к продуктам выветривания этот метод не применим. Он завышает искомые параметры почти в два раза (табл. 42). По расчетам эквивалентных радио количеств урана можно судить об исходном его содержании в минеральном веществе почв и о действительных размерах потерь урана почвообразующими субстратами в процессе поверхностного выветривания и в ходе формирования почв. В согласии с этим выводом находятся результаты экспериментального изучения разреза целинной черноземной почвы района пос. Ключи (Советский район, Новосибирская область), изложенные ранее при освещении экспериментальных исследований.



**Рис. 9.** Гистограммы распределения U(по Ra), Th, K и Cs-137 в почвах ландшафтов равнин (по данным гамма-спектрометрии).

**Таблицы 42**

**Распределение U, Th, Cs-137 и K в почвах равнинных ландшафтов (по данным гамма-спектрометрического анализа)**

Генетический тип почв	Элемент	N	Содержание				Статистические параметры		
			$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	
Лесные подзолистые	U	50	0,01	5,0	1,98	1,5	1,15	1,99	0,33
	Th	50	0,01	14,0	7,10	9,8	2,34	0,25	-0,56
	Cs	47	0,0	182	30,6	18,0	41,0	5,1	4,2
	K	50	0,75	2,14	1,39	1,38	0,25	1,0	1,1
Черноземы	U	97	0,01	14,0	2,19	1,3	1,89	14,2	37,1
	Th	97	1,0	11,0	6,68	11,2	1,87	-1,5	0,9
	Cs	70	0,0	109	18,2	9,0	24,0	8,4	6,1
	K	97	0,73	2,30	1,61	1,6	0,27	-1,6	2,9
Луговые, луговые солонцеватые	U	34	0,01	7,0	3,09	1,3	1,83	0,8	-1,2
	Th	34	0,01	13,0	6,68	10,7	3,48	-0,6	1,0
	Cs	31	0,0	102	14,3	2,0	23,0	6,3	5,6
	K	34	1,13	2,42	1,67	1,62	0,31	-1,2	-1,2
Болотные	U	17	0,01	5,0	1,99	1,2	1,32	1,5	-0,3
	Th	17	4,00	23,0	8,05	10,9	4,31	4,2	5,4
	Cs	3	33,2	59,0	48,7	54,0	13,7	-0,3	-1,3
	K	17	0,48	2,29	1,63	1,63	0,46	-2,4	1,1
Солонцы	U	50	0,01	9,0	2,20	1,3	1,47	5,7	10,3
	Th	50	0,01	11,	7,13	9,3	2,11	-1,6	1,6
	Cs	17	0,0	86,0	53,8	1,9	20,8	6,2	9,8
	K	50	1,24	2,26	1,86	1,87	0,20	-1,7	1,1
Аллювиальные	U	6	0,01	4,0	2,17	1,3	1,47	-0,3	-1,2
	Th	6	2,00	11,0	6,83	8,6	3,60	-0,3	-1,3
	Cs	5	0,0	86,0	20,2	5,0	37,0	4,2	-0,6
	K	6	1,26	1,86	1,52	1,4	0,25	0,4	-1,3

**Примечание.** U и Th, г/т; Cs-137, Бк/кг; K, %.

Распределение ЕРАЭ в почвах степной и сухостепной зон Алтайского края

Элемент	N	Параметры		
		Содержание		S
		среднее	вариации	
U	32	1,8 ± 0,1	0,5–2,6	0,4
Th	31	7,3±0,5	2,2–9,5	1,5
K	32	2,0±0,1	1,3–2,5	0,2

**Примечание.** U и Th, г/т; K, %.

Содержание тория в изученных почвах более монотонно – от 4,2 до 11,2 г/т. Лишь в отдельных случаях оно имеет крайние пределы от 1,0 до 23 г/т. Средние значения Th/U в главных генетических типах почв составляют 5,6–8,1. В изверженных терригенных и метаморфических породах оно 3,5–5,0. Это несоответствие нельзя объяснить ничем иным, кроме как утратой почвообразующими субстратами значительной части урана. Должен быть сделан вывод, что в неоген-четвертичное время уран интенсивно выносился не только из почв, но и из аллювиально-пролювиального субстрата и, вероятно, главная его масса мигрировала с подземными и поверхностными водами в гидросеть и переносилась на огромные расстояния. Обогащение и обеднение торием в экзогенном процессе возможно только механическим путем или путем выноса растворами других ингредиентов. Нами отмечены случаи снижения фоновых содержаний тория в болотных, болотно-солончаковых и солончаковых почвах, характеризующихся наиболее сильными и активными органическими и неорганическими реагентами. Возможно, здесь часть тория становится подвижной, но миграция его на значительные расстояния маловероятна, так что речь может идти только о локальном перераспределении на ограниченном пространстве.

Содержание ЕРАЭ в почвах *степной и сухостепной зон* изучалось на примере Алтайского края (табл. 43). В степной и сухостепной зонах основными типами исследованных нами почв были черноземы луговые, южные, луговые солончаковатые. Все пробы проанализированы гамма-спектрометрическим не достаточно корректным для определения содержаний урана методом.

Следует отметить, что вариации содержаний U (по Ra), Th и K в почвах этих зон обычно значительно меньше, чем в почвах других более влажных равнинных ландшафтов. Минимальные содержания ЕРАЭ установлены в почве на песчаных отложениях. В остальных типах почв концентрации их изменяются в пределах 1,6–2,6 г/т по урану (по Ra), 6,0–9,5 г/т – по торю. В целом содержания K и Th близки к их концентрациям в подстилающих суглинках и глинах.

В сухостепной зоне широко распространены почвы на борových песках и супесчаных отложениях древних ложбин стока. Верхнеплейстоцен-голоценовые пески имеют в основном кварц-полевошпатовый состав. Обломочный материал хорошо отсортирован; минералы, содержащие U и Th, очевидно, не попали в преобладающую размерность, поэтому пески показывают слабую радиоактивность. В радиохимическом отношении почвы, развитые на этом субстрате, отличаются пониженными содержаниями ЕРАЭ, чего не наблюдается у микроэлементов.

Обычно наблюдается прямая зависимость между содержаниями Th и K в изученных почвах, что, очевидно, отражает их связь с минеральной составляющей.

Таким образом, на достаточно представительном материале в регионе устанавливается некоторое однообразие содержаний U и Th в равнинных почвах разного типа. Выше указывалось, что низкие содержания U, почти в 2 раза ниже по сравнению с таковыми в других районах России, являются результатом активного вымывания растворимого урана в процессе почвообразования в условиях достаточного увлажнения. Радий при этом, как менее растворимый щелочной металл, остается в почвах или незначительно перемещается. Благодаря этому общий фон радиоактивного излучения в почвах остается практически неизменным. Как на Русской, так и на Западно-Сибирской равнине он равен 15–20 мкР/ч. Выполненные исследования показывают, что уран, несмотря на выявленную миграционную активность, не накапливается в гумусовом слое. Это свидетельство того, что он не переходит в растения в сколько-нибудь ощутимых количествах, иначе его скопления удалось бы зарегистрировать в растительной подстилке и растительном детритусе.

В исследованных почвах не наблюдалось ни чрезмерно низких содержаний урана и радия, которые свойственны почвам, образующимся на базальтовом и известково-доломитовом субстратах, ни аномально высоких, подобно почвам плато Колорадо (США), сформированным на карногит-содержащем субстрате.

Исходя из того, что эквивалентные содержания U, восстанавливаемые по остаточному Ra, близки изначально тем, что характеризуют граниты, и что рассчитанные по ним Th/U отношения составляют 3–6, т. е. близки к данным для гранитов и метаморфических пород кислого и среднего состава, можно заключить, что в терригенных аллювиально-пролювиальных отложениях, сформированных за счет денудации палеозойских формаций Алтая–Саян и Казахстана, вклад мафических и карбонатных ингредиентов невелик. Во всяком случае, вклад коровой компоненты в почвообразующий субстрат на юге Западно-Сибирской низменности должен быть признан ведущим.

Об этом же свидетельствуют и фоновые характеристики калия в почвах региона. Его содержания, по данным плазменно-фотометрического определения и гамма-спектрометрии, колеблются от 1,0 до 2,35 %. По данным Д. П. Малюги [1963], почвам характерно среднее содержание K = 1,36 %. Это близко к содержанию его в изверженных породах среднего состава (1,52 вал.%).

### **3.2.3. Распределение металлов в почвенном профиле**

С целью выявления основных тенденций распределения элементов по генетическим горизонтам опробовано 164 почвенных разреза, количество которых по каждому типу почв в общем коррелирует с его распространенностью.

В генерализованной выборке по отдельным горизонтам совокупности всех типов почв распределение металлов подчиняются следующим тенденциям.

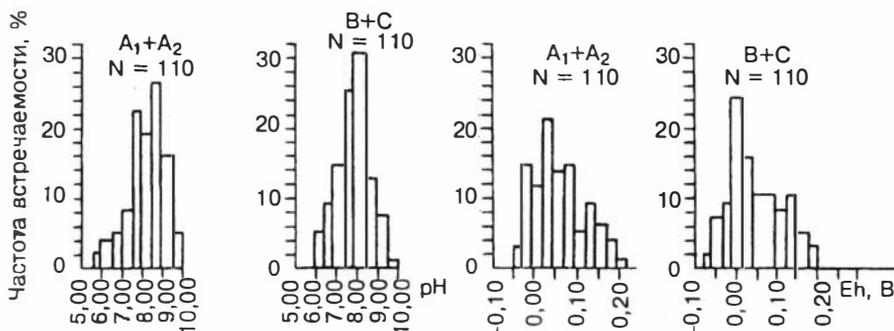
**Почвы горизонта  $A_1$**  в целом имеют слабощелочную окислительную реакцию (среднее арифметическое  $pH = 7,83$ ,  $Eh = 0,05$  В, табл. 44). В солонцах  $pH$  возрастает до 10, а в болотных почвах снижается до 4,2 и  $Eh$  приобретает слабовосстановительный характер (-0,18 В).

Логнормально распределяются Cd, Hg и Pb, остальные элементы – нормально (их стандарты асимметрии и эксцесса больше 3 или меньше 3 соответственно, см. табл. 44). У первых двух металлов, а также у Cu и Zn такое распределение унаследуется от почвообразующих пород, у Pb, As и Mn – приобретается при почвообразовании, что свойственно  $pH$  и  $Eh$ . Их распределение в почвообразующем субстрате не противоречит нормальному закону, тогда как в горизонте  $A_1$  оно аппроксимируется логнормальной функцией (см. табл. 44, рис. 10).

Интерес представляет сравнение средних содержаний рассматриваемых элементов с кларком в почвах и региональным фоном. По Pb и Zn  $K = 1,57$  и  $1,33$  соответственно, по Cu  $K = 1,2$ , по As  $K = 4,02$  и Mn  $K = 0,98$ . Наиболее высокий  $K = 9,42$  у Hg. Из этих коэффициентов видно, что в горизонте  $A_1$  равнинных почв региона по сравнению с почвами мира в разной мере накапливаются Cu, Pb, Zn, особенно Hg и As. Относительно регионального фона в горизонте  $A_1$  накапливаются Cd и Hg ( $K_k = 1,80$  и  $1,35$  соответственно, см. табл. 44).

**В горизонте  $A_2$**  тяжелые металлы имеют такой же характер распределения, как и в горизонте  $A_1$ . Здесь только Mn приобретает логнормальное распределение, тогда как в вышележащем горизонте он распределялся по нормальному закону (см. табл. 44 А, Э). В горизонте  $A_2$  относительно  $A_1$  накапливаются Zn, As, Pb и более щелочной и окислительной становится реакция почв ( $pH = 8,02$ ,  $Eh = 0,07$  В). Содержания Mn, Cu, Cd и Hg наоборот несколько снижаются.

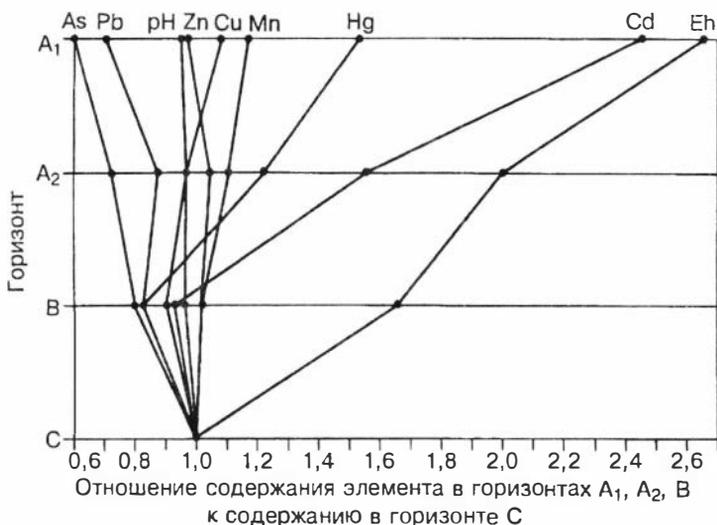
**В горизонте В** логнормально распределяются Cd и Hg. Даже  $pH$  здесь подчиняется нормальному закону распределения, несмотря на существенные вариации частных значений ( $pH = 4,20-10,3$ , см. табл. 44, рис. 10). В горизонте В сохраняется тенденция накопления мышьяка и разубоживания марганца, меди, кадмия, ртути.



**Рис. 10.** Гистограммы распределения  $pH$  и  $Eh$  в почвах природных ландшафтов.

Распределение металлов в почвепном профиле ландшафтов равнин

Элемент	Горизонт	N	Содержания, г/г			Статистические параметры					
			$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\text{ф}}(C)$	K	$K_k$
Mn	A <sub>1</sub>	36	380	1720	890	340	1,6	0,3	830	0,98	1,09
	A <sub>2</sub>	31	260	1850	850	350	2,8	3,2	780	0,92	1,02
	B	30	310	1420	750	250	2,3	2,3	720	0,84	0,93
	C	25	310	4400	830	1050	6,5	9,4	710	0,83	0,92
Cu	A <sub>1</sub>	36	6,0	40,0	25,7	7,6	-1,1	0,6	24,3	1,2	0,96
	A <sub>2</sub>	31	4,0	38,6	24,4	9,4	-1,3	-0,5	21,8	1,09	0,87
	B	30	4,0	23,3	22,0	7,5	-1,7	0,1	20,2	1,01	0,80
	C	25	10,0	32,7	23,7	6,6	-1,5	-0,5	22,6	1,13	0,89
Zn	A <sub>1</sub>	36	15,8	118	69,6	18,8	-0,8	1,9	66,5	1,33	0,92
	A <sub>2</sub>	31	24,0	102	71,1	18,5	-2,2	0,6	70,0	1,40	0,98
	B	30	30,0	120	72,1	20,1	-0,7	0,4	68,2	1,37	0,96
	C	25	36,8	94,3	69,6	12,0	-0,8	-0,4	67,9	1,36	0,95
As	A <sub>1</sub>	96	9,1	39,3	22,4	6,1	0,6	-0,2	21,2	4,02	0,94
	A <sub>2</sub>	169	5,1	49,6	27,5	9,8	0,8	-1,6	25,6	5,10	1,14
	B	78	7,1	55,1	29,9	9,3	0,4	0,2	28,3	5,66	1,26
	C	81	7,4	53,4	36,5	7,8	-2,2	4,2	35,5	7,10	1,58
Cd	A <sub>1</sub>	96	0,06	0,96	0,30	0,15	6,8	9,6	0,27	0,54	1,80
	A <sub>2</sub>	169	0,02	0,79	0,21	0,14	7,3	7,2	0,17	0,34	1,13
	B	78	0,01	0,41	0,13	0,09	4,2	1,8	0,10	0,20	0,67
	C	81	0,01	0,57	0,14	0,10	7,5	10,9	0,11	0,22	0,73
Hg, мг/г	A <sub>1</sub>	89	20,0	290	110	58,1	3,1	1,6	94,2	9,42	1,35
	A <sub>2</sub>	193	12,0	273	90,2	53,1	4,7	0,8	74,8	7,48	1,07
	B	92	6,8	224	67,5	43,6	4,8	3,0	54,8	5,48	0,78
	C	71	7,0	650	81,4	83,0	16,8	54,3	61,8	6,18	0,88
Pb	A <sub>1</sub>	80	6,0	40,0	16,8	6,6	4,2	4,7	15,7	1,57	0,96
	A <sub>2</sub>	175	10,0	40,0	21,0	7,5	3,4	-0,4	19,8	1,98	1,21
	B	78	6,0	30,0	19,7	6,1	1,0	-0,5	18,7	1,87	1,14
	C	71	10,0	40,0	23,7	7,5	1,1	-1,2	22,5	2,25	1,40
pH	A <sub>1</sub>	213	4,20	10,0	7,83	1,0	-3,1	1,4	7,75		
	A <sub>2</sub>	296	5,40	10,0	8,02	1,2	-7,8	9,0	7,91		
	B	167	4,2	10,3	7,95	1,2	-2,2	-1,1	7,85		
	C	135	5,1	10,3	8,22	1,2	-1,7	-1,8	8,13		
Eh, В	A <sub>1</sub>	213	-0,18	0,32	0,05	0,08	1,7	3,2	0,08		
	A <sub>2</sub>	194	-0,08	0,40	0,07	0,88	6,1	3,8	0,06		
	B	167	-0,15	0,32	0,06	0,09	3,0	-0,3	0,05		
	C	133	-0,19	0,26	0,04	0,08	2,5	0,9	0,03		



**Рис. 11.** Распределение As, Pb, Zn, Cu, Mn, Hg, Cd, pH и Eh в почвенном профиле равнинных ландшафтов.

**Таблица 45**

**Распределение ЕРАЭ в почвенном профиле**

Горизонт	U (поRa)	Th	K	Cs-137	Th/U
A <sub>1</sub>	1,7	6,0	1,36	29,0	3,5
A <sub>2</sub>	2,6	6,9	1,40	8,0	2,7
B	2,2	7,9	1,57	0,0	3,2
C	2,4	6,8	1,71	0,0	2,8

**Примечание.** U и Th, г/т; Cs-137, Бк/кг; K, %.

Относительно почвообразующих пород **горизонта С** (см. табл. 44, рис. 11) в разрезе наблюдается три геохимических профиля:

- а) увеличение содержаний от горизонта С к горизонту А<sub>1</sub> – Zn и Eh;
- б) снижение содержаний от горизонта С к горизонту В и затем увеличение к горизонту А<sub>1</sub> – Cu, Hg, Cd, Mn;
- в) снижение содержаний от горизонта С к горизонту А<sub>1</sub> – Pb, As, pH.

При сравнении содержаний элементов относительно отдельных горизонтов геохимические профили осложняются, соответственно, можно предположить, что при вовлечении дополнительного количества изучаемых элементов будет расти и число геохимических профилей.

В почвенных профилях, как правило, фиксируется некоторое понижение содержаний урана и калия от верхних горизонтов к нижним и к исходному их субстрату (табл. 45). Подобная тенденция отмечалась по марганцу и кадмию. Только в почвах супераквального класса отмечается рост концентрации урана снизу вверх (от 1,2–1,3 г/т в субстрате до 1,6 г/т в слое С и 3,4–4,3 г/т в торфяных горизонтах). Более слабо эта же тенденция проявляет себя в разрезах лугово-солонцеватых почв (от 1,3 г/т в субстрате до 1,7 г/т в верхнем горизонте).

Таким образом, в почвах Западно-Сибирской равнины из рассматриваемых токсичных элементов наибольшую в пределах фона тревогу вызывают As, меньше Hg и Pb.

### 3.3. Микроэлементы и радионуклиды в горных почвах

#### 3.3.1. Микроэлементы в почвах горных районов

Как отмечалось ранее, в отличие от равнинных территорий, в горных районах распространение различных типов почв определяется вертикальной зональностью. Для каждого из указанных поясов (см. табл. 10) характерен свой набор типов почв, обусловленный ландшафтно-климатическими особенностями территории. Значительная неоднородность состава почвообразующих пород горных территорий оказывает определяющее влияние на геохимическую специфику почв. Имеющиеся в нашем распоряжении данные не позволяют провести подробный статистический анализ по типам почв описываемого региона. Они дают лишь общее представление о распределении микроэлементов в горных почвах. Для проведения статистической обработки составлены выборки для разных почвенных поясов по двум верхним наиболее выраженным горизонтам: дерновому и собственно гумусовому.

Фон тяжелых металлов в горной области оценить достаточно сложно. Об этом свидетельствуют данные по площадям водосборов и по металлогеническим зонам. Можно ожидать, что каждая металлогеническая зона характеризуется по содержанию ряда элементов своим фоновым уровнем. Учитывая высокую дисперсию концентраций микроэлементов в почвах в пределах металлогенических зон, что будет показано ниже, для оценки их фонового уровня в горных районах, необходимо проведение большого объема натурных и аналитических работ [Методические рекомендации., 1982]. Поэтому для оценки средних и фоновых содержаний микроэлементов в почвах Горного Алтая нами принят способ поэтапного приближения. На первом этапе исследований (1991–1992 гг.) фоновые значения определялись как средние величины, наиболее распространенные на гистограммах распределения для частот, составляющих более 5 % [Сухоруков и др., 1994] (табл. 46). Поскольку средние значения подсчитаны для территории Республики Алтай, здесь не учитывались содержания микроэлементов в почвах лесостепного пояса предгорий и низкогорий Горного Алтая.

Эти значения ближе всего соответствуют содержаниям микроэлементов в почвах площади водосбора р. Башкаус [Malikova et al., 1994], отличаюсь от них только несколько более низкими содержаниями Cu и Mn.

Таблица 46

**Средние содержания микроэлементов в горных почвах Республики Алтай**  
(данные 1991–1992 гг.)

Элемент	N	Содержание в воздушно-сухом веществе, г/т	Элемент	N	Содержание в воздушно-сухом веществе, г/т
Cr	259	93,0	As	203	10,2
Mn	292	981	Mo	64	1,6
Co	73	12,0	Cd	281	0,083
Ni	73	42,3	Sb	73	1,2
Cu	247	24,5	Hg	257	0,053
Zn	260	70,3	Pb	290	8,0

## Изменение средних оценок содержаний микроэлементов в почвах по площадям водосбора с увеличением выборки, %

Элемент	р. Башкаус	р. Джасатор	р. Чуя	
	24/54	24/52	38/89	86/109
Be	+8	+34,5	+29,2	+7,5
Cr	-16	-3,3	-12,1	-1,8
Mn	-2,8	+17,8	-5,3	+8,1
Cu	-23,1	+56,3	-6,7	
Zn	-11,2	-5,8	-6,9	+2,5
As	-25		+28,6	
Cd	+28,6	+85,7	+30	
Hg	+31	+53,8	+8,1	+12,5
Pb	+329	+70,3	+48,3	+4,7

**Примечание.** Через косую даны выборки 1991–1992 и 1993–1994 гг. соответственно.

С нашей точки зрения, при оценке фона принятым нами методом важную роль играет получение устойчивых средних значений в процессе продолжающихся исследований. Можно проследить это на примере данных по почвам трех площадей водосбора (рек Чуя, Джасатор, Башкаус).

При использовании дополнительных результатов и существенном увеличении объемов выборок по почвам этих территорий возросли средние значения для Be, Cd, Hg, Pb, тогда как средние по Cr несколько уменьшились. Для бассейна р. Джасатор повысилось содержание Mn, Cu, по водосборам рек Башкаус и Чуя, наоборот, содержания этих элементов уменьшились (табл. 47). Степень расхождения при подсчете средних значений по выборкам 1991–1992 и 1993–1994 гг. приведена в табл. 47.

Явно недостаточные объемы выборок на начальном этапе исследований площадей водосбора рек Башкаус и Джасатор (на выбранных участках в 1991–1992 гг.) явились причиной весьма значительных расхождений в оценке средних концентраций Cd, Pb, Cu, Hg в почвах. Особенно большие различия наблюдаются для Pb. Сравнение со средними оценками для других выборок и в целом для Горного Алтая (см. табл. 47) показывает, что вторая оценка среднего для площади водосбора р. Джасатор более надежна. По почвам бассейна р. Чуя, по которым выборка наиболее представительна (см. табл. 47, последний столбец), достигнута хорошая сходимости по средним содержаниям всех элементов.

Имеющиеся в настоящее время дополнительные результаты позволяют пересмотреть сделанные ранее фоновые оценки в целом по Горному Алтаю в соответствии с принятой в настоящей работе методикой (табл. 48).

**Пояс горно-тундровых, горно-луговых и горных лугово-степных почв высокогорий.** Пробы почв данного пояса отобраны на территории Кош-Агачского и Улаганского районов. В выборку попали следующие типы почв: горно-тундровые, горно-луговые, горно-лугово-степные.

Средние содержания микроэлементов в почвах описываемого пояса отклоняются от кларкового содержания как в большую, так и в меньшую сторону (табл. 49).

Распределение микроэлементов в генерализованной совокупности горных почв

Элемент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	$x_{\phi_{\text{н}}} \pm x_{\phi_{\text{в}}}$	K
Be	308	0,01	11,4	1,11	0,83	9,3	13,1	1,1	0,27-1,94	0,2
Cr	387	8,0	404	93,0	42,0	11,0	11,8	85,0	43,0-127	0,4
Mn	378	56,0	4324	944	367	5,3	4,0	900	533-1267	1,1
Co	213	2,0	25,0	12,0	4,0	-1,5	-0,5	12,0	8,0-16,0	1,2
Ni	213	6,0	72,0	33,0	14,0	3,1	0,1	31,0	17,0-45,0	0,8
Cu	389	4,0	196	29,0	13,0	9,0	10,8	28,0	15,0-41,0	1,4
Zn	392	16,0	552	74,0	27,0	3,6	0,3	71,0	44,0-98,0	1,4
As	197	0,52	233	14,0	14,0	19,0	36,2	11,0	0,0-25,0	2,2
Cd	380	0,02	2,5	0,11	0,08	54,7	249,7	0,08	0,0-0,16	0,2
Sb	205	0,19	30,9	1,27	0,73	6,4	6,2	1,2	0,47-1,93	0,2
Hg	316	0,01	5,0	0,08	0,08	15,1	14,9	0,06	0,0-0,14	6,0
Pb	393	0,50	103	12,0	8,0	7,8	8,4	11,0	3,0-19,0	1,1

Таблица 49

Распределение микроэлементов в горно-тундровых и горно-луговых почвах высокогорий

Элемент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K	$K_{\kappa}$
Cr	14	39,0	275	74,0	31,0	3,1	2,3	66,0	0,37	0,8
Mn	16	465	1545	931	309	0,5	-0,4	1000	1,09	1,1
Co	8	8,0	17,0	11,0	3,0	0,7	-0,7	10,0	1,37	0,8
Ni	8	17,0	85,0	42,0	21,0	1,2	1,0	32,0	1,05	1,0
Cu	16	7,2	196	24,0	12,2	4,7	76	22,0	1,22	0,8
Zn	16	34,0	112	69,9	22,0	0,3	-0,7	64,0	1,38	0,9
As	16	1,4	233	16,7	16,0	3,5	2,9	11,4	3,34	1,0
Mo	8	1,1	3,30	1,9	0,7	0,8	0,2	1,9	0,97	
Cd	16	0,03	0,35	0,15	0,11	1,3	-0,5	0,13	0,32	1,6
Sb	8	0,80	7,09	1,38	0,40	0,5	-0,1	1,34	0,28	1,1
Hg	16	0,016	0,22	0,08	0,05	3,5	0,9	0,062	8,0	0,9
Pb	16	0,70	21,0	10,0	6,8	0,8	-0,9	7,0	1,0	0,6

Валовые содержания большинства микроэлементов в почвах пояса высокогорных тундр – в пределах нормы. Несколько повышены содержания Mn, на некоторых площадях – Cu. Минимальные по сравнению с кларковым содержания отмечаются для Cd, Cr, Be. Наиболее высокие по отношению к кларку концентрации характерны для As и Hg, но они находятся в пределах нормы. Наблюдается отчетливая зависимость содержаний микроэлементов в описываемых почвах от состава почвообразующих пород. В горно-тундровых почвах, развитых на редкометалльных гранитах Калгутинского массива, накапливается Mo. Для этих же почв характерны наименьшие содержания Co, Ni, Mn.

**Пояс горно-лесных почв высокогорий, среднегорий и низкогорий.** Пробы, характеризующие почвы этого пояса, отобраны на территории Ула-

Распределение микроэлементов в горно-лесных почвах

Элемент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K	$K_k$
Cr	32	39,0	384	100	63,0	7,0	14,1	81,0	0,50	1,0
Mn	32	595	1302	904	208	1,2	-0,9	869	1,06	1,0
Co	16	6,0	14,0	11,0	2,0	-2,0	1,0	12,0	1,37	1,0
Ni	16	17,0	60,0	35,0	10,0	1,2	0,5	32,0	0,87	1,0
Cu	32	9,0	38,0	21,6	7,3	1,1	-0,6	21,0	1,08	0,8
Zn	32	30,0	91,0	54,0	17,0	1,6	-0,6	49,0	1,08	0,7
As	27	0,7	61,4	11,4	13,3	5,5	7,5	7,4	2,28	0,7
Mo	16	1,10	3,80	2,02	0,8	1,6	0,2	2,0	1,01	
Sb	16	0,40	1,34	0,63	0,30	1,8	0,1	0,4	0,13	0,3
Cd	32	0,02	0,33	0,11	0,08	2,8	1,5	0,1	0,22	1,3
Hg	32	0,020	0,430	0,106	0,102	4,4	3,4	0,076	10,6	1,3
Pb	32	1,6	23,0	10,0	7,40	-1,2	-1,6	8,0	1,0	0,7

ганского, Усть-Канского и Усть-Коксинского районов. В выборку включены горно-лесные бурые, горно-лесные бурые оподзоленные, горно-лесные черноземовидные почвы. Кислая реакция почв и обильные осадки способствуют выносу микроэлементов в нижние части профиля. В гумусовом горизонте почв аккумулируется только Mn. Валовые средние содержания Cd, Pb, Zn, Cu, Cr, As, Mo, Mn в почвах пояса в пределах нормы. Содержания Hg примерно на порядок выше, чем среднее в почвах мира, но значительно ниже ПДК; то же самое можно сказать об As (табл. 50).

Средние содержания микроэлементов в почвах описываемого пояса существенно не отличаются от их средних в горно-тундровых и горно-луговых почвах.

**Пояс лесостепных почв низкогорий.** Почвы этого пояса развиты главным образом в северной и северо-западной предгорных частях Алтая. Пояс включает области эрозионно-денудационных возвышенностей предгорий с увалисто-холмистым рельефом. Почвообразующими породами здесь являются чаще всего гранитоиды, сланцы и кислые эффузивы. Почвы представлены горно-лесными серыми, горно-лесными темно-серыми и горно-лесными черноземовидными разностями.

Содержания Pb, Hg, а также Co, Zn, As и Mo в почвах лесостепного пояса, по сравнению с почвами мира, повышены, но находятся в пределах нормы (табл. 51). Обращает на себя внимание резко повышенная средняя концентрация Cd, относительно данных В. Б. Ильина [1987] для почв Западной Сибири. Оно даже превышает среднее для почв Алтайского края в целом, которое нами оценивается как 0,25 г/т [Сухоруков и др., 1994]. Средние содержания Cu, Zn, Mo находятся в почвах этого пояса на уровне нормальных, хотя на некоторых участках их концентрация достигает ПДК. В сравнении с почвами вышеописанных поясов, лесостепные почвы содержат в повышенных количествах Pb, Zn, Cu, Co, Mo.

Учитывая то, что большая часть проб почв данного пояса отобрана на территории Рудно-Алтайской полиметаллической зоны, повышенные со-

Распределения микроэлементов в лесостепных почвах низкогорий

Эле- мент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K	$K_k$
Cr	33	30,0	259	86,0	58,0	4,5	4,4	68,0	0,43	0,8
Mn	33	544	1288	800	179	2,2	0,2	745	0,94	0,8
Co	33	5,0	25,0	15,0	5,0	-0,4	0,1	15,0	1,87	1,3
Ni	33	13,0	61,0	36,0	14,0	-0,5	-1,0	38,0	0,9	1,2
Cu	33	9,0	108	37,5	20,6	5,0	6,0	35,0	1,87	1,3
Zn	33	42,0	233	84,0	21,0	6,1	11,5	76,0	1,68	1,1
As	28	1,0	50,4	17,9	10,6	2,2	2,3	16,8	3,58	1,5
Mo	32	1,20	5,40	2,42	0,9	4,1	4,7		1,21	
Sb	33	0,30	1,56	0,72	0,30	1,4	0,2	0,71	0,14	0,6
Cd	33	0,05	3,78	0,35	0,41	8,1	16,6	0,2	0,7	2,5
Hg	33	0,020	0,120	0,053	0,023	3,7	2,7	0,05	5,3	0,8
Pb	33	3,7	71,0	24,0	11,2	5,1	3,9	21,0	2,42	1,9

держания указанных элементов можно объяснить геохимической спецификой почвообразующих пород. По сравнению с кларком описываемые почвы обогащены также Hg, As, Pb.

**Почвы межпоясовых территорий** изучены на примере высокогорий, среднегорий и низкогорий в пределах Чуйской, Курайской, Уймонской и Канской котловин. Часть проб на территории Кош-Агачского района отобрана в пределах Курайской ртутной зоны. Пояс степных и сухостепных межгорных котловин в высокогорье представлен каштановыми почвами на четвертичных маломощных скелетных отложениях. Так, в Курайской и Чуйской котловинах каштановые и каштановидные почвы очень слабо развиты, сильно каменистые, содержат мало гумусовых веществ, зачастую в них совершенно отсутствует дерновый слой. На высотах менее 1000 м, где находится Уймонская котловина, распространены горные черноземы с полным или слаборазвитым профилем. Они формируются на карбонатных суглинках со значительным содержанием дресвы, щебня, галечника и песчаной фракции, вследствие чего отличаются каменистостью. Однако накопление гумуса в них весьма интенсивное (6–10 % в верхней части гумусового горизонта) [Почвы., 1973]. Таким образом, эти почвы сильно отличаются от весьма слаборазвитых почв котловин Юго-Восточного Алтая.

В выборке (табл. 52) межпоясовые почвы представлены каштановым и черноземным типами. Основной их особенностью является более высокое (до 1,1 г/т), по сравнению с другими почвенными поясами, среднее содержание и дисперсия распределения ртути. Как и в предыдущих случаях, отмеченная черта объясняется геохимическими особенностями почвообразующего субстрата.

В сравнении с кларком, для почв межгорных котловин и впадин, как и почв вышеописанных поясов, характерно повышенное содержание не только Hg, но и As. Валовые содержания микроэлементов в почвах распределены неравномерно. Средние для большинства из них находятся на уровне нормальных, но содержания Zn и Cu местами повышены.

Распределения микроэлементов в межпоясовых почвах

Элемент	N	Содержание, г/т			Статистические параметры					
		$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	$x_{\phi}$	K	$K_k$
Be	30	0,03	2,20	1,05	0,65	0,2	-1,3	1,0	0,17	0,9
Cr	43	38,0	342	105	55	5,6	8,8	98,0	0,52	1,2
Mn	44	13,0	2057	988	329	0,4	3,5	947	1,16	1,1
Co	22	6,0	18	13	3	-0,5	-0,3	13,0	1,62	1,1
Ni	22	17,0	70	42	12	0,7	0,9	42,0	1,05	1,4
Cu	44	4,7	172,0	30,8	23,6	13,4	40,3	28,0	1,54	1,0
Zn	44	19,0	135	77	27	-0,5	-0,8	78,0	1,54	1,1
As	29	4,3	44,3	16,0	9,8	3,3	2,5	14,0	3,2	1,3
Mo	22	1,10	3,40	1,42	0,47	8,4	19,9		0,71	
Cd	44	0,03	0,33	0,11	0,07	4,0	2,6	0,9	0,22	1,1
Sb	22	0,85	2,50	1,46	0,39	1,5	0,8	1,4	0,29	1,2
Hg	43	0,017	1,100	0,146	0,227	8,2	12,8	0,06	14,6	1,0
Pb	44	1,0	26	10,0	6,10	2,2	0,3	9,0	1,03	0,8

В целом по **горным почвам** содержания Cd и Pb в почвах Республики Алтай значительно, ниже, чем для почв Алтайского края. Если для почв Алтайского края они составляют 0,25 и 22 г/т соответственно, то для исследованных нами площадей водосбора Горного Алтая они варьируют в среднем в пределах 0,07–0,13 и 5–12 г/т. Причина этого остается пока не совсем ясной. Она может заключаться в большей величине техногенной составляющей регионального фона атмосферных выпадений в Алтайском крае как территории с более значительной экологической напряженностью [Кочуров, 1993]. Не исключено также влияние на почвы полиметаллической специализации субстрата, свойственной для территории Рудного Алтая.

Выше уже отмечалось, что определяет влияние на содержания микроэлементов в почвах Горного Алтая оказывает геохимическая специфика почвообразующих пород, особенно ярко проявляющаяся в пределах рудно-металлогенических зон и отдельных рудных месторождений и рудопроявлений. В этом состоит основная геохимическая особенность почв горных районов, и в частности Горного Алтая, в отличие от почв равнинных территорий, где вариации состава материнских пород обычно не столь велики. Эти отличия проявляются и в распределении микроэлементов по почвенному профилю.

Изучение полных почвенных разрезов природных ландшафтов показало, что в фоновых районах содержания тяжелых металлов вверх по разрезу обычно возрастают. На концентрацию микроэлементов в верхних почвенных горизонтах оказывают влияние, кроме почвообразующих пород, и многие другие процессы, вклад которых оказывается обычно более значительным, так как они действуют главным образом однонаправленно. К числу таких процессов можно отнести аккумуляцию микроэлементов растениями и перенос из нижележащих слоев в верхние после их отмирания и минерализации органических остатков, закрепление тяжелых металлов богатым гумусом верхним горизонтом почв в виде органических соединений, явления транспирации и испарения, привнос микроэлементов

на поверхность почвы с атмосферными выпадениями (региональный фон, включающий природную и техногенную составляющие).

Таким образом, эффект накопления целого ряда микроэлементов в верхнем горизонте почвы следует рассматривать как интегральный.

В профилях с фоновыми содержаниями микроэлементов наблюдается общее увеличение их концентраций к верхним горизонтам (рис. 12). В случаях, где содержания микроэлементов приближаются к рудным, выявляется обратная картина, хотя для этого типа распределение обычно осложняется значительными вариациями в отдельных почвенных горизонтах. Особенно резкие колебания, видимо, следует отнести на счет неравномерного попадания дресвы исходных пород. Имеет значение и их перераспределение в ходе почвообразовательного процесса, но аккумуляции в горизонте В, как это можно было ожидать, не наблюдается.

Следует отметить, что для разных элементов концентрации, при которых начинает проявляться тенденция к уменьшению содержаний вверх по разрезу, различны. Так, в разрезе на гранитах она проявляется у Си в области концентраций 60–70 г/т в исходной породе, хотя у Zn и Pb для более высоких концентраций в том же разрезе тенденция обратная. Цинк в области концентраций в почвообразующих породах обычно распределен

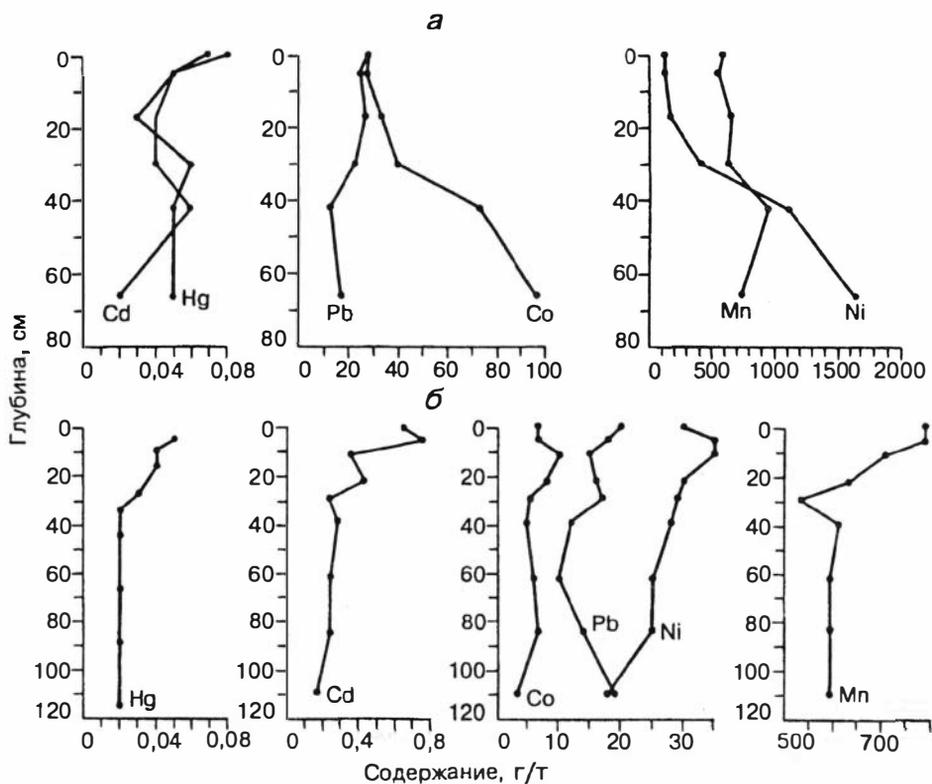


Рис. 12. Распределение Mn, Co, Ni, Cd, Hg и Pb в почвенном профиле на серпентинитах (а) и гранитах (б).

в разрезе по 1-му типу, а, например, Со в разрезе на серпентинитах в той же области концентраций распределен по 2-му типу. На примере этих профилей видны различные тенденции в распределении Мп для концентраций в материнских породах около 600 г/т. В некоторых других почвенных разрезах на гранитах его содержания в верхних горизонтах резко повышены (на порядок и более). Эти примеры показывают, что такие факторы как содержание элементов в подвижной форме, степень аккумуляции их растениями могут оказывать существенное влияние на тип распределения микроэлементов в области их повышенных концентраций в почвообразующем субстрате.

При всей сложности распределения микроэлементов по почвенным разрезам отмеченные тенденции имеют весьма общий характер и находят свое отражение в закономерностях изменения коэффициента их накопления ( $K_n$ ) в верхних почвенных горизонтах ( $K_n$  – отношение содержания элемента в дерновом горизонте или верхней части  $A_{гум.}$  к его концентрации в горизонте С). Это отношение резко возрастает в области низких содержаний элемента в почвообразующей породе.

В почвах горных ландшафтов для большинства рассматриваемых элементов характерны более широкие пределы вариации содержаний по сравнению с почвами равнинных территорий. Причиной этого является большое количество в выборке проб с аномальными содержаниями за счет влияния слабовыветрелых почвообразующих пород. Фоновые содержания Cd, Pb, As, Be в почвах Горного Алтая ниже, а Cr и Mn выше, чем в почвах равнинных ландшафтов. Минимальные величины  $K_k$ , как и в равнинных почвах, отмечены для Cd, Be и Sb, максимальные – для As и Hg. Рассмотрение полученных оценок содержаний микроэлементов с точки зрения их токсичности показывает, что как фоновые, так и средние содержания не достигают уровня предельно допустимых норм. Только содержание Mn несколько превышает наивысшее “нормальное” содержание, но находится в пределах нормы, по В. В. Ковальскому [1974].

Таким образом, концентрация микроэлементов в почвообразующих породах определяет не только их содержание в верхних горизонтах почв, но и характер их распределения в почвенном профиле. Главной особенностью геохимического фона микроэлементов в почвах Горного Алтая являются пониженные, по сравнению с кларком, фоновые содержания Cd, Cr, Sb, Be и повышенные – As и Hg. Относительно почв равнин, в горных почвах более низкие содержания Be, Ni, As, Cd, но более высокие – Cr, Cu и особенно Mn. Содержания Co, Zn, Hg в сравниваемых почвах идентичны (сравни  $K_k$  в табл. 23 и 48). Распределение микроэлементов в профиле горных почв слабо дифференцировано.

### 3.3.2. Уран, торий и калий в горных почвах

Имеющиеся в нашем распоряжении аналитические данные по содержаниям ЕРАЭ касаются почв горных ландшафтов Горного Алтая и Присаляирья, районов, в административном отношении относящихся к территории Алтайского края и Республики Алтай. Они характеризуют горно-лесные черноземовидные почвы, горные черноземы, горно-лесные бурые и серые, горные дерново-подзолистые, горно-луговые, горно-тундровые и

каштановые почвы. Исследованные типы почв сформировались на литофицированном субстрате нижнего палеозоя. В отличие от равнинных ландшафтов, где основным субстратом являются достаточно однородные в геохимическом отношении лессовидные покровные суглинки, супеси и глины, в предгорной и горной ландшафтной обстановках почвы развиваются на породах различного петрогеохимического состава. Это не могло не найти своего отражения в содержании естественных радионуклидов в почвенном покрове.

Следует сразу оговориться, что уран, торий и калий в горных почвах нами определялись гамма-спектрометрическим методом. Если это не столь существенно для тория и калия, то имеет принципиальное значение для урана, содержания которого рассчитывались по радию. Как ранее уже отмечалось, в почвах содержания урана и радия не соответствуют равновесным соотношениям, и полученные таким методом концентрации урана скорее всего завышены. Это нужно иметь в виду при оценке полученных по урану результатов.

В горных черноземных почвах, наиболее распространенных в северной части Горного Алтая, на Салаире и в Кузбассе, содержание урана варьирует от 1,0 до 1,9 г/т. В отдельных профилях устанавливается незначительное понижение концентрации элемента в горизонте  $A_1$  по сравнению с более глубокими частями почвенного разреза (среднее 1,4, 1,6, 1,8, 2,6 г/т, соответственно для горизонтов  $A_1$ ,  $A_2$ , В, С). В некоторых точках наблюдения горизонт  $A_1$  бывает несколько более обогащен ураном, чем  $A_2$  (среднее 1,7 и 1,5 г/т). Содержание тория в почвах этого типа фиксируется интервалом 4,2–8,6 г/т при средних значениях по генетическим горизонтам, г/т:  $A_1$  – 6,6,  $A_2$  – 6,6, В – 8,4 и С – 7,2, и Th/U отношением в  $A_1$ ,  $A_2$ , В соответственно 4,7, 4,4, 4,0. Фоновые содержания ЕРАЭ в исследуемых почвах соответствуют таковым в породах нижнепалеозойского субстрата (U – 1,5, Th – 7,3 г/т; Th/U – 4,9), на котором они развиты и которые представлены в этом районе морскими терригенными толщами горно-алтайской серии, прибрежными и морскими фациями ордовика и силура. Здесь можно лишь констатировать факт некоторого понижения содержания урана в горизонте С, непосредственно переходящем в литофицированный субстрат.

Унаследование почвами фона радиоактивности субстрата особенно показательно в отношении тория, проявляющего его относительную инертность в гипергенных условиях. В верхних горизонтах почвенного разреза ( $A_1$  и  $A_2$ ) уменьшение концентрации тория минимально, а в горизонте В происходит его относительное накопление. В целом же баланс содержания тория в системе субстрат-почва сохраняется.

Если содержание тория мало меняется по вертикали в почвенном разрезе вплоть до верхних горизонтов, то уран в этих же разрезах распределяется контрастно и явление это вполне обычное. Такой характер поведения урана не противоречит широко известным представлениям о подвижности этого элемента в условиях гипергенеза, на примере изучения почвенных равнинных ландшафтов Западной Сибири и степных пространств Русской равнины. В черноземных почвах Салаира и Кузбасса содержание урана чуть выше, чем в почвах Горного Алтая, но они отличаются более убогой концентрацией тория и в целом низкими значениями торий-уранового отношения. Подобный фон радиоактивности характерен и для черноземных почв предгорий Салаира.

Содержание калия в разрезах черноземных почв, как правило, повышается в глубь разрезов, во всяком случае в дернине его заметно меньше, чем в нижележащих горизонтах. Вместе с тем, его содержание в почвах не достигает фоновых значений в субстрате (среднее для тайской серии 2,23 %).

В целом, как уже отмечалось, черноземы разных горных районов Западной Сибири по фоновым содержаниям ЕРАЭ идентичны друг другу и лишь на территории Салаира устанавливается пониженное содержание калия, что является отражением свойств субстрата, отличающегося здесь более фемичным и карбонатным составом, по сравнению с субстратом предгорий Салаира, Горного Алтая и Кузбасса. Вероятно, этим же обусловлены и несколько пониженные фоновые содержания тория.

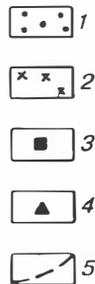
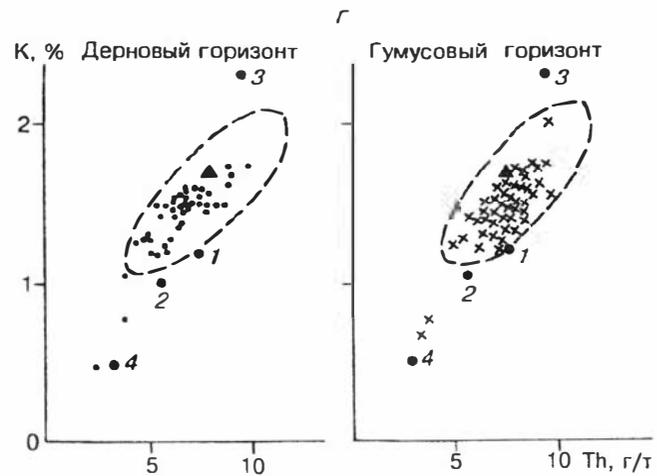
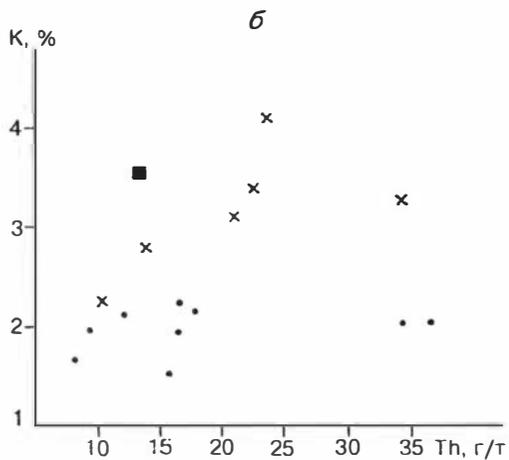
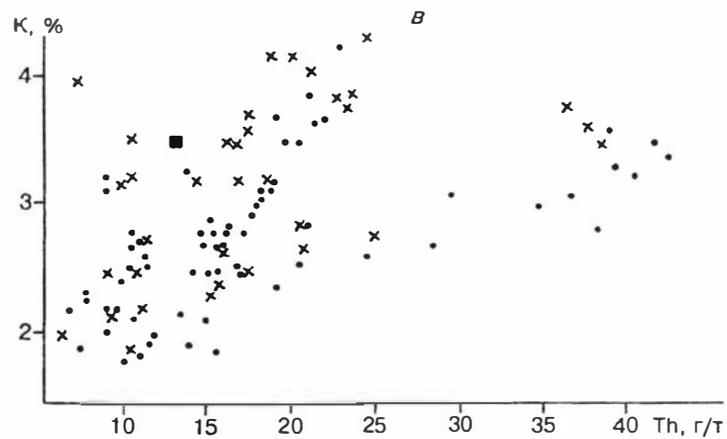
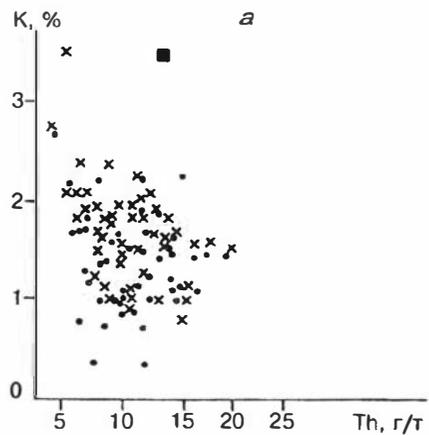
Лесостепная зона предгорий Салаира представлена районами развития серых и темно-серых лесных почв и оподзоленных черноземов. Основными почвообразующими субстратами являются лессовидные суглинистые отложения и суглинисто-глинистый делювио-пролювий, в меньшей степени – коренные породы нижнепалеозойского возраста. Среди последних преобладают песчаники, алевролиты, глинистые сланцы, порфиристы и туфы среднего и основного состава, туфопесчаники, диориты, габбро-диориты, габбро-диабазы. Для территории характерно присутствие небольших по площади выходов массивов ультраосновных пород, представленных серпентинитами, пироксенитами и перидотитами. Таким образом, в отличие от предгорий Алтая, где содержание в почвах ЕРАЭ обусловлено преобладающим влиянием пород гранитоидного состава, в Присалаирье определяющую роль играют породы среднего и основного состава с меньшим содержанием этих металлов. Только на северо-востоке территории, в верховьях р. Каменка, обнажаются пермские граниты.

Вариации содержаний ЕРАЭ в рассматриваемых типах почв Присалаирья таковы: U (по Ra) – 1,0–2,9 г/т, Th – 2,3–9,3 г/т, K – 0,49–2,0 %. Распределение ЕРАЭ в дерновом и гумусовом горизонтах почв сходно. Наблюдается лишь некоторое смещение более высоких содержаний U (по Ra) и Th к гумусовому, а K – к дерновому. В детально изученных на глубину разрезов лесных светло-серых почв иногда устанавливается увеличение содержаний ЕРАЭ в горизонте В.

В почвах на серпентинитах сверх ожидания установлены достаточно высокие содержания ЕРАЭ: U (по Ra) – 1,8–2,4 г/т, Th – 5,9–7,9 г/т, K – 1,20–1,54 %, хотя в самих серпентинитах их содержания составляют соответственно 0,7, 0,6 г/т и 0,5 % (горизонт С). Если для урана и калия это можно объяснить некоторым накоплением растениями и последующей миграцией по профилю, то относительно высокие содержания тория не находят пока объяснения.

Соотношение содержаний калия и тория в данных генетических типах почв показано на рис. 13. Положение поля, занимаемого ими на графике, соответствует более низким значениям, по сравнению с почвами на лессовидных суглинках остальной территории Алтайского края.

В предгорной части Алтая исследования проводились в зоне горно-луговых и лесостепных почв низкогорий. В опробованных районах почвообразующие породы представлены главным образом песчано-сланцевыми отложениями и гранитоидами. Средние содержания ЕРАЭ в почвах лесостепных ландшафтов представлены в табл. 53. В связи с тем, что содержа-



Средние содержания ЕРАЭ в лесостепных почвах предгорной и низкогорной части Горного Алтая

Элемент	N	Содержание		S
		среднее	вариации	
U (по Ra)	28	2,0±0,5	1,0-7,0	1,2
Th	28	8,2±1,4	5,3-22,9	3,5
K	28	1,7±0,1	1,3-2,7	0,3

Примечание. Здесь и далее в подобных таблицах U и Th, г/т; K, %.

ния ЕРАЭ с глубиной обнаруживают обычно все большую зависимость от состава почвообразующих пород, здесь и далее средние содержания их и пределы колебания приведены по верхнему гумусовому почвенному слою (0-10 см). На более глубоких горизонтах почвенных разрезов во многих случаях в горных ландшафтах сильно возрастает щебнистость почв, что затрудняет сопоставление содержаний ЕРАЭ в почвах на разных субстратах.

На площади опробования Усть-Калманка-Чарышское-Солонешное содержания урана (по Ra), тория и калия в основном соответствуют таковым для равнинных ландшафтов юга Западной Сибири.

Особый интерес представляют в радиохимическом отношении почвы, развитые на гранитоидном субстрате, которые обычно отличаются повышенными содержаниями в них ЕРАЭ. Нами были опробованы почвы на гранитоидах Саввушкинского, Колыванского и Белокурихинского массивов. Пределы вариации урана (по Ra) в почвах на гранитах Белокурихинского массива 2,8-3,6 г/т. Исключение составляют почвы района с. Макарьевка на разгнейсованных диоритах, в которых содержания его понижены (0,8-1,2 г/т). Для почв на гранитах Саввушкинского массива характерен более широкий интервал содержаний урана (по Ra) в основном за счет области более низких значений (1,3-3,6 г/т), хотя в единичных разрезах наблюдаются содержания до 4,5 г/т. В некоторых почвенных разрезах на гранитах Колыванского массива отмечаются еще более высокие содержания - до 6,8-9,0 г/т, что отражает геохимические особенности почвообразующих гранитоидов и не выходит за пределы их фона.

Для почв, развитых на гранодиоритах, характерны также и более высокие содержания калия и тория. Вариации содержаний калия и тория в дерновом и гумусовом горизонтах почв на гранитоидном субстрате для трех участков предгорной и низкогорной частей Горного Алтая показаны на рис. 13. Наблюдается тенденция увеличения содержания тория в почвах с большим содержанием калия. При этом содержания калия варьируют в пределах, соответствующих его содержанию в гранитах. Этим можно объяснить более пологое расположение точек при наиболее высоких содержа-

Рис. 13. Соотношение калия и тория в верхних горизонтах почв на гранитах Саввушкинского (а), Колыванского (б), Белокурихинского (в) массивов и на лесовидных суглинках Присалаирья и Алтайского края (г).  
1 - дерновый горизонт; 2 - гумусовый горизонт; 3 - граниты; 4 - лесовидные суглинки; 5 - поле почв Алтайского края. Титлы почв (цифры на рис. 4г): 1 - серые лесные; 2 - дерново-подзолистые; 3 - серо-бурые; 4 - подзолистые.

Средние содержания ЕРАЭ в горно-лесных почвах (Республика Алтай)

Элемент	N	Содержание		S
		среднее	вариации	
U (по Ra)	32	1,7±0,3	0,6–4,2	0,8
Th	32	4,4±0,8	1,8–10,8	2,1
K	31	1,3±0,2	0,4–2,7	0,5

ниях тория (25 г/т и более), которые устанавливаются в некоторых почвенных разрезах на Белокурихинских гранитах.

В почвах, развитых на гранитах Белокурихинского и Кольванского массивов, наблюдаются весьма значительные вариации содержаний тория (6,5–45 г/т); в почвах на гранитах Саввушкинского массива пределы колебания более узкие (4,5–19 г/т). Во всех случаях они отражают радиогеохимические особенности гранитного субстрата.

Следует отметить, что в почвах Белокурихинского гранитного массива в целом установлены более высокие активности ЕРАЭ и высокая степень неравномерности их распределения. Эта территория является самой неблагоприятной в Алтайском крае по радону, образующемуся при радиоактивном распаде урана (Ra).

Достаточно высокие содержания тория установлены в некоторых разрезах слабо развитых горных черноземов района Белокурихинского массива (до 12,7 г/т), видимо, в связи с проявлением комплексной минерализации.

Во всех изученных почвенных разрезах четко выражено увеличение содержаний тория и калия на глубину, что находится в соответствии с ранее описанными закономерностями и отражает тесную геохимическую связь почв с исходным субстратом.

Почвы горно-лесного пояса высокогорий, среднегорий и низкогорий исследовались в Горном Алтае (Усть-Коксинский, Усть-Канский и Улаганский районы Республики Алтай). Кроме горно-лесных бурых и оподзоленных почв в эту выборку попало также некоторое количество почв других типов: горно-луговые и каштановидные (табл. 54).

Активности урана (по Ra) в почвах горно-лесного пояса Горного Алтая практически не отличаются от установленных в почвах лесостепной зоны. То же самое можно сказать и о содержаниях в почвах калия. Средние содержания тория в изученных почвенных разрезах более низкие и интервал значений тоже смещен в сторону низких содержаний.

Сравнение этих данных с содержаниями урана (по Ra), тория и калия, полученными в целом по этим административным районам Республики Алтай, показывает достаточно хорошее соответствие. Это свидетельствует об отсутствии ярко выраженной специфики почв горно-лесного пояса.

Тенденция к увеличению содержаний тория и калия на глубину почвенных разрезов сохраняется, для урана (по Ra) в горно-лесных почвах она выражена слабо, а иногда сменяется на противоположную. В некоторых лесных почвах, особенно торфянистого типа, в верхнем (дерновом) горизонте содержатся весьма малые количества ЕРАЭ.

В горизонте В обычно не накапливаются ЕРАЭ, за исключением некоторых разрезов (черноземовидная почва – район р. Карлык, каштановидная почва – район р. Чарыш). В некоторых горно-лесных почвах Улаганского района в горизонте В слабо увеличиваются содержания тория и калия, что, скорее всего, связано с ростом щебнистости.

Максимальные содержания тория и калия характерны для почв на гранитах. В горно-лесном поясе к таковым относятся почвы на гранитоидах

Средние содержания ЕРАЭ в горно-тундровых и горно-луговых почвах (Республика Алтай)

Элемент	N	Содержание		S
		среднее	вариации	
U	16	1,6±0,4	0,7–3,5	0,7
Th	16	5,7±1,6	0,8–13,	3,0
K	16	1,3±0,3	0,5–2,5	0,6

Средние содержания ЕРАЭ в почвах межпоясных районов (Республика Алтай)

Элемент	N	Содержание		S
		среднее	вариации	
U, г/т	42	2,2±0,3	0,5–4,7	0,9
Th, г/т	42	7,8±1,1	1,9–17,8	3,3
K, %	42	1,8±0,2	0,7–4,1	0,6

Кара-Озекского и Талицкого массивов. Содержания ЕРАЭ на опробованных участках этих массивов и соответственно в почвах, не столь высоки, как это отмечалось для площадей опробования гранитных массивов предгорий Алтая, но все же они заметно выше, чем в почвах, развитых на других субстратах.

Почвы пояса горно-тундровых и горно-луговых ландшафтов широко представлены на территории Республики Алтай в ее высокогорной части. Их радиогеохимические особенности изучались, в основном, в Кош-Агачском районе и, частично, в Улаганском (табл. 55).

Обращают на себя внимание весьма незначительные отличия средних значений и интервалов вариации урана и калия в почвах этого пояса от почв горно-лесного пояса, за исключением тория, содержания которого в целом, во-первых, несколько выше, а интервал колебания более широкий. Четко проявлена тенденция увеличения содержаний ЕРАЭ вниз по почвенному разрезу, особенно в тех случаях, где верхний горизонт сложен торфянистой массой.

Наиболее высокие содержания тория установлены на гранитах Калгутинского массива и гранит-порфирах аксайской свиты (площади водосбора рек Жумалы и Уландрык).

Межпоясные почвенные районы в нашей выборке представлены Чуйской, Курайской, Уймонской котловинами и долиной р. Башкаус. В основном здесь развиты каштановые почвы днищ и склонов на делювиально-пролювиальных и аллювиальных отложениях и отчасти на коренных породах бортов долин. Таким образом, здесь мы также имеем дело с различными субстратами, которые и определяют содержания ЕРАЭ в развитых на них почвах. Средние содержания U (по Ra), Th и K приведены в табл. 56.

В почвах межпоясных районов содержания ЕРАЭ в общем распределены менее закономерно и часто колеблются в разрезах; их накопления в горизонте В не отмечается.

Во многих случаях устанавливается тенденция к увеличению содержаний вниз по разрезу, особенно в почвах на коренных породах. Для аллювиальных почв более характерна обратная тенденция распределения урана (по Ra) и калия, а иногда и тория. Минимальные содержания: U (по Ra) – 0,5 г/т, Th – 0,2 г/т, K – 0,6–0,8 % – установлены в верхних гори-

зонтах торфянистого типа. Все эти особенности во многом определяются, очевидно, значительной промываемостью почв поверхностными водами.

Максимальные содержания тория и калия обнаружены в почвах на гранитах Катандинского массива (13,2–24 г/т и 4,3 % соответственно), на кислых эффузивах аксайской свиты (10,8–17,7 г/т тория).

Представляет интерес распределение ЕРАЭ в аллювиальной почве второй надпойменной террасы р. Юстыд, где их содержания увеличиваются на глубину почвенного разреза и составляют для тория 10,8–13,9 г/т, а рядом в пашне – 17,5 г/т. Возможно, это связано с тем, что в бассейне р. Юстыд находятся редкометалльные рудопоявления.

Таким образом, при распределении ЕРАЭ в почвах горных ландшафтов главным фактором, определяющим вариации их содержаний, является состав почвообразующих пород. Изменчивость состава субстрата значительно затрудняет рассмотрение особенностей, связанных с характером ландшафтных обстановок. Для строгого сравнения необходимо изучение их содержаний в почвенных разрезах разных поясов на близких по составу породах с учетом типа почв. Это вызвано не только различием содержаний ЕРАЭ в породах разного состава, но, очевидно, и физико-химических условий процессов почвообразования.

Представленный материал по верхним почвенным горизонтам соответствует, за исключением почв на гранитах и вулканогенно-осадочных породах Присалаирья, фоновому уровню в почвах Горного Алтая. Для оценки фона ЕРАЭ на гранитоидном субстрате и выявления аномалий требуются дополнительные данные.

Полученные результаты свидетельствуют о сравнительном однообразии содержаний ЕРАЭ в исследуемых почвах горных и предгорных ландшафтов. Тем не менее, фон радиоактивности почв горных районов по ряду признаков следует считать унаследованным от субстрата. По уровню содержания урана и тория он является более низким в сравнении с почвами Русской равнины и других климатических зон ( $U = 2,6\text{--}4,0$  г/т,  $Th = 8\text{--}12$  г/т [Виноградов, 1957]). По отношению к почвам Западно-Сибирской низменности горные почвенные ландшафты концентрируют заметно больше урана и почти в два раза меньше тория. В связи с этим они характеризуются низкими значениями торий-уранового отношения. Эти характеристики отвечают составу средних и основных пород субстрата, наиболее распространенных по северной окраине Горного Алтая, на Салаире и в Кузбассе. В гумусовых горизонтах ЕРАЭ не накапливаются, скорее наоборот, по сравнению с генетическими горизонтами В и С, концентрации урана, тория и калия в гумусовых верхних горизонтах здесь несколько разубожены, особенно в дернине.

Обобщая тенденции перераспределения урана в изучавшихся почвенных профилях, можно утверждать, что примерно в половине наблюдений не отмечается ощутимой разницы в его содержаниях по всем горизонтам разреза почв и субстрату. Гораздо больше отличий отмечено для одних и тех же горизонтов, развивающихся на разных субстратах, причем отличается как направленное снижение содержаний от материнской породы к верхним горизонтам, так и наоборот. Есть примеры обогащения и обеднения илювиального горизонта ураном. Важно отметить, что в почвах одного и того же типа обнаруживаются восходящая, нисходящая и (или) комбинированная тенденции перераспределения урана (см. табл. 42). Это

отчетливо проявлено в выщелоченном черноземе, где реализуются четыре варианта (помимо устойчивого) смены содержаний: снизу вверх по разрезу оно уменьшается от 0,8 до 0,3 г/т; увеличивается от 0,8 до 1,8 г/т; наблюдается “стягивание” урана к горизонту В; горизонт А обеднен ураном. При этом субстрат содержит 0,8 г/т урана. В супераквальных луговых и аллювиально-луговых почвах содержания урана снижаются вниз по разрезу, очевидно, за счет вымывания водами, в том числе паводковыми. В лугово-болотных почвах, напротив, фиксируется возрастание содержаний кверху. Увеличение содержаний урана свойственно, вероятно, и субаквальным болотным верховым торфяным почвам и лугово-солонцовым. Здесь можно предполагать и боковой снос урана в соответствующие этим почвам понижения рельефа. Выщелачивание и вынос урана реализуются местами и в подзолистых почвах. Приведенные данные свидетельствуют против биогенной “перекачки” урана в верхние горизонты, что согласуется с наблюдениями биогеохимиков о поглощении урана корнями растений и о низкой усвояемости его стеблями и листвой. Однако это не означает, что уран не вступает в связь с гумусом почв. Скорее всего, в почвах не существует прочных геохимических барьеров для окончательного связывания урана и его распределение может меняться во времени и пространстве. Разумеется, предпочтительными участками концентрации урана являются обстановки с резко восстановительными условиями, наличием дисперсных и химических осадителей. Вместе с подвижным (мобильным) ураном в почвах всегда имеется часть урана, прочно связанная в минеральном веществе. Следует помнить, что почвы являются чрезвычайно динамичными биокосными системами, которые сочетают в себе восходящие и нисходящие потоки вещества, связанные с литосферой, гидросферой, атмосферой и биосферой.

Если фон радиоактивности почв горных районов в большей степени отражает радиогеохимическую специфику коренного субстрата и локальную генетическую с ним связь, то понижение содержаний урана в почвах Западно-Сибирской низменности могло явиться результатом далекого выноса части этого элемента водами, транспортирующими терригенный материал из мест горной денудации первичного субстрата на обширную равнину и миграцией его из уже сформированного осадочного чехла низменности в период создания почвенного покрова. Ясно, что эти процессы далекой миграции растворенного урана, седиментации и почвообразования в равнинных условиях создали и снивелировали низкий фон урана на огромном пространстве до значений, существенно отличных от изначальных концентраций в литофицированном субстрате. Этот вывод обосновывается и достаточно высоким фоном относительно инертного тория (около 10 г/т), природу и появление которого в осадках чехла и в почвенных профилях следует связать с денудацией магматических, метаморфических и осадочных пород кислого и среднего состава, имеющих преимущественное развитие в горных областях Алтая, Казахстана, Памира и т.д. Участие в составе осадочного чехла продуктов денудации горных пород подчеркивается также повышенными концентрациями радиоактивного калия-40 в почвах и почвообразующем рыхлом субстрате.

### 3.4. Тяжелые металлы в растениях

По распределению металлов в растениях имеется обширная литература, особенно касающаяся поисков рудных месторождений биогеохимическими методами. Поэтому мы ограничимся лишь новыми данными, полученными нами при комплексных экогеохимических исследованиях. В Горном Алтае на тяжелые металлы изучено 58 видов растений, в том числе практически все лекарственные. Всего проанализирована 121 проба и получены следующие средние содержания металлов сухого вещества (табл.57). Сбор растений проводился в непосредственной близости от шурфа, где опробовались почвенные разрезы.

Содержания Cd, Pb и Hg в растениях Степного и особенно Горного Алтая попадают в область их наиболее низких значений.

Можно провести сравнение полученных нами результатов со средними содержаниями тяжелых металлов в наземной части травянистых растений незагрязненных территорий, приведенными В. Б. Ильиным [1991].

Согласно нашим результатам (см. табл. 57), средние содержания Zn, Hg, Cu и особенно Cd в растениях Горного Алтая ниже средних значений, приводимых В. Б. Ильиным. В растениях Степного Алтая, где проанализировано 18 видов растений (в среднем по 20 проб каждого вида, всего около 170 проб, в том числе 76 корней), содержания этих элементов заметно выше, чем в Горном Алтае, а по некоторым из них концентрации превышают таковые в растениях Западной Сибири. Растения степей содержат повышенное количество и сурьмы (0,34 г/т). В них обнаружено, г/т: Co = 2,6, Ni = 9,38, Cr = 17,55 и Mn = 316. Можно констатировать, что растения Республики Алтай по содержанию токсичных металлов отличаются от растений других регионов Сибири в сторону понижения. Содержания большинства тяжелых металлов в растениях Степного Алтая выше усредненных для фоновых районов, особенно это касается Pb, Co и Cr.

Известно, что между содержаниями подвижных элементов в почве и насыщенностью ими растительной ткани существует обычно прямая и чаще всего сильная зависимость [Ильин, 1991]. Учитывая это, рассчитывались индексы аккумуляции ( $I_A$ ), представляющие собой отношение концентрации микроэлемента в растении в воздушно-сухом состоянии к его концентрации в дерновом горизонте почвы. Индекс аккумуляции отражает долю подвижных, усваиваемых растительных форм микроэлементов в почве и его нельзя непосредственно сравнивать с используемым многими авторами коэффициентом биологического поглощения, учитывающим концентрацию микроэлементов в золе растений.

Таблица 57  
Средние содержания металлов в растениях Горного Алтая и Западно-Сибирской равнины, г/т

Элемент	Данные авторов		В. Б. Ильин [1991]	В. Б. Ильин [1991], (среднее для незагрязненных территорий)	Кларк концентрации (для столбцов 2,3)
	Горный Алтай	Степной Алтай			
Cu	5,9	14,11	9,9	8,6	0,69; 1,64
Zn	30	39,0	53,3	33,1	0,91; 1,18
Cd	0,072	0,16	0,78	0,64	0,11; 0,25
Hg	0,019	0,06	0,047	0,03	0,63; 2,0
Pb	1,8	10,19	4,1	1,5	1,2; 6,8

В целом растения, как корни, так и надземная часть, характеризуются невысокими индексами аккумуляции тяжелых металлов ( $I_A < 1$ ). Некоторые виды отличаются большим диапазоном значений индексов аккумуляции: например, корни осоки, злаков, полыни и др. В общем накопление тяжелых металлов в растениях и их отдельных органах не превышает ПДК.

Средние значения  $I_A$  в горно-тундровых, горно-луговых и горно-степных ландшафтах высокогорного пояса приведены в табл. 58, из которой отчетливо видна тенденция накопления кадмия в растениях, произрастающих на горно-тундровых и горно-луговых почвах. Растения в имеющейся выборке представляют главным образом Чуйскую и Курайскую степи. Концентрации Cd и Pb в растениях нормальные, содержания Hg иногда слегка повышенные. В некоторых случаях обнаруживаются недостаточные содержания Cu, Zn, Co и избыточные концентрации Mn и Cr.

Значения  $I_A$  в надземной части растений межгорных котловин Горного Алтая: Уймонской, Курайской, Чуйской – представлены в табл. 59. Для Уймонской степи имеется всего пять проб растений, отобранных сотрудниками ИВЭП и проанализированных в ОИГГМ в период выполнения совместных работ.

Несмотря на то, что типы почв в сравниваемых котловинах сильно отличаются, накопления тяжелых металлов в растениях во всех случаях низкие и по ряду элементов (Hg, Cu, Zn) одинаковые. Намечаются несколько более высокие средние значения  $I_A$  в надземной части растений Уймонской котловины для Cd, Pb и более низкие – по Mn. Но это можно отнести и на счет очень малой выборки. Для растений Курайской и Чуйской степей характерна более высокая дисперсия значений  $I_A$  ртути.

Данные, приведенные в табл. 60, позволяют сравнить концентрации тяжелых металлов в растительном покрове разных поясов Горного Алтая по средним их величинам.

Можно сказать, что содержания Cd, Pb, Hg, Cu в надземной части растений I, II и IV поясов близки. Содержания этих элементов, а также Cr в растениях лесостепного пояса низкогорий несколько смещены в сторону их увеличения. Содержания Mn обнаруживают значительные вариации, очевидно, вследствие наличия в выборках растений манганофилов. Максимальные концентрации Mn устанавливаются в поясе горно-лесных почв. В подавляющем большинстве случаев содержания микроэлементов не выходят за пределы достаточных или нормальных и не доходят до уровня избыточных или токсичных. Исключение составляет Cr, содержания которого в надземной части растений обычно превышают уровень нормальных, а иногда попадают и в интервал избыточных. Одной из причин некоторого повышения содержания Pb, Cd, Hg, Cr в лесостепных ландшафтах предгорий и низкогорий Горного Алтая может быть большее влияние регионального фона атмосферных выпадений вследствие относительной близости промышленных и плотнозаселенных территорий. Кроме того, на содержание ряда тяжелых металлов влияют металлогенические особенности почвообразующих пород этого района (Рудно-Алтайская полиметаллическая зона).

В элементарных ландшафтах величина  $I_A$  в растениях прежде всего зависит от их видовой принадлежности. На одной и той же площадке разные виды накапливают микроэлементы в разной степени. В результате общая картина их распределения весьма сложная, хотя средние содержа-

**Таблица 58**

**Средние значения индекса аккумуляции микроэлементов в надземной части растений пояса горно-тундровых, горно-луговых и горных лугово-степных почв**

N	Cr	Mn	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	Вид растений
Горно-тундровые ландшафты								
19	Не опр.	<u>0,13</u> 0,048-0,30	<u>0,32</u> 0,048-1,1	<u>0,67</u> 0,22-2,2	<u>1,15</u> 0,053-6,2	<u>0,32</u> 0,03-1,2	<u>0,29</u> 0,08-0,63	Бадан, шикша, родиола розовая, эфедра, горечавка холодная, курильский чай, панцерия, манжетка, зизифора и др.
Горно-луговые ландшафты								
20	<u>0,03</u> 0,02-0,04	<u>0,27</u> 0,028-1,0	<u>0,32</u> 0,08-0,72	<u>0,68</u> 0,08-3,8	<u>1,54</u> 0,050-5,4	<u>0,29</u> 0,10-0,50	<u>0,032</u> 0,058-1,2	Курильский чай, подмаренник, полынь холодная, борщевик, манжетка, ревеня, родиола розовая, кормовые травы и др.
Горно-степные ландшафты								
24	<u>0,08</u> 0,01-0,26	<u>0,19</u> 0,03-0,81	<u>0,31</u> 0,01-1,16	<u>0,46</u> 0,13-3,3	<u>0,52</u> 0,010-3,9	<u>0,28</u> 0,12-1,0	<u>0,26</u> 0,003-1,0	Соскюрея Шаньгина, карагана Гмелина, ревеня, кипрей, вероника, василистник, можжевельник, полынь, донник, курильский чай и др.

**Примечание.** Здесь и в следующих таблицах над чертой – индексы аккумуляции, под чертой – интервал вариации.

**Таблица 59**

**Средние значения индекса аккумуляции микроэлементов в надземной части растений межгорных котловин**

N	Cr	Mn	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	Вид растений
Уймонская котловина								
5	Не опр.	<u>0,043</u> 220-620	<u>0,15</u> 0,09-0,26	<u>0,30</u> 0,24-0,35	<u>0,41</u> 0,17-1,2	<u>0,37</u> 0,25-0,56	<u>0,30</u> 0,20-0,46	Кормовые травы (смесь), пырей, василек, донник
Курайская и Чуйская котловины								
23	<u>0,16</u> 0,02-0,58	<u>0,21</u> 0,07-0,43	<u>0,28</u> 0,04-0,88	<u>0,27</u> 0,004-1,3	<u>0,34</u> 0,07-1,67	<u>0,10</u> 0,004-0,4	<u>0,08</u> 0,02-0,43	Чабрец, курильский чай, чий, полынь, володушка, кормовые травы (смесь), василистник, шлемник алтайский и др.

**Примечание.** Содержания Mo до 1,1; Zr до 2,3; Sn до 0,8 мкг/л. Районы те же, что и в табл. 62.

Концентрации микроэлементов в надземной части растений Горного Алтая, г/т

Элемент	Пояс			
	I. Горно-тундровых, горно-луговых почв высокогорий	II. Горно-лесных почв	III. Лесостепных почв низкогорий	IV. Почв межгорных котловин
Cr	<u>3,0</u> 1-17(52)	<u>1,3</u> 0,6-2,6(7)	<u>3,8</u> 1-46(25)	<u>2,2</u> 1-8(8)
Mn	<u>111</u> 31-594(54)	<u>689</u> 22-1451(17)	<u>58,0</u> 7-110(40)	<u>77,0</u> 25-710(19)
Co	<u>0,23</u> 0,02-1(13)		<u>0,14</u> 0,05-0,63(22)	<u>0,04</u> 0,02-0,06(7)
Ni	<u>1,6</u> 0,44-5,5(13)		<u>1,3</u> 0,2-6,7(21)	<u>1,1</u> 0,12-3,7(9)
Cu	<u>5,3</u> 1,1-16,7(60)	<u>3,8</u> 1,0-14,0(16)	<u>7,2</u> 3-14(43)	<u>5,8</u> 2,1-16,7(23)
Zn	<u>27,0</u> 6,5-126(57)	<u>22,0</u> 10,5-57,0(17)	<u>28,0</u> 12-56,0(43)	<u>25,0</u> 11-67(23)
Cd	<u>0,043</u> 0,003-0,35(52)	<u>0,014</u> 0,007-0,32(16)	<u>0,10</u> 0,04-0,40(38)	<u>0,026</u> 0,01-0,19(21)
Hg	<u>0,021</u> 0,006-0,056(57)	<u>0,027</u> 0,006-0,076(17)	<u>0,027</u> 0,004-0,12(41)	<u>0,018</u> 0,003-0,056(21)
Pb	<u>1,4</u> 0,05-3,9(59)	<u>0,73</u> 0,09-5,7(17)	<u>1,7</u> 0,20-30(36)	<u>1,1</u> 0,25-3,9(23)

Примечание. В скобках – число анализов.

Таблица 61

Средние содержания тяжелых металлов в хвойных подстилках и мхах (мг/кг сухого вещества)

Пояс	N	Cr	Mn	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Лесостепной пояс предгорий и низкогорий	<u>23</u> 35	<u>23</u> 14	<u>453</u> 275	<u>9,5</u> 10,6	<u>62</u> 54	<u>0,48</u> 0,44	<u>0,106</u> 0,109	<u>18</u> 19
Горно-лесной (юго-восточная часть Горного Алтая)	<u>5</u> 7	<u>18</u> 5,4	<u>494</u> 299	<u>10,4</u> 4,0	<u>37</u> 21	<u>0,12</u> 0,08	<u>0,197</u> 0,056	<u>5,4</u> 4,5

Примечание. Над чертой – содержание в хвойных подстилках, под чертой – в зеленых наземных мхах.

ния отражают общие закономерности: в целом более высокие содержания Mn и Cd в надземной части растений горно-лесного пояса и более низкие содержания в них Cu, Cr и Pb; наиболее высокие содержания Cd, Pb и Cu характерны для растений лесостепного пояса. Наличие закономерных изменений аккумуляции тяжелых металлов растениями достаточно хорошо иллюстрируется различиями их содержаний в хвойных подстилках и мхах двух поясов Горного Алтая (табл. 61).

Хвойные подстилки и мхи двух рассматриваемых поясов также фиксируют существенные различия в содержаниях Cd и Pb, что контролируется их содержанием в почвах.

В общем виде степень биоаккумуляции изученных микроэлементов растениями по величине  $I_A$  соответствует ряду  $Cd > Zn > Hg > Pb > Mn > Cr$  [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989].

Таким образом, очевидно, на фоновом уровне фиксируется закономерная сопряженность содержаний микроэлементов в системе почва-растение, которая отражает общую эколого-геохимическую ситуацию в регионе. Отсутствие в изученных фоновых геохимических обстановках

корреляционной связи между содержаниями микроэлементов в почвах и растениях никоим образом не отрицает установленных многочисленными исследованиями повышенных содержаний того или иного химического элемента в растениях, особенно в растениях-концентраторах.

На основе данных геохимической экологии В. В. Ковальский [1974] разработал систему биогеохимического районирования территории СССР. Установлено, что горные почвы на различных высотах имеют разную биогеохимическую характеристику. Свойственна изменчивость концентраций и соотношений многих элементов, недостаточная концентрация I, иногда Ca, Co, Cu, Zn, в некоторых случаях Mo, Co, Cu, Pb, Zn, Sr и др. Значительная гетерогенность ландшафтно-климатических условий горных стран и разных территорий в их пределах делает необходимой дальнейшую детализацию их биогеохимических характеристик.

Рассмотрим распределение микроэлементов в растениях по биогеохимическим поясам с точки зрения их соответствия норме. Нужно иметь в виду, что эта оценка является скорее качественной, так как по данным разных авторов пороговые значения несколько различаются. Краткая общая характеристика поясов дается по данным М. А. Мальгина [1978].

I. Биогеохимический пояс высокогорных тундр и альпийских лугов характеризуется в основном низким и средним содержанием микроэлементов, обычно слабой их биогенной аккумуляцией, но с повышенным накоплением горно-луговыми травами и кустарниками. Частично высвобождающиеся при замедленной минерализации органического вещества элементы, видимо, быстро снова поступают в биологический круговорот и концентрации их в почвенных растворах незначительны.

Содержание особо токсичных Pb, Cd и Hg в растениях пояса во всех случаях в пределах нормы. Средняя концентрация Cu и Zn на нижнем пределе достаточности в сравнении с некоторыми зарубежными оценками и вполне достаточна для пастбищных растений, по В. В. Ковальскому. Средние содержания Mn в растениях являются достаточными по зарубежным оценкам и избыточными, по сравнению с оценками В. В. Ковальского. Во всяком случае некоторые максимальные концентрации Mn явно выходят за пределы нормы, а по сравнению с оценкой, которую дает Melsted [Ильин, 1991], и Ni также. Содержания Cr в выборке растений пояса повышены, хотя в почвах они практически повсеместно находятся в пределах нормы. Это, скорее всего, свидетельствует об относительно высокой его доступности для растений в данном поясе.

II. Биогеохимический горно-лесной пояс занимает область развития черневой тайги или вторичных березово-осиновых лесов, а также кедрово-лиственничных и лиственничных лесов. Микроэлементы достаточно интенсивно поглощаются растительностью; в области черневой тайги, где разложение растительных остатков идет весьма интенсивно, они быстро возвращаются в почву. В гумусовом горизонте почв аккумулируется только Mn; кислая реакция почв и обильные осадки способствуют выносу микроэлементов в нижние части профиля и в поверхностные воды. В районе кедрово-лиственничных и лиственничных лесов надпочвенный покров состоит из мохово-лишайниковой и мохово-травянистой растительности. Круговорот микроэлементов в системе почва-растение менее интенсивный. Несмотря на высокую подвижность микроэлементов в почвах, природные воды содержат их немного.

Содержания Cd, Pb, Hg в растениях находятся в пределах нормы, Cu и Zn – также нормальные, но тяготеют к нижнему пределу. Содержания Mn в растениях пояса резко повышенные и в значительной части выборки избыточные. Можно констатировать также некоторую избыточность содержания в растениях Cr.

III. Лесостепной биогеохимический пояс включает области эрозионно-денудационных возвышенностей предгорий с увалисто-холмистым рельефом, переходящих в сильно расчлененные массивы с более резкими формами рельефа низкогорной части Северного Алтая. В направлении к горам увеличивается количество осадков и степень залесенности. На серых лесных почвах растительность представлена смешанными и сосновыми лесами с богатым подлеском и разнотравьем.

Содержания Cd, Pb, Hg в растениях обычно нормальные, за исключением некоторых случаев их превышения. Содержания Cu, Zn, Mn, Co в норме; концентрация Mn в растениях в некоторых случаях понижена, а Ni – повышена, хотя в основном в пределах нормы. Содержания Cr в выборке растений пояса повышены.

IV. Биогеохимический пояс степных и сухостепных межгорных котловин характеризуется разнотравно-злаковой и разнотравно-луговой растительностью. Водная миграция микроэлементов вследствие сухости климата и выровненности поверхности котловин весьма слабая.

Растения в имеющейся выборке представляют главным образом Чуйскую и Курайскую степи. Концентрации Cd и Pb в растениях нормальные, содержания Hg иногда слегка повышенные. В некоторых случаях обнаруживаются недостаточные содержания Cu, Zn, Co и избыточные концентрации Mn и Cr.

Сравнение концентраций микроэлементов в растениях Горного Алтая с элементным составом растений других регионов показывает, что во всех поясах они обогащены в среднем Cd и Hg и содержат меньше Pb, Cu, Zn, Mn, Cr, Ni, Co. Повышенные содержания Mn наблюдаются только в горно-лесном поясе.

### **3.5. Фоновое распределение элементов в природных водах**

В региональном аспекте обобщены материалы гидрогеохимических исследований, проведенных в различных ландшафтных зонах юга Западной и Средней Сибири. Установлено, что фоновые содержания компонентов химического состава поверхностных и подземных (верховодка, грунтовые воды) вод специфичны в каждой из этих зон и характеризуются закономерной взаимосвязью с интенсивностью водообмена (табл. 62, 63)

#### **3.5.1. Равнинные ландшафты**

Определение фоновых концентраций элементов в подземных водах верхней гидродинамической зоны равнинных территорий юга Западной Сибири показало, что рН составляет для них 7,4; величина общей минерализации – 617 мг/л; концентрация (мкг/л): Be – 0,4; P – 51; Ti – 14; V – 0,7; Cr – 4,9; Mn – 46; Co – 0,3; Ni – 2,4; Cu – 3,6; Zn – 25,5; As – 1,6; Zr – 1,1; Mo – 0,3; Ba – 8,6; Pb – 1,8; Ag – 0,2; Sn – 0,4; Sb – 1,2; Fe – 66.

Таблица 62

## Макрокомпонентный состав подземных вод Западной и Средней Сибири, мг/л

Зона	Район	N	pH	Минерализация	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SiO <sub>2</sub>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup> +K <sup>+</sup>	N <sub>4</sub> <sup>+</sup> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
I	1	1023	7,0	207	141	6	3,4	-	-	8	29	11	13	-
	2	864	7,4	308	220	5,4	2,2	0,2	1,7	11	44	13	19	0,5
	3	47	6,7	61	42	6	2	-	-	-	5	4	8	-
	4	476	7,3	514	377	6,3	5,7	0,1	1,5	16	59	22	32	0,2
	5	17	4,2	27	12	5	< 1	-	-	-	4	3	2	2,6
II	6	64	6,7	274	209	6	< 1	-	-	-	35	21	3	1,1
	7	336	7,5	510	337	18	19	0,1	-	13	60	33	36	0,7
III	8	210	7,6	627	426	20	27	0,1	3	15	67	27	46	0,5
	9	207	7,8	653	334	59	78	-	-	9,2	95	29	62	-
	10	98	7,9	1384	591	238	181	0,1	3,2	21	65	54	261	1,2

Примечание. Зоны: I – тайги, II – лесостепи, III – степи. Районы: 1 – среднегорные-лесные, 2 – низкогорные-лесные, 3 – курумников среднегорья, 4 – лесных предгорий, 5 – верховых болот, 6 – низинных болот, 7 – горных лесостепей, 8 – равнинных лесостепей, 9 – горных степей, 10 – равнинных степей.

Таблица 63

## Микрокомпонентный состав грунтовых вод Западной и Средней Сибири, мкг/л

Район	N	Be	P	Ti	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sb	Ba	Pb	Fe
1	1023	0,2	-	20	0,9	4,1	24	0,2	1,9	2,8	9	0,5	3,6	17	1,6	-
2	864	0,07	-	7	0,8	1,3	14	0,1	0,9	1,4	13	0,8	0,3	5	0,9	150
3	72	0,02	-	1,8	0,2	0,5	4,3	0,1	0,3	1,1	6,2	0,3	0,2	2,8	0,3	-
4	430	0,15	43	12	0,7	5,6	57	0,1	0,6	1,5	18	1,9	1,1	9	1	645
5	17	0,3	32	4	-	3,2	39	-	0,4	0,9	3,5	-	-	8	1,8	250
6	64	0,2	30	3,2	2,1	3,5	8,1	0,8	0,6	1,3	7,1	-	-	7	1,9	196
7	280	0,3	29	17	0,5	1,2	34	1	0,7	2,5	28	2,1	1,1	16	0,7	207
8	210	0,6	80	16	0,6	3,3	28	-	4,4	6	36	2,0	1,0	18	2,4	675
9	207	0,7	-	22	1,8	2,2	143	-	1,1	4,1	16	-	-	139	4,8	694
10	98	0,9	-	29	2,9	0,5	37	0,9	8,1	9,8	52	0,4	1,9	23	4,3	580

Примечание. Содержания элементов Mo до 1,1; Zr до 2,3; Sn до 0,8 мкг/л. Районы те же, что и в табл. 62.

Наиболее увлажненная таежная зона характеризуется невысокой минерализацией (200–400 мг/л), преимущественно гидрокарбонатным кальциевым или магниевым-кальциевым составом природных вод в верхней части геологического разреза. Содержание металлов в фоновых водах находится здесь в пределах от 0,07 мкг/л у Be до 965 мкг/л у Fe (см. табл. 63). Такие тяжелые металлы, как Ti, Cr, Cu, Zn, Pb, содержатся в концентрациях от 20 до 1 мкг/л. Более низкая общая минерализация и сравнительно невысокие содержания большинства компонентов характерны для вод верховых болот. Среда их слабокислая и кислая, что связано с наличием кислот, в первую очередь, органических. В них установлено повышенное содержание фульвокислот (до 50 мг/л) и аммония. Концентрации Ti, Cr, Cu, Zn и Pb равны соответственно 4; 3,2; 0,9; 3,5; 1,8 мкг/л. Значительно отличаются по своему составу воды низинных торфяных залежей, имеющие минерализацию в таежной зоне до 300 мг/л, гидрокарбонатный анионный состав при практическом отсутствии сульфат-иона. По сравнению с водами верховых торфяных месторождений данной зоны в них установлено более высокое фоновое содержание V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, Ag, Fe (см. табл. 63). Воды различных ландшафтов таежной зоны существенно отличаются фоновыми концентрациями микрокомпонентов.

В водах таежных предгорий установлены сравнительно повышенные фоновые содержания Cr, Mn, Zn, As и Fe, а также органических веществ. Это объясняется, вероятнее всего, особенностями формирования их состава, зависящими, прежде всего, от интенсивности водообмена. В предгорьях достаточно интенсивно развит почвенный покров, способствующий обогащению инфильтрующихся вод K, P и органическими веществами. Последние могут образовывать с Fe и другими элементами комплексные соединения, устойчивые в природных водах данной геохимической обстановки. Снижение интенсивности водообмена в предгорных районах обуславливает, по данным С. Л. Шварцева [1992], формирование в природных водах слабощелочной среды, повышенных концентраций Ca, Mg, Na и кремнекислоты в процессе достаточно длительного контакта с горными породами, а также соответствующих вторичных алюмосиликатов, прежде всего монтмориллонита.

Наряду с этим происходит, вероятно, замедленный механический вынос продуктов из зоны взаимодействия вод и горной породы, что ведет к большей сохранности глинистого материала, сорбирующего микрокомпоненты. Это, безусловно, сказывается на уровнях содержания последних в водах. Отмеченные особенности достаточно четко проявляются в водах верхних частей разрезов алюмосиликатных пород, наиболее широко распространенных в регионе.

В лесостепной зоне отмечается снижение интенсивности водообмена (по сравнению с таежной), что фиксируется прежде всего в значениях модулей подземного стока ( $1-1,5$  л/с·км<sup>2</sup>). Здесь состав вод верхнего гидродинамического уровня преимущественно гидрокарбонатный магниевый-кальциевый или натриево-кальциевый с относительно повышенным содержанием хлор- и сульфат-ионов, аммония (см. табл. 62) и органических веществ. При сравнении гидрогеохимических данных, полученных по водам предгорных и горных лесостепных районов, проявляется тенденция увеличения содержаний большинства макрокомпонентов в водах предгорий

наряду с повышенной общей минерализацией. Эта тенденция характерна также для ряда микрокомпонентов: Cu, Zn, Pb, Ag и др. (см. табл. 63). В то же время такие элементы, как V, Cr, Mo, Sn, Sb имеют более высокие фоновые содержания в водах горных лесостепей.

Сравнительный анализ химического состава грунтовых вод таежных и лесостепных равнинных районов показывает, что в последних формируется более щелочная среда и содержатся в сравнительно повышенных концентрациях  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , а также  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  и  $\text{Na}^+$ .

Для вод предгорных лесостепей, при сопоставлении их с водами таежных предгорий, отмечается большая концентрация  $\text{HCO}_3^-$  и несколько повышенная общая минерализация. Однако существенной разницы в содержаниях Si при этом не установлено. Воды лесостепной зоны содержат также в несколько больших количествах Mo и Sn.

Различаются по своему составу воды таежных предгорий и лесостепных горных районов. В первых формируются относительно повышенные содержания P, V, Cr, Mn, Zr, Pb, Sn и Fe. Достаточно высоким гидрогеохимическим фоном характеризуются предгорные лесостепные площади (Cu, Zn, Zr, Pb, Ag и др. элементы, см. табл. 62, 63).

Распределение компонентов химического состава подземных вод обусловлено особенностями его формирования в пределах различных ландшафтов. В лесостепных равнинных районах они связаны прежде всего с уменьшением стока, ростом общей минерализации, увеличением концентрации макрокомпонентов и щелочности среды. Здесь же отмечаются более полная гумификация растительных остатков, особенно в предгорных лесостепных территориях, и более высокие содержания органических веществ в грунтовых водах. С этим, вероятнее всего, связан рост концентрации в них ряда микрокомпонентов. Кроме того, в водах лесостепной зоны могут формироваться комплексные соединения Zn, Cu и других металлов с хлор- и сульфат-ионами, что способствует повышению их миграционной способности.

Предгорные равнинные районы степной зоны региона своеобразны по уровню гидрогеохимического фона для различных компонентов. Связано это, прежде всего, со значительными различиями в интенсивности водообмена (в общем относительно пониженной), характеризующегося величинами модуля подземного стока от 0,2 до 1,0 л/с·км<sup>2</sup>. Грунтовые воды этой зоны имеют слабощелочную среду (рН в среднем составляет 7,8–7,9), повышенную общую минерализацию – до 2 г/л и более. Одной из особенностей их фонового состава является наличие повышенных количеств основных анионов, а также Mg и особенно Na. В большей степени эти особенности проявлены в водах предгорных и равнинных степей, где отмечаются также значительные количества  $\text{SiO}_2$  – прежде всего там, где развивается процесс содообразования, т. е. образуются содовые гидрокарбонатно-натриевые воды. В этих водах выявлены также повышенные фоновые концентрации ряда микрокомпонентов: Be, Ti, Mn, Mo, Ba, Pb и Fe.

Кроме этих элементов, в водах предгорных степных площадей, для которых по сравнению с другими ландшафтами характерна невысокая интенсивность водообмена, установлен более высокий фон также по таким металлам, как V, Cr, Ni, Cu, Zn, Zr, Ag, Sn.

В степной зоне соотношение привноса и испарения влаги обуславливает формирование грунтовых вод континентального засоления, в которых образуются устойчивые комплексы гидрокарбоната и натрия с микрокомпонентами, а также микрокомпонентов с сульфат-, хлор-ионом и органическим веществом.

### 3.5.2. Средне- и низкоргорные ландшафты

Фактический материал (см. табл. 62, 63) позволил определить фоновые концентрации компонентов, прежде всего тяжелых металлов, в водах зоны активного водообмена средне- и низкоргорных территорий характеризующего региона. По величине рН (7,2) они близки к нейтральным, их общая минерализация составляет 315 мг/л. Концентрации микрокомпонентов составляют (мкг/л): для Be – 0,2; P – 30; Ti – 15; V – 0,9; Cr – 2,5; Mn – 31; Co – 0,3; Ni – 1,3; Cu – 2,3; Zn – 13; As – 0,9; Zr – 0,7; Mo – 0,8; Ba – 23; Pb – 1,5; Sn – 0,4; Sb – 1,9; Fe – 249. Для многих элементов (Be, P, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Sb, Fe) они несколько ниже, чем в аналогичных водах равнинных районов. Связано это с рядом факторов, в частности, для таких элементов, как Mn и Fe – с меньшим развитием в горных ландшафтах, по сравнению с равнинными, прежде всего таежными, площадей с глеевой геохимической обстановкой. Наряду с этим, в горных ландшафтах менее развиты участки, в которых идет процесс континентального засоления и на равнинных территориях которых значительно возрастает концентрация ряда компонентов. Интенсивнее в горных районах и водообмен, что также обуславливает невысокое содержание многих металлов. В то же время фоновое количество в водах таких элементов, как Ti, V, Co, Mo, Ba, Sn, Sb, здесь очень близко или даже несколько превышает их концентрацию в водах равнинных ландшафтов, что связано, безусловно, с особенностями геохимических свойств этих металлов и геохимическими особенностями ландшафтов.

Отмечаются также отличия в распределении элементов в водах отдельных типов ландшафтов. Так, в водах таежного среднегорья, по сравнению с другими территориями, выявлено несколько большее содержание Pb и некоторых других металлов. Наряду с этим, в водах горных лесостепных ландшафтов установлены более высокие фоновые концентрации Zn, As, Co.

На основе проведенных региональных гидрогеохимических исследований можно сделать **следующие выводы:**

- в таежной зоне среда в водах верхней части геологического разреза близкая к нейтральной и слабощелочная в предгорных территориях в соответствии с основными геохимическими процессами при выветривании: каолинизацией, гидрослюдизацией и монтмориллонитизацией первичных алюмосиликатов;

- в лесостепной зоне юга Западной и Средней Сибири в условиях относительно невысокой интенсивности водообмена распространены слабощелочные (фоновые значения рН = 7,5–7,6) гидрокарбонатные воды с несколько повышенным содержанием основных ионов (общая минерализация 500–600 мг/л), формирование которых сочетается с образованием вторичных алюмосиликатов типа монтмориллонита;

– рост концентрации основных анионов ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и в ряде случаев  $\text{HCO}_3^-$ ), некоторых катионов ( $\text{Na}^+$  и частично  $\text{Mg}^{2+}$ ) характерен для наименее обводненной степной зоны: здесь проявляется процесс континентально-го засоления, с которым связано увеличение содержания в природных водах многих микрокомпонентов, в том числе токсичных;

– особенности формирования основного (макрокомпонентного) состава фоновых вод верхней гидродинамической зоны сложным образом влияют на распределение в них микрокомпонентов, зависящее также от накопления и преобразования органического вещества;

– анализ рядовых содержаний элементов в подземных водах региона показывает, что гидрогеохимический фон является повышенным для таких элементов, как Mn и Fe в равнинной лесной (таежной) и горной степной зонах. Причем в водах низинных болотных районов среднее содержание железа превышает допустимые санитарные нормы (1960 мкг/л по сравнению с 300 мкг/л). Высок региональный фон и для Ba в водах горных степей (139 мкг/л). Остальные компоненты вод верхней гидродинамической зоны имеют сравнительно низкие фоновые показатели.

Приведенные данные, характеризующие особенности состава фоновых вод, относятся к районам юга Западной и Средней Сибири, которые на значительное расстояние удалены от промышленных центров и слабо затронуты антропогенным влиянием (I тип). Наряду с этими территориями, в регионе имеются значительные по размерам площади, переходные от экологически почти чистых (т. е. от I типа) к площадям с антропогенно измененным составом природных вод (III тип). Эти переходные в экологическом отношении территории (II тип) занимают пока большие площади в регионе. Имеются они, в частности, в восточной части Кемеровской (бассейн среднего течения р. Томь), в Томской областях и на юге Красноярского края. Сохранение в них благоприятной экологической обстановки весьма актуально, в связи с чем ниже приводятся результаты, полученные авторами в ходе гидрогеохимических исследований в некоторых из этих районов.

### **3.5.3. Особенности химического состава вод локальных территорий**

Более детальные гидрогеохимические исследования территорий II типа проводились в бассейнах среднего течения рек Томь и Катунь, а также на Северо-Западном Салаире.

#### **3.5.3.1. Бассейн среднего течения р.Томь**

Район занимает восточную часть Кузбасса – бассейн правых и левых притоков р. Томь, впадающих в нее на отрезке от Новокузнецка до Кемерова. Это в основном затаеженная территория, занимающая предгорья и западный склон Кузнецкого Алатау. Лишь на ее северо-западном участке развит лесостепной ландшафт. Бассейны основных притоков р. Томь, берущих начало в Кузнецком Алатау, характеризуются высокими модулями поверхностного подземного стока. Величина последнего составляет 3,0–5,0 л/с·км<sup>2</sup>. Северо-Западная часть территории менее обводнена – значения модулей подземного стока составляют 1,0–3,0 л/с·км<sup>2</sup> [Шварцев и др., 1993].

Гидрогеологические условия бассейна среднего течения р. Томь определяются его приуроченностью к области сочленения восточного крыла Кузнецкого артезианского бассейна и западного склона Кузнецко-Алатауской гидрогеологической складчатой области. В верхней гидродинамической зоне данного региона формируются инфильтрационные воды преимущественно местного питания. По условиям залегания здесь выделяются верховодка, грунтовые воды покровных образований и аллювиальных отложений, грунтовые трещинные и трещинно-пластовые воды верхней части коренных пород и воды зон тектонических разрывных нарушений в коренных породах. По анионному составу эти воды преимущественно гидрокарбонатные. Их катионный состав в верхней зоне кальциевый и магниевый-кальциевый. С глубины более 100 м начинает возрастать роль натрия. В этом же направлении увеличивается общая минерализация подземных вод (в среднем от 50 до 800 мг/л) и величина рН (7,4 и более).

Приведенный фактический материал позволяет сделать вывод, что подземные воды верхней гидродинамической зоны характеризуемого региона по макрокомпонентному составу являются типичными для таежных и горно-таежных районов. По мере снижения абсолютных отметок Кузнецкого Алатау и увеличения глубины залегания водоносных горизонтов растут общая минерализация и значения рН воды. Такие изменения состава и солености воды характерны для горно-складчатых областей и объясняются природными факторами, прежде всего интенсивностью водообмена и стадиями взаимодействия воды с горными породами [Шварцев, 1982].

Исследования, выполненные в характеризуемом регионе, позволили выяснить, что наиболее высокие средние (и аномально-максимальные) концентрации в подземных водах характерны для Fe, Mn, Al, Ti, P, Zn – особенно для Fe и Mn (табл. 64) Воды с повышенным содержанием железа и марганца, прежде всего Fe<sub>общ.</sub>, вскрыты скважинами в поселках Лягушье, Ячменюха и других пунктах в единой водоносной толще, включающей рыхлые отложения и верхнюю трещиноватую часть нижезалегających коренных пород. Характерная для них глеевая геохимическая обстановка, достаточно часто встречающаяся в увлажненных таежных ландшафтах, способствует накоплению в подземных водах соединений низшей формы валентности элементов с переменными ее значениями (Fe, Mn и др.). Сравнивая величины концентрации компонентов, следует отметить, что они для ряда элементов достаточно близки между собой, особенно у Zn, Pb и As. Однако, несмотря на отмеченную близость этих содержаний, многие элементы (Cu, Co, Ni, Cr, Ti и др.) обнаружены в грунтовых водах характеризуемого региона в несколько повышенных количествах по сравнению с региональным фоном. Это связано, вероятнее всего, с наличием в бассейне среднего течения р. Томь угленосных пиритизованных отложений и рудных (прежде всего, сульфидных) зон, в процессе окисления которых при взаимодействии с водой происходит обогащение природных растворов данными элементами.

Наряду с этим отмечается относительное уменьшение содержаний в подземных водах ряда элементов – Zn, Cu, Hg, Ni и Co (в интервале глубин порядка 100–200 м от поверхности).

Значительные концентрации Zn, Cu, Cd, Pb и Al в верховодке (см. табл. 64) могут быть связаны как с естественными факторами (выщелачиванием из почвенного слоя и горных пород инфильтрующимися водами), так и с антропогенным влиянием.

Таблица 64

Среднее содержание микрокомпонентов в подземных водах бассейна среднего течения  
р. Томь, мкг/л

Тип вод	N	P	Ti	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sb	Cd	Hg	Pb	Al	Fe
I	5	<u>28</u>	—	<u>1,4</u>	—	<u>0,09</u>	<u>0,9</u>	<u>6,5</u>	<u>22</u>	<u>0,4</u>	<u>0,3</u>	<u>0,9</u>	<u>0,012</u>	<u>1,6</u>	<u>79</u>	<u>138</u>
		0,1	—	1,4	—	0,02	0,4	3,9	14	0,2	0,1	0,4	0,004	1,6	0	76
II	13	<u>34</u>	<u>252</u>	<u>83</u>	<u>165</u>	<u>0,3</u>	<u>2,5</u>	<u>3,9</u>	<u>16</u>	<u>1,3</u>	<u>0,3</u>	<u>0,3</u>	<u>0,019</u>	<u>0,6</u>	<u>36</u>	<u>1935</u>
		27	0	96	206	0,3	1,6	2,3	11	1,4	0,1	0,3	0,025	0,4	13	3802
III	17	<u>24</u>	<u>1,9</u>	<u>14</u>	<u>97</u>	<u>0,09</u>	<u>2,2</u>	<u>3,4</u>	<u>16</u>	<u>0,4</u>	<u>0,3</u>	<u>0,2</u>	<u>0,014</u>	<u>0,9</u>	<u>28</u>	<u>40</u>
		16	0,8	34	39	0,04	2,8	4,3	16	0,2	0,1	0,2	0,017	0,7	7,9	24
IV	17	<u>13</u>	<u>1,0</u>	<u>8,1</u>	<u>97</u>	<u>0,08</u>	<u>2,2</u>	<u>2,8</u>	<u>16</u>	<u>1,6</u>	<u>0,4</u>	<u>0,3</u>	<u>0,008</u>	<u>1,1</u>	<u>26</u>	<u>290</u>
		8	0,3	4,9	186	0,03	1,8	3,0	11	2,3	0,3	0,3	0,001	1,8	3,9	579
V	53	<u>24</u>	<u>33</u>	<u>8,8</u>	<u>111</u>	<u>0,5</u>	<u>2,0</u>	<u>3,6</u>	<u>17</u>	<u>0,9</u>	<u>0,4</u>	<u>0,3</u>	<u>0,013</u>	<u>1,0</u>	<u>34</u>	<u>442</u>
		19	83	5,6	159	0,3	1,2	3,7	14	1,5	0,2	0,3	0,015	1,3	18	1686
VI	40	<u>24</u>	<u>1,3</u>	<u>5,2</u>	<u>272</u>	<u>0,2</u>	<u>2,0</u>	<u>2,7</u>	<u>11</u>	<u>0,7</u>	<u>0,4</u>	<u>0,5</u>	<u>0,009</u>	<u>0,9</u>	<u>37</u>	<u>81</u>
		12	0,6	6,6	622	0,2	2,1	2,3	13	0,6	0,3	0,6	0,003	1,1	27	71

Примечание. I – верховодка, II – грунтовые порово-пластовые воды, III – грунтовые трещинно-пластовые воды, IV – грунтовые трещинные воды, V – среднее по подземным водам, VI – поверхностные воды. Над чертой – среднее содержание, под чертой – среднеквадратичное отклонение.

Таблица 65

Средние содержания микрокомпонентов в водах верхней части комплексов пород бассейна среднего течения р. Томь (мкг/л, по летним данным 1990–1991 гг.)

Воды комплексов пород	N	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
Четвертичного	9	1,8	0,1	0,7	3,3	16	2,1	0,3	0,02	0,7
Юрского	8	0,8	0,1	0,7	3,4	19	0,5	0,3	0,01	1,4
Триасового	6	4,4	0,1	0,1	2,8	30	0,7	0,3	0,02	0,8
Пермского	9	1,6	0,1	0,7	2,7	14	0,5	0,2	0,01	0,7
Девонского	10	0,4	0,1	1,3	5,1	39	0,5	0,1	0,01	1,4
Базальтового	12	0,2	0,15	0,4	6,1	15	0,5	0,3	0,01	0,2

Примечание. Среди пород четвертичного комплекса преобладают галечно-песчаные и супесчаные отложения; юрского – осадочные песчано-глинистые и конгломератовые; триасового – эффузивно-терригенные; пермского – терригенно-угленосные и угленосно-терригенные; девонского – осадочные, эффузивно-осадочные и эффузивные.

Гидрогеохимические исследования, проведенные в пределах данного региона, показывают, что в подземных водах, приуроченных к различным генетическим и возрастным типам пород, отмечаются некоторые различия в микрокомпонентном составе (табл. 65). Так, в грунтовых водах рыхлых четвертичных образований наиболее часто встречающиеся содержания цинка достигают 16 мкг/л. Невысокими являются также концентрации в этих водах Cu, Cr (чаще всего 1,8–3,5 мкг/л); Cd, Pb, Ni, Co (< 1 мкг/л); Hg (0,01 мкг/л и менее). Близки к этим данным наиболее часто встречающиеся содержания элементов в водах других комплексов горных пород.

Несколько аномальными на таком фоне выглядят повышенные концентрации Zn в водах девонских и триасовых образований, а также Cu в

водах базальтов и пород девона. Связана такая особенность, вероятнее всего, с наличием в них гидротермальной сульфидной минерализации.

Определенные выводы можно сделать при сравнении концентраций микрокомпонентов в подземных водах с их содержанием в поверхностных водотоках данного бассейна в летний период (см. табл. 64.). При этом следует отметить, что средние содержания многих элементов (Sb, Hg, Cu, Al, Pb, Cd, As, Ni, P) в данный период близки между собой для рассматриваемых двух типов природных вод. Однако это характерно не для всех элементов – так, средние концентрации Mn в поверхностных водах несколько выше, чем в подземных. В то же время такие компоненты, как Zn, Fe, Cr и особенно Ti обнаружены (в средних содержаниях) в горизонтах подземных вод в значительно больших количествах, чем в поверхностных. Причины таких различий весьма разнообразны и обусловлены прежде всего влиянием геохимических условий и антропогенных воздействий на состав природных вод. Сравнение содержаний элементов в поверхностных водах бассейна среднего течения р. Томь и их концентраций в водах регионального фона (речные воды) показывает их близкую сходимость по Co, Ni и Pb (см. табл. 64). В то же время такие элементы как Cu, Zn и Sb установлены в поверхностных водах данного региона в пониженных в 2–3 раза содержаниях. Наиболее резкие отличия установлены по Cr и Mn, что связано, вероятнее всего, с антропогенной нагрузкой.

Несмотря на небольшой разброс средних содержаний ртути в различных типах подземных вод региона, распределение данного элемента в них, в силу ее особого экогеохимического значения, следует рассмотреть более детально. Атомно-абсорбционный анализ водных проб показал, что валовые (суммарные содержания растворенной и взвешенной форм) концентрации ртути в подземных и поверхностных водах региона варьируют от аналитически неуловимых (менее 0,005 мкг/л) до 0,05 мкг/л, составляя чаще всего 0,01–0,02 мкг/л и менее; достаточно редко (несколько проб) они повышались до 0,08 мкг/л.

Приведенный материал позволяет также сделать вывод о том, что средние содержания микрокомпонентов в подземных водах данной территории близки к региональным фоновым концентрациям, при этом они значительно ниже ПДК. Антропогенное влияние на микрокомпонентный состав природных вод характеризуемой площади проявляется в основном в образовании аномальных концентраций компонентов в атмосферных осадках, поверхностных водах и в ряде случаев в верховодке, находящейся в зоне аэрации в населенных пунктах или вблизи дорог, а также повсеместно в шахтных и карьерных водах.

Гидрогеохимические исследования в районе Пугачевского (Кемеровского) подземного водосбора показали, что фон здесь близок к природному, исключая воды р. Томь. Последние оказывают отрицательное воздействие на водоносные горизонты в долине этой реки. Так, в процессе длительной (более полугодя) откачки воды из эксплуатационной скважины № 1 этого водозабора (исследованиями 1993 г.) в подземных водах, имеющих связь с р. Томь, установлено значительное содержание нефтепродуктов. Эти и другие данные указывают на отрицательное влияние р. Томь на воды инфильтрационных водозаборов, расположенных в ее долине.

Таблица 66  
Статистическая характеристика подземных вод Пугачевского водозабора

Элемент	$\bar{x}$	S	S
Минерализация, мг/л	393,0	390,0	50,3
$\text{HCO}_3^-$	273,0	270,1	43,9
$\text{SO}_4^{2-}$	2,1	2,0	1,0
$\text{Cl}^-$	18,7	16,5	12,5
$\text{CO}_3^{2-}$	4,2	2,8	3,8
$\text{NO}_3^-$	0,4	0,2	0,8
Al	0,008	0,008	0,0
Si	4,8	4,78	0,8
$\text{Ca}^{2+}$	53,6	52,0	15,0
$\text{Mg}^{2+}$	17,7	16,7	6,6
$\text{Na}^+$	17,8	14,5	15,0
$\text{K}^+$	1,4	1,3	0,7
Окисляемость перманганатная, мг/л	4,2	4,1	1,4
Li	0,02	0,02	0,02
P	0,06	0,06	0,03
Ni	1,6	1,3	1,1
Cu	0,007	0,003	0,01
Zn	0,01	0,008	0,02
Sn	0,5	0,4	0,3
Sb	2,4	2,4	0,0
Cd	0,1	0,1	0,0
Pb	0,01	0,01	0,01
$\text{Fe}_{\text{общ}}$	0,5	0,3	0,7

**Примечание.** Данные по анализам 7 проб; здесь и в табл 68–71 Ni, Sn, Sb, Cd – мкг/л, остальные элементы – мг/л.

Анализ приведенного материала показывает, что подземные воды данного района находятся в состоянии первой (начальной) фазы антропогенного воздействия (табл. 66.).

### 3.5.3.2. Северо-Западный Салаир

Северо-Западный Салаир – один из районов, характеризующихся относительно небольшой техногенной нагрузкой.

Анализ результатов гидрогеохимических исследований, ранее проведенных в этом регионе (табл. 67), позволяет прийти к выводу, что гидрогеохимический фон здесь близок к охарактеризованному выше фону незагрязненных территорий юго-востока Западной Сибири. Об этом свидетель-

Микрокомпонентный состав вод верхней гидродинамической зоны Северо-Западного Салаира (N = 640, по данным ПНИЛ гидрогеохимии ТПУ)

Предел содерж.	Содержание элементов, мкг/л												
	Ti	V	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Sb	Ba	Pb
Мин.	4,0	0,1	0,03	2,8	0,03	0,1	0,3	6,3	0,5	2,5	0,03	1,0	0,2
Макс.	25,0	3,1	3,9	30,3	0,25	2,5	1,6	43,0	3,9	10	2,5	8,3	1,1
Средн	9,5	0,7	0,9	22,1	0,1	0,6	0,7	16,0	1,5	5,1	0,6	3,2	0,5

ствуют содержания в подземных водах макрокомпонентов, хотя по некоторым из них оно повышается в 1,5–1,7 раза.

Несколько сложнее распределяются в водах микрокомпоненты. Так, фиксируется повышение фона Северо-Западного Салаира по сравнению с грунтовыми водами низкорья юго-востока Западной Сибири для As, Sb в 2 и Mn – в 1,6 раза; однако другие элементы такого уровня не достигают. В целом устанавливается, что природные воды этого района содержат компоненты в количествах, не превышающих предельно допустимые. Об этом свидетельствуют также данные 1993 г. (табл. 68 и 69), полученные совместно с ИХН СО РАН.

Таблица 68

Статистическая характеристика состава подземных вод водораздела и Северного склона северо-западного Салаира (N=5)

Элемент	$\bar{x}$	S	S
Минерализация, мг/л	328	326	39,2
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	213	211,3	27,8
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	4,0	4,0	0,0
Cl <sup>-</sup>	13,9	13,8	2,0
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	13,2	11,3	7,8
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,3	0,7	1,5
Al	0,02	0,01	0,03
Si	3,9	3,80	1,1
Ca <sup>2+</sup>	46,2	44,6	12,2
Mg <sup>2+</sup>	11,2	8,5	10,2
Na <sup>+</sup>	27,2	26,8	5,2
K <sup>+</sup>	0,8	0,7	0,4
Окисляемость перманганатная, мг/л	3,0	2,98	0,5
Li	0,007	0,007	0,001
P	0,04	0,03	0,04
Ni	1,9	1,80	0,98
Cu	0,004	0,002	0,004
Zn	0,0	0,001	0,0
Sn	0,4	0,36	0,0
Sb	3,6	3,60	0,0
Cd	0,2	0,1	0,07
Pb	0,005	0,003	0,006
Fe <sub>общ.</sub>	0,1	0,09	0,05

Статистическая характеристика состава природных вод Южного склона Северо-Западного Салаира (N = 4)

Элемент	$\bar{x}$	C	S
Минерализация, мг/л	451	441,3	107,6
$\text{HCO}_3^-$	311,2	309,4	40,2
$\text{SO}_4^{2-}$	38,0	22,9	29,4
$\text{Cl}^-$	34,2	25,2	30,6
$\text{CO}_3^{2-}$	10,8	10,1	4,3
$\text{NO}_3^-$	0,9	0,7	0,7
Al	0,008	0,008	0,0
Si	4,6	4,5	1,1
$\text{Ca}^{2+}$	73,5	70,3	25,1
$\text{Mg}^{2+}$	16,5	16,2	3,7
$\text{Na}^+$	47,5	42,62	26,1
$\text{K}^+$	5,3	8,5	12,7
Окисляемость перманганатная, мг/л	4,0	3,77	1,7
Li	0,02	0,02	0,005
P	0,07	0,04	0,08
Ni	2,7	2,7	0,0
Cu	0,001	0,001	0,0
Zn	0,003	0,003	0,0
Sb	0,0	0,001	0,0
Cd	0,1	0,1	0,0
Pb	0,0	0,001	0,0
$\text{Fe}_{\text{общ}}$	1,4	0,5	2,1

В пределах освоенных территорий концентрации компонентов в водах на ряде участков значительно отличается в большую сторону от общего фона.

На основной части Северо-Западного Салаира большинство компонентов обнаруживается в относительно низких концентрациях, не позволяющих выявить сколько-нибудь значительное антропогенное влияние.

Имеющийся фактический материал позволяет сделать вывод, что в настоящее время воды верхней гидродинамической зоны северо-западного Салаира по концентрации макро- и охарактеризованных микрокомпонентов на большей части территории являются типичными фоновыми, характерными для низкогорных таежных районов, которые пока слабо затронуты антропогенным влиянием.

### 3.5.3.3. Бассейн среднего течения р. Катунь

Значительный по объему фактический материал, характеризующий состав природных вод бассейна р. Катунь, приведен в монографии [Катунь., 1992], посвященной характеристике геохимии ртути в регионе. Накоплен также фактический материал по питьевым водам Горного Алтая,

который свидетельствует о том, что их качество является весьма различным. Например, по данным Б. А. Воротникова и др. [1990], водозаборы в г. Горно-Алтайске используют весьма чистую воду, также как и в пос. Майма. В то же время в пос. Артыбаш и других населенных пунктах (г. Бийск, поселки Кош-Агач, Онгудай, Шебалино, Черга и др.) качество воды значительно ниже и в ней обнаруживаются в концентрациях, превышающих ПДК, многие элементы (Ba, Mn и др.).

Исследованиями состава грунтовых вод в бассейне среднего течения р. Катунь в 1993 г., проведенными совместно с лабораториями гидрогеологии ОИГГМ и экологии ИХН СО РАН, в них практически не установлен нитрит-ион, низки содержания нитрат-иона (менее 1,0 мг/л), сульфат-иона, хлор-иона, свинца, меди, кадмия. Цинк обнаружен в содержаниях, не превышающих 20 мкг/л (табл. 70). Приведенные данные свидетельствуют, что подземные воды долины р. Катунь в основном экологически чистые и близки к природному гидрогеохимическому фону по изученным компонентам.

Таблица 70

Статическая характеристика состава природных вод бассейна среднего течения р. Катунь  
(N = 7)

Элемент	$\bar{x}$	S	S
Минерализация, мг/л	387,0	369,0	114,8
$\text{HCO}_3^-$	245,0	232,9	69,9
$\text{SO}_4^{2-}$	19,7	9,1	20,95
$\text{Cl}^-$	28,2	18,8	39,7
$\text{CO}_3^{2-}$	9,6	7,4	6,9
$\text{NO}_3^-$	1,1	0,5	1,37
Al	0,01	0,009	0,01
Si	3,6	3,1	1,5
$\text{Ca}^{2+}$	50,9	47,3	20,0
$\text{Mg}^{2+}$	16,5	12,7	10,8
$\text{Na}^+$	34,9	25,3	22,4
$\text{K}^+$	9,7	2,6	23,3
Окисляемость перманганатная, мг/л	3,6	3,4	1,2
Li	0,01	0,01	0,01
P	0,05	0,04	0,05
Ni	2,3	1,96	1,5
Cu	0,02	0,004	0,04
Zn	0,01	0,009	0,01
Sn	0,6	0,5	0,49
Sb	4,7	4,1	2,8
Cd	0,1	0,1	0,04
Pb	0,01	0,009	0,01
$\text{Fe}_{\text{общ}}$	0,5	0,2	0,98

Статическая характеристика состава подземных вод верхней зоны в восточной части Степного Алтая (N=7)

Элемент	$\bar{x}$	S	S
Минерализация, мг/л	469	448	151
$\text{HCO}_3^-$	248,0	233,4	92,0
$\text{SO}_4^{2-}$	31,8	21,4	21,1
$\text{Cl}^-$	58,8	33,6	71,4
$\text{CO}_3^{2-}$	12,4	10,5	9,4
$\text{NO}_3^-$	2,2	1,4	1,8
Al	0,008	0,008	0,0
Si	3,5	3,3	1,1
$\text{Ca}^{2+}$	53,8	50,5	21,6
$\text{Mg}^{2+}$	22,6	13,3	17,6
$\text{Na}^+$	41,1	23,1	32,4
$\text{K}^+$	26,1	8,3	43,7
Окисляемость перманганатная, мг/л	3,8	3,6	1,4
Li	0,02	0,02	0,01
P	0,1	0,05	0,1
Ni	3,0	2,4	2,5
Cu	0,002	0,001	0,002
Zn	0,01	0,01	0,01
Sn	0,8	0,7	0,5
Sb	6,9	6,1	3,6
Cd	0,1	0,1	0,03
Pb	0,01	0,007	0,01
$\text{Fe}_{\text{общ}}$	0,4	0,3	0,1

Заметим, что грунтовые воды восточной части Степного Алтая, приуроченные к аллювиальным отложениям и верхней зоне коренных пород и опробованные в селах Алтайское, Верх-Катунское и Тальменка (табл. 71), характеризуются относительно повышенной минерализацией в ряде водопунктов (более 700 мг/л – с. Тальменка), более высоким содержанием сульфат-иона (30–50 мг/л), хлор-иона (40–60 мг/л). Наряду с этим, в них установлена относительно низкая концентрация  $\text{NO}_2^-$  (0,01–0,02 мг/л) и  $\text{NO}_3^-$  (до 6 мг/л). При сравнительно невысоком фоне, характерном для большинства микрокомпонентов, выявлены в отдельных водопунктах аномальные количества Zn (171 мкг/л) и Pb (24 мкг/л). Состав изученных подземных вод по указанным компонентам пока существенно не изменен антропогенным влиянием.

## **4. ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ЭКОГЕОХИМИЧЕСКИЕ НАГРУЗКИ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ**

---

---

На основании анализа фонового распределения тяжелых металлов и радионуклидов в почвах, растениях и водах природных ландшафтов выявлены вышефоновые (или аномальные) их концентрации, которые обусловлены не только металлогенией региона, но и антропогенным загрязнением окружающей среды. Под *аномальными концентрациями* мы понимаем такие содержания элементов, которые выходят за пределы области как верхней, так и нижней фоновой границы.

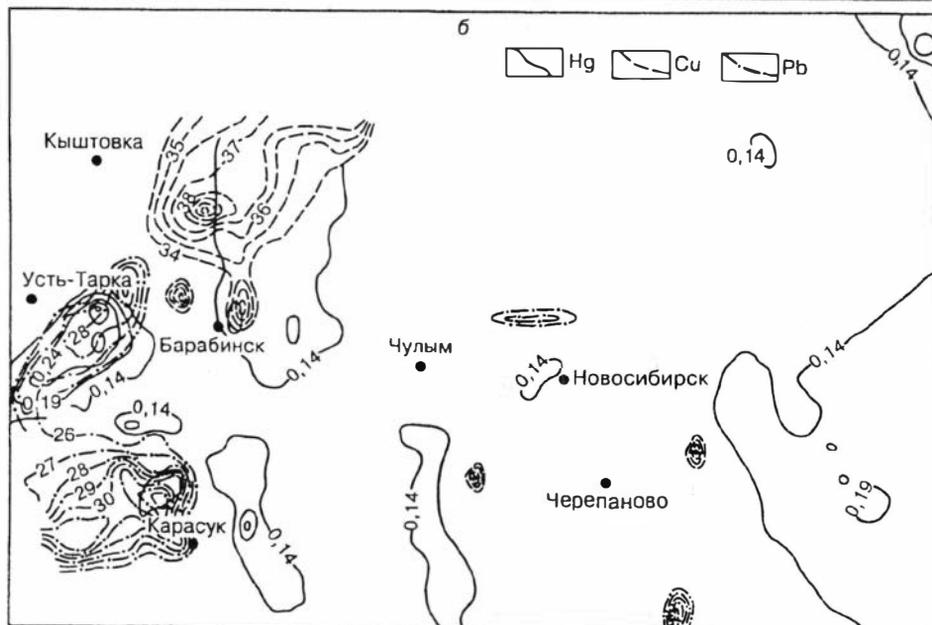
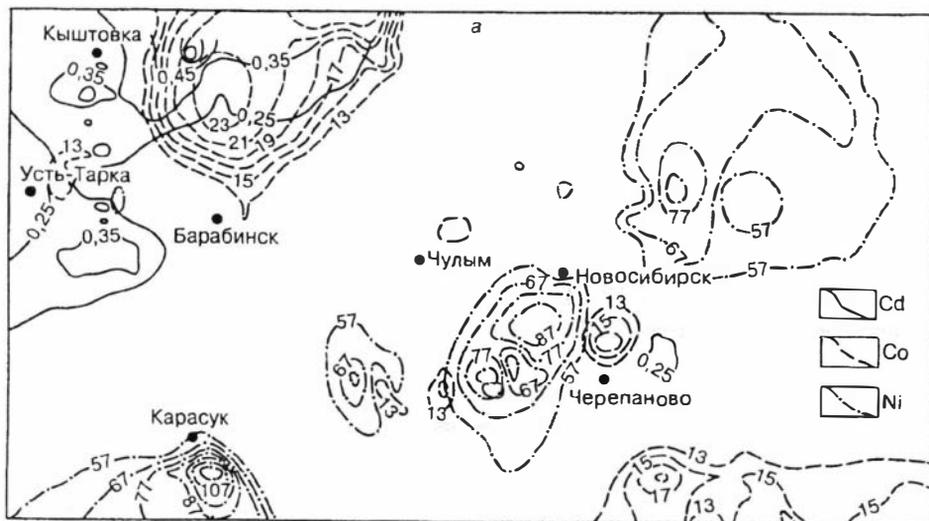
### **4.1. Аномальные концентрации элементов в почвах природных ландшафтов**

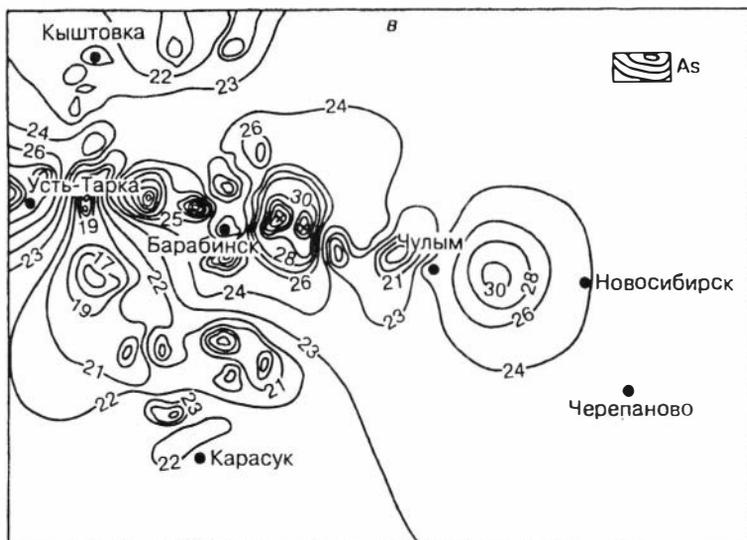
#### **4.1.1. Аномалии микроэлементов**

Распределение изолиний аномальных концентраций V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Sr, Ba, Cd, Hg, Pb в почвах природных ландшафтов равнин имеет мозаичный характер. На все рассматриваемые ландшафты приходится 5–20 % точек с аномальным содержанием элементов от общей совокупности пунктов опробования. При всей схематичности компьютерной отрисовки изолиний содержаний отчетливо выделяются отдельные, площадью до нескольких десятков квадратных километров, участки с аномальными концентрациями металлов, обусловленными влиянием главным образом техногенных источников. Отличительной особенностью является отсутствие многоэлементных комплексных аномалий в почвах. Из двенадцати вышеназванных металлов совмещение аномальных концентраций можно отметить лишь для некоторых пар.

Так, близкие морфологию и характер распространения имеют аномалии V и Mn, Cr и Sr, Co и Cu. Ореолы повышенных уровней концентрации Ni образуют широкую полосу из локальных обширных аномалий с юго-запада Новосибирской области на северо-восток (рис. 14а). Кадмий, наоборот, охватывает крайний северо-запад области (от пос. Чаны до пос. Кыштовка). Наиболее сложным является распределение аномальных ореолов Hg, линейно ориентированных в субмеридиональном направлении и охватывающих главным образом отроги Салаирского кряжа на юго-востоке и район треугольника Барабинск–Карасук–Усть-Тарка с центром в пос. Чаны (см. рис. 14б). И если природу салаирской аномалии ртуги легко объяснить (общая зараженность почвообразующих пород, плюс возможная добавка от более чем полуторавековой золотодобывающей деятельности), то развитие ртутных аномалий на западе области требует более детальных исследований (см. рис. 14). Мышьяк образует широкую субширотную аномалию, прослеживающуюся от г. Новосибирска до пос. Усть-Тарка (см. рис. 14в).

Значительно большая экогеохимическая нагрузка на почвы от природных источников загрязнения наблюдается в **горных ландшафтах**. Известно, что в этих районах широко развиты эндогенные рудные месторождения и обширные ореолы их рудообразующих элементов. Зараженность пород и перекрывающих их рыхлых отложений тяжелыми металлами давно используется как поисковый критерий. В литературе опубликована масса примеров, иллюстрирующих уровень концентрации металлов и характер их распределения в почвах и других средах, контактирующих с минерализацией. При этом профилирующими элементами-загрязнителями





**Рис. 14.** Схема распределения аномалий тяжелых металлов в почвах равнин: а – Cd, Co, Ni; б – Hg, Cu, Pb; в – As.

окружающей среды являются главные металлы руд, а также ртуть, используемая в технологических схемах при обогащении золотоносных руд и песков [Росляков, Кириллова, 1995]. Учитывая, что значительное количество проб горных почв отобрано на территории Рудно-Алтайской полиметаллической зоны, повышенные по сравнению с кларком содержания В, As, Hg, Pb можно объяснить геохимической спецификой почвообразующих пород.

При этом тип почв существенного влияния на распределение металлов не оказывает. На примере неозлювиальных почв Тушканихинского месторождения можно видеть, что в участках, где почвенные разрезы располагаются над рудными телами на повышенном местном фоновом содержании Pb и Zn (10–30 и около 100 г/т по горизонту С соответственно), концентрация этих элементов возрастает не только в горизонте С (Pb = 500–1000; Zn = 700–2000 г/т), но и в горизонте A<sub>1</sub> (Pb = 90–100 и Zn = 300–1000 г/т). При этом в целом по месторождению соотношение между содержаниями этих металлов в данных горизонтах сохраняется независимо от типа почв и элементарного ландшафта [Росляков, 1970].

Накопилось достаточно данных, чтобы считать, что независимо от типа горной почвы и ее высотной принадлежности основное влияние на содержания микроэлементов в верхних горизонтах оказывает наличие и геохимический тип природных рудных аномалий. Их особенностью является полиэлементный состав, высокая дисперсия распределения содержаний металлов, значительная распространенность по площади, сопоставимая с таковой эндогенных ореолов месторождений (десятки квадратных километров) и рудных полей (сотни квадратных километров).

Распределение элементов в почвах металлогенических зон

Элемент	N	Содежание, г/г			S	A	Э
		min	max	$\bar{x}$			
Рудно-Алтайская полиметаллическая зона							
Cr	21	11	146	73	28	0,4	1,2
Mn	21	38	1244	684	275	-0,1	0,8
Co	21	He опр.	32	10	6	2,7	5,1
Ni	21	17	48	28	8	1,5	0,1
Cu	21	13	121	43	29	2,9	1,8
Zn	21	32	329	112	85	3,1	2,0
Cd	21	0,07	1,87	0,36	0,39	5,6	9,8
Sb	13	0,41	5,30	1,54	1,36	3,0	2,8
Hg	21	0,03	0,36	0,075	0,066	7,7	17,0
Pb	21	15	73	42	19	1,0	-1,2
Чарышско-Коргонская железо-редкометаллическая зона							
Cr	26	27	178	95	37	0,8	-1,2
Mn	26	525	2860	969	447	6,3	12,4
Co	10	9	85	25	23	2,8	3,0
Ni	10	17	104	45	23	2,2	2,4
Cu	26	13	56	28	11	1,5	-0,3
Zn	26	40	121	82	20	0,3	-0,2
Cd	26	0,02	0,26	0,11	0,06	1,9	0,4
Sb	10	1,19	6,96	3,41	2,00	0,9	-0,8
Hg	21	0,02	0,55	0,071	0,109	8,2	18,4
Pb	26	3	73	22	37	4,6	6,5
Белокурихинский рудный узел							
Cd	46	0,01	1,16	0,28	0,25	4,4	3,6
Pb	46	10	34	19	5	3,0	1,3
Cu	46	5	28	15	6	1,1	-0,8
Zn	46	13	87	50	15	-0,1	0,6
Mn	46	133	1554	656	286	2,7	2,5
Cr	46	23	156	65	36	2,9	0,2
Ni	46	2	35	16	9	1,3	-1,0
Co	46	1	13	6	3	1,8	-0,3
Sb	46	0,20	0,79	0,33	0,15	2,8	0,3
Hg	46	0,01	0,09	0,036	0,017	1,9	-0,9
Сарайская ртутная зона							
Cr	7	15	138	92	35	-1,6	1,8
Mn	7	404	1244	906	249	-1,0	0,9
Co	7	5	16	13	3	-2,2	2,6
Ni	7	12	42	36	10	-2,8	3,6
Cu	7	25,00	50	32	8	1,9	1,9
Zn	7	48	80	70	10	-1,6	1,2
Cd	7	0,08	0,24	0,17	0,05	-0,4	0,2
Sb	7	0,25	1,40	0,48	0,38	2,6	3,2
Hg	20	0,03	5,76	0,136	1,47	4,1	7,1
Pb	7	15	24	19	2	0,6	1,3
Курайская ртутная зона							
Cr	71	50,00	342	97	46	8,9	17,5
Mn	72	416	2235	1148	420	1,6	-0,6
Co	52	2	25	13	4	0,2	0,7
Ni	52	14	57	29	8	2,2	1,7
Cu	72	5	66	31	10	1,5	1,8
Zn	72	29	552	95	62	1,4	0,4
As	19	8	30	14	5	3,0	4,0
Cd	72	0,05	2,50	0,24	0,38	13,9	32,1
Sb	52	0,60	6,03	1,83	0,96	7,2	12,2
Hg	48	0,02	4,73	0,208	0,922	5,5	5,5
Pb	72	5	103	17	13	16,0	49,6

Новейшие количественные данные по средним содержаниям микроэлементов в верхнем почвенном горизонте (0–10 см) разных металлогенических зон Горного Алтая приведены в табл. 72. Расчеты показали существенные различия между содержаниями всех элементов в разных зонах. Так, в почвах Рудно-Алтайской полиметаллической зоны повышены концентрации Cd, Pb, Cu, Zn, Sb, т. е. главных рудных компонентов; в Чарышско-Коргонской железо-редкометалльной – зафиксированы минимальные содержания Cd и весьма высокие – Zn, Mn, Cr, Hg, Co; минимальные концентрации Cu, Zn, Mn, Cr, Ni, Co, Sb установлены в почвах Белокурихинского редкометалльного узла. Курайская и Сарасинская ртутные металлогенические зоны характеризуются повышенными содержаниями в почвах Hg, Sb, Cr, Mn, Cu. Таким образом, подтверждается, что в целом содержания микроэлементов в почвенном покрове отражают металлогеническую специфику почвообразующих коренных пород.

#### **4.2. Остаточная зараженность почв искусственными радионуклидами от наземных ядерных испытаний**

В настоящее время на всей территории России действует система мониторинга Госгидромета, созданная в 1961 г. на основе прежней службы радиационного контроля. Она отслеживает распространение радионуклидов, выведенных в атмосферу в ходе наземных испытаний ядерного оружия, выброшенных в биосферу в результате аварий (типа Кыштымской и Чернобыльской), а также в процессе непродуманных сбросов жидких и твердых отходов добывающими, перерабатывающими и потребляющими ядерные материалы предприятиями. При этом устанавливаются уровни, характер и размеры произведенных загрязнений воздушных бассейнов, почвенных покровов, поверхностных и подземных вод, снежного покрова, растительности и других компонентов экосистем. Служба регистрирует в них мощности экспозиционных доз (МЭД), сравнивая их с допустимыми безопасными концентрациями (ДКБ), утвержденными нормами радиационной безопасности (НРБ-76/87). Этот контроль в последнее десятилетие дополняется комплексными специальными внеплановыми обследованиями отдельных регионов и местностей, осуществляемыми различными отечественными и международными научными организациями по заданиям правительства и местных администраций. Ежегодные проверки Росгидромета [Анализ., 1996] подтверждают, что накопления в почвах радионуклидов от глобальных выпадений относительно образованного в прошлом их запаса не происходит. МЭД-излучений на местности практически повсеместно (исключая известные загрязненные местности) соответствует нормальному фону. В Сибири на территориях Тюменской, Омской, Томской, Новосибирской, Кемеровской областей, а также Алтайского и Красноярского краев проведены аэрогаммаспектрометрические измерения в масштабе 1 : 5 000 000 общей площадью 1 600 тыс. км<sup>2</sup>.

На юге Сибири радиоактивные загрязнения разного характера наиболее достоверно фиксированы радиометрическими подразделениями ГПП “Березовгеология”, которые, начиная с 1986 г., осуществили аэрогаммасъемки территорий городов и их окрестностей (суммарной площадью 4 280 км<sup>2</sup>), а также выполнили автомобильные и пешие гаммаизмеритель-

ные маршруты общей протяженностью 13 000 км и провели картирование м-ба 1 : 2 000 на площади более 500 км<sup>2</sup> [Пахомов и др., 1996]).

По данным этих служб, радиоактивные загрязнения почв, допущенные в ходе испытаний в Семипалатинской области, по прошествии десятков лет составляют ныне весьма малые доли естественного фона даже в тех местах, где облака взрывов оставляли весьма активные шлейфы вдоль траекторий движения. Это же подтвердили детальные работы по восстановлению в Алтайском крае радиоактивного следа от первого самого “грязного” наземного взрыва 1949 г. Материалы этого обследования изложены в недавних отчетах и публикациях. Как известно, приземные взрывы и взрывы в атмосфере проводились на Семипалатинском полигоне, равном по площади полуострову Крым, с 1949 по 1962 гг. [Дубасов и др., 1996]. Только четыре взрыва существенно загрязняли территории в соседстве с полигоном (29.08.1949 г. – Алтайский край; 12.08.1953 и 24.09.1956 г. – Казахстан; 24.08.56 г. – Восточный Казахстан и Горный Алтай). После 1956 г. наземные взрывы в основном характеризовались сверхмалой мощностью. Некоторую добавку к упомянутым взрывам могли внести взрывы 5.10.1954 г., 30.10.1954 г., 25.09.1955 г., 16.03.1956 г. и 7.08.1962 г. Достаточно заметные загрязнения в дальней зоне связаны со взрывами в атмосфере 17.11.1956 г., 10.04.1957 г., 16.04.1957 г. и 22.08.1957 г. [Дубасов и др., 1996]. В последнее время Ю. А. Израэлем, Е. Д. Ступакиным и Ю. С. Цатуровым предложена методика ретроспективного анализа выпадений нуклидов. Для шлейфов 25–45-летней давности кроме Sr-90, Cs-137 и Cs-134 использованы долгоживущие изотопы Co-60, Eu-152, Eu-154, Eu-155 и Am-241. Соотношения их дают информацию для идентификации ареалов выпадений и для расчета изначально генерируемых в них доз облучения. Уместно отметить также, что из общего числа испытаний только 6,6 % было осуществлено на Семипалатинском полигоне, а 93,4 % на полигоне Новая Земля.

Исследования по установлению остаточного заражения почв искусственными радионуклидами в ходе наземных испытаний в 1949–1963 гг. ядерного оружия на Семипалатинском полигоне нами проводились в районах Алтайского края, Томской, Новосибирской и Кемеровской областей.

#### 4.2.1. Cs-137 в равнинных почвах

Нашими наблюдениями установлен значительный разброс плотности радиоактивных осадков на юге Западной Сибири (от практически нулевой до пятнисто распределенной максимальной) как вблизи Семипалатинского полигона, так и в местностях, значительно удаленных от источников радиоактивного “тепла” (табл. 73).

Таблица 73  
Средние фоновые содержания цезия в почвах природных ландшафтов

Элемент	Горизонты почв		
	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	B+C	B в целом
Cs природный, г/т	3,3	3,6	3,5
Cs-137, Бк/кг	0,01–165	0,0	–
N	41	41	

В почвах Новосибирской и Кемеровской областей отмечены активности Cs-137 до 32–86 мКи/км<sup>2</sup>, в то время как минимальные загрязнения опускаются ниже 10 мКи/км<sup>2</sup>, а в некоторых пунктах этот радионуклид не обнаружен вовсе. Приведенные значения соответствуют таковым в почвах Алтайского края и Томской области, где повышенные активности (до 70–85 мКи/км<sup>2</sup>) отмечены в ряде пунктов трансекта Томск–Шегарка–Колпашево. Наибольшее заражение почвы выявлено в окрестностях г. Томска на профиле Томск–Шегарка в правобережной части р. Обь на территории ленточного бора. Аномальное содержание (165 Бк/кг или 1,32 Ки/км<sup>2</sup>) обнаружено в тонком (2–3 см) слое дернины, перекрывающей супесь. В глубь почвенного разреза оно не прослеживается. Следует подчеркнуть, что местами некоторое количество Cs-137 с течением времени инфильтруется поверхностными водами всего лишь на глубину 20–25 см и, как правило, его аккумуляция ограничивается мощностью горизонта А<sub>1</sub>.

Установлен рост плотности и уровня радиоактивного загрязнения в окрестностях промышленных городов, в том числе Томска, Барнаула и Новосибирска (рис. 15). Это явление возможно связано с высокой задымленностью (аэрозольностью) атмосферы над ними, что приводило к усиленной конденсации испарений и быстрому выпадению частиц, зараженных радионуклидами, с осадками. Аномальные пятна Cs-137 прослеживаются повсеместно в почвах поймы р. Обь и ее притоков, окрестностей сел Колывань, Новобибеево, Шумиха, Ордынск, Боровое, по границе Черепановского и Маслянинского районов с Тальменским (156 мКи/км<sup>2</sup>) Алтайского края, в окрестностях сел Кочки, Краснозерск, Михайловское, в Поспелихинском (126–179 мКи/км<sup>2</sup>), Шипуновском (122 мКи/км<sup>2</sup>) и других районах. Но все же большая часть (около 75 %) опробованных почв горизонта А<sub>1</sub> характеризуется в настоящее время весьма низким уровнем загрязнения Cs-137: от 0,0 до 20 мКи/км<sup>2</sup>.

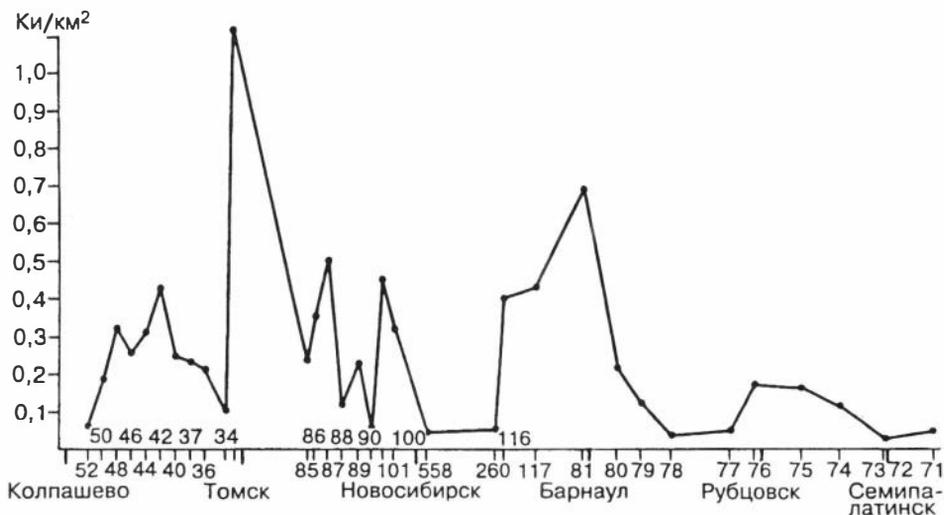


Рис. 15. Распределение Cs-137 в почвах трансекта Семипалатинск–Колпашево.

На гистограмме частот встречаемости содержаний Cs-137, составленной на основе достаточно представительной выборки, отчетливо отражено резкое преобладание почв со слабой зараженностью этим искусственным радионуклидом (см. рис. 9). Количество точек с активностью от 0,5 до 1,0 Ки/км<sup>2</sup> невелико – менее 10 % от общего числа проб. Эта гистограмма носит экспоненциальный характер и принципиально отличается от гистограмм частот распределения содержаний урана, тория и калия в тех же почвах. Последние аппроксимируются нормальными (гаусовыми) или логнормальными законами распределения. Установленные особенности в распределении РАЭ отражают коренные генетические различия в механизмах формирования фона ЕРАЭ и ИРАЭ, связанных с атмосферным переносом.

Для ЕРАЭ характеристическими параметрами фона являются устойчивые средние и модальные содержания, в то время как в распределении Cs-137 эти параметры отсутствуют, в связи с чем затруднено решение вопроса о роли в загрязнении локальных или глобальных выпадений. Поскольку, с одной стороны, глобальные и локальные выпадения приводят к широкому рассеянию радионуклидов (медленному оседанию их малых количеств), а с другой – к возникновению локальных скоплений высоких концентраций в связи со скоротечными одноактными атмосферными осадками, наложение одних выпадений на другие может давать самые разные сочетания, а суммарный эффект будет характеризоваться разным вкладом глобальных и локальных радиоактивных осадков. При этом следует учесть, что катастрофические ливни бывают в той или иной точке Земли менее одного раза за 50 лет. В рассматриваемых случаях распределение осадков в пространстве и времени представляется неравновероятным, и поэтому сравнение распределения осадков одного акта выпадения с распределением таковых в связи с многократным выпадением некорректно. Вклад же локальных и глобальных распределений радионуклидов в общую картину зараженности можно было бы установить по соотношению между ними, если учитывать скорость распада, но мы часто не имеем информации о временах инъекций, о сдвигах в “старых” и “молодых” порциях и т. д.

Исследования показывают, что на сегодняшний день остаточная радиоактивность от глобальных и локальных выпадений 30-летней давности невелика и связана исключительно с  $\gamma$ -излучающим Cs-137 и  $\beta$ -излучающим Sr-90. В целом зарегистрированные активности, создаваемые этими радионуклидами, сейчас не выходят за пределы 1 % естественного радиационного фона почв и не вызывают особых опасений. Возможно, выявленные незначительные аномалии остаточной радиоактивности являются не только следствием деятельности Семипалатинского полигона, но и наземных испытаний в Китае, а также и Чернобыльской катастрофы. Вероятно также перемещение радиоактивных осадков ветровой эрозией (вследствие интенсивной распашки целинных земель), тальми и дождевыми водами. Радиоактивные элементы, в том числе и продукты их распада, обладают способностью накапливаться в некоторых растительных сообществах (грибах, мхах, хвое) и животных организмах. Характер первичной зараженности экосистем Cs-137 устанавливался по данным анализа целинного почвенного покрова.

#### 4.2.2. Cs-137 и Sr-90 в почвах

*Почвы Алтайского края.* Как и почвы равнин, горные почвы характеризуются мозаичным распределением остаточных долгоживущих изотопов Cs-137 и Sr-90, являющихся свидетельством былых выпадений радионуклидов в результате многолетних испытаний ядерных устройств на Семипалатинском полигоне (1949–1962 гг.). В настоящее время их активность и в горной местности не представляет никакой опасности для здоровья населения, но является ретроспективным индикатором радиационной обстановки в период ядерных испытаний.

Наибольшая сохранность и информативность установленных запасов радиоцезия обнаружилась на горизонтальных участках с высокими абсолютными отметками (вершины, водоразделы). Аккумуляция Cs-137 в пойменных ландшафтах не отмечена. За редким исключением пойменные почвенные ландшафты оказались обедненными радиоцезием, наряду с почвами на низких террасах.

Во многих горных районах Алтайского края выявлены участки бывшего радиоактивного загрязнения по уровням современного загрязнения почв радиоцезием, превышающим уровень глобальных фоновых выпадений ( $50 \text{ мКи/км}^2$ ) в 2 раза и более. В почвах Бийского района содержание Cs-137 оценивается в  $167 \text{ мКи/км}^2$ , Краснощековского –  $115 \text{ мКи/км}^2$ , Троицкого ( $133\text{--}154 \text{ мКи/км}^2$ ), Косихинского ( $120\text{--}128 \text{ мКи/км}^2$ ), Новичихинского ( $103 \text{ мКи/км}^2$ ) и др.

Мозаичность загрязнения почв радионуклидами изначально определялась его источником, особенностями атмосферной циркуляции и выпадения радиоактивных осадков в конкретных ландшафтно-геоморфологических условиях. Различная плотность точек с повышенным уровнем загрязнения Cs-137 позволяет выделить поля глобальных выпадений, аномалии и “горячие пятна”. Вторичная мозаичность, искажающая первичную картину загрязнения, связана с латеральной миграцией радиоцезия в литогеохимических потоках рассеяния главным образом на тонких илистых почвенных частицах и ветровым их переносом.

Известно, что для данного географического пояса отношение Cs-137/Sr-90 в глобальных выпадениях равно 1,6–1,7. Исходя из данных по глобальному фону Cs-137 в почвах за последние годы ( $60\text{--}50 \text{ мКи/км}^2$ ), средняя плотность загрязнения Sr-90, обусловленная глобальными выпадениями, оценивается в  $40\text{--}32 \text{ мКи/км}^2$ . Установленная в почвенных разрезах суммарная плотность загрязнения Sr-90 обычно значительно превышает глобальный уровень. Наибольшие величины остаточных запасов Sr-90, по нашим данным, наблюдаются в почвах Заринского района Алтайского края ( $155 \text{ мКи/км}^2$ ), Усть-Канском районе Республики Алтай ( $183$  и  $195 \text{ мКи/км}^2$ ), Маслянинском районе Новосибирской области ( $154 \text{ мКи/км}^2$ ). По данным НПО “Тайфун”, максимальный уровень загрязнения почв Алтайского края Sr-90 обычно пространственно совпадает с участками загрязнения Cs-137.

По нашим наблюдениям соотношение остаточных запасов Cs-137/Sr-90 в разных районах изменяется от 0,9 до 3,4. Известные в настоящее время параметры ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне свидетельствуют о том, что некоторые из них существенно различаются по исходным соотношениям Cs-137 и Sr-90 в радиоактивных продуктах выбросов.

Значительное уменьшение величины Cs-137/Sr-90 можно интерпретировать как вклад в загрязнение взрыва 1953 года. Из-за большей миграционной способности Sr-90 проникает в почвенных профилях на глубину до 75 см и более, вследствие чего в нижних горизонтах величины Cs-137/Sr-90 отношения резко уменьшается.

Вертикальная миграция радиоцезия на глубину почвенных разрезов весьма ограничена. В 41 % всех точек опробования Cs-137 сосредоточен в верхних 5 см почвы, в 85 % – в верхних 15 см, а в 20-сантиметровом интервале – в 95 %. Проникновение его на глубину осуществляется не только и, может быть, не столько перемещением с растворами, сколько процессами биотурбации: перемешиванием почвы червями и муравьями, “закачиванием” радиоцезия в глубь почвенного профиля корневой системой растений.

Уровни загрязнения почв степной и сухостепной зон радиоцезием изучались на территории Локтевского и Угловского районов. Средний уровень загрязнения почв Локтевского района (без учета аномальных значений) составляет 56 мКи/км<sup>2</sup>. В двух точках установлены значения превышающие фоновый уровень более чем в два раза – 117 и 125 мКи/км<sup>2</sup>. Опробовались южные черноземы и луговые солончаковатые почвы.

На территории Угловского района ввиду практически полного отсутствия целинных участков обследовались залежные почвы и почвы в лесополосах, представленные суглинистыми черноземами. Получены значения плотности загрязнения южными черноземами в интервале концентраций 79–123 мКи/км<sup>2</sup>.

Опробование дерново-оподзоленных песчаных почв сосновых боров, ложбин древнего стока дало несколько более низкие значения запасов Cs-137 – 56–102 мКи/км<sup>2</sup>.

Если учесть, что в этих районах Алтайского края, наиболее близко расположенных к Семипалатинскому полигону, мощность экспозиционной дозы достигала 60 Р/год, полученные значения представляются относительно низкими. Это связано для залежных земель с возможной потерей радиоцезия при антропогенном воздействии.

Но гораздо более весомой причиной этого является слабое развитие дернового процесса в степных и сухостепных почвах, которые обладают, очевидно, относительно небольшой радиационной емкостью. Понятие радиационной емкости почвы тесно связано с понятием сорбции радионуклидов компонентами почвенного покрова. Как правило, по поглотительной способности почвы располагаются в ряд (в нисходящем порядке): чернозем–каштановая–дерново-луговая–дерново-подзолистая. Чем меньше величина поглотительной способности, тем больше влияют различные факторы на количество поглощенных радионуклидов и их сохранность.

В значительной части опробованных разрезов дерновый слой или отсутствовал, или был развит очень слабо. Такие почвы в очень большой степени подвержены дефляции. Ветровая эрозия почв – весьма характерный процесс для юго-западных районов Алтайского края. Пыльные бури переносят большое количество почвенного материала, особенно в тонких фракциях, а вместе с ними и закрепленных на частицах почвы радионуклидов.

В песчаных борových почвах уменьшение запаса радиоцезия связано, очевидно, с одной стороны, со слаборазвитостью почвенного покрова на

песках, а с другой – с интенсивной промываемостью их атмосферными осадками в отличие от почв суглинистого типа.

Уровни загрязнения почв радиоцезием лесостепного пояса предгорий и низкогорий Горного Алтая исследованы на территории Змеиногорского, Курьинского и Смоленского районов. Это районы развития выщелоченных и типичных черноземов и горно-лесных серых оподзоленных почв.

В Змеиногорском районе выявлена аномальная по уровню загрязнения Cs-137 площадь по контуру: с. Харьковка – с. Утка – с. Саввушка – пос. Андреевский. Здесь наблюдается очень высокая плотность точек с превышением фона в 2–3 раза (до 150 мКи/км<sup>2</sup> и больше). Свыше 60 % опробованных элементарных ландшафтов характеризуются запасом радиоцезия в 2 раза и более превышающим фоновый уровень. Максимальная плотность загрязнения установлена в почвах возвышенных участков и на густозалесенных склонах.

В большинстве опробованных почвенных разрезов наблюдается довольно однотипный характер распределения радиоцезия на глубину: по данным массового гамма-спектрометрического анализа, 90–100 % загрязнения сосредоточено в дерновом горизонте. Лишь в некоторых разрезах выявлена заметная миграция Cs-137 в более глубокие горизонты. Это во всех случаях касается шурфов, заложённых в небольших западинках или понижениях, и лугово-болотных почв гидроморфных ландшафтов. Более глубокое проникновение радиоцезия на глубину наблюдается в районе пос. Андреевский.

Контуры аномальной площади, установленной в районе с. Кольвань Курьинского района, остались не до конца выявленными. Она захватывает села Каменка, Черепаниха, Кольваньстрой, протягиваясь далее на юг в зону среднегорья, и на восток в сторону пос. 8 Марта, с. Бугрышиха и пос. Андреевский. В 85 % случаев опробования уровень загрязнения радиоцезием превышает количество глобальных выпадений, из них 40 % в два раза и более. Максимальные значения суммарного запаса Cs-137 достигают 200–270 мКи/км<sup>2</sup>.

Характер распределения радиоцезия на глубину почвенных разрезов, отражающий процесс его вертикальной миграции, в опробованных ландшафтах района с. Кольвань отличается от описанного выше. Здесь в большинстве опробованных разрезов выявлена достаточно высокая степень его миграции. Во многих разрезах в дерновом горизонте содержится всего 25–30 % от общего количества Cs-137, а в верхнем 10-сантиметровом слое – 60–80 %. Радиоцезий часто обнаруживается на всю глубину опробованного разреза. Такой характер распределения особенно ярко проявляется в горно-лесных почвах.

В районе г. Белокуриха (Смоленский район) степень детальности опробования почвенного покрова на радиоцезий в настоящее время недостаточна для того, чтобы выделить эту площадь в целом как аномальную или откартировать разобщенные “пятна” загрязнения. Максимальные уровни загрязнения установлены в районе сел Сычевка (167 мКи/км<sup>2</sup>), Черновая (263 мКи/км<sup>2</sup>), Россошь (136 мКи/км<sup>2</sup>), г. Белокуриха (152 мКи/км<sup>2</sup>), с. Солоновка (200 мКи/км<sup>2</sup>). Трудность обследования заключается в том, что в населенной части района представительные ландшафты разделены пахотными землями и для более детальных работ необходимо провести опробование почв среднегорья.

Почвы Присалаирья, представленные оподзоленными черноземами и серыми лесными почвами, изучались на территории Заринского, Залесовского, Кытмановского, Тогульского, Целинного и Ельцовского районов, начиная от равнинной части и до предгорной. В результате мелкомасштабного картирования отрисована аномальная площадь с запасами радиоцезия в почвах в 2 раза и более превышающими фоновый уровень. Она вытягивается в виде полукольца: с. Троицкое – с. Целинное – с. Тогул – с. Тягун – с. Залесово – г. Заринск. Средняя плотность загрязнения территории Присалаирья (без учета резко аномальных значений) – 73 мКи/км<sup>2</sup>. В аномальных точках запасы Cs-137 составляют 102–200 мКи/км<sup>2</sup>. Наиболее высокие уровни загрязнения установлены в бассейне р. Тогул.

Обращают на себя внимание различия в распределении радиоцезия на глубину почвенных разрезов. В 66 % опробованных шурфов весь радиоцезий сосредоточен в дерновом горизонте, но часто прослеживается и до 25 см. Наиболее значительное проникновение Cs-137 на глубину характерно для почв лесных ландшафтов.

Выявленные в Присалаирье участки с аномальными уровнями загрязнения радиоцезием позволяют отнести эту территорию к подвергшимся радиационному воздействию Семипалатинского полигона, несмотря на значительную удаленность от него. В целом практически вся территория Алтайского края “накрывалась” радиоактивными осадками в период наземных ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне.

*Радиоцезий в почвах Республики Алтай.* Во всех обследованных нами районах (Усть-Коксинском, Усть-Канском, Кош-Агачском и Улаганском) обнаружены запасы радиоцезия, превышающие уровень глобальных выпадений, который оценивается как 50–65 мКи/км<sup>2</sup>. Средний уровень загрязнения почв радиоцезием в Усть-Коксинском районе составляет 44 мКи/км<sup>2</sup> (без учета аномальных точек). Максимальная плотность загрязнения (180–220 мКи/км<sup>2</sup>) установлена на водоразделе рек Абай и Кокса и в районе д. Талда. В 62 % всех исследованных разрезов весь запас Cs-137 сосредоточен в верхнем 10-сантиметровом слое почвы.

Средний уровень загрязнения почв Усть-Канского района весьма высокий и составляет (без учета резко аномальных значений) 81 мКи/км<sup>2</sup>. Максимальная плотность загрязнения (166–290 мКи/км<sup>2</sup>) установлена в горно-луговых черноземах долин рек Кумир и Коргон. В отличие от каштановых и черноземовидных почв остепненных ландшафтов, где практически весь запас радиоцезия содержится в верхнем 10-сантиметровом слое, в них Cs-137 установлен также на глубине 15–30 и даже 50 см. Плотность загрязнения пахотных земель 23–32 мКи/км<sup>2</sup>.

Запасы радиоцезия, установленные в почвах Чуйской и Курайской степей, в среднем составляют 17 мКи/км<sup>2</sup>, максимальные – 30 мКи/км<sup>2</sup>. Средний уровень загрязнения района Cs-137 по почвам остепненных склонов – 62 мКи/км<sup>2</sup>. В горно-лесных, горно-луговых и горно-тундровых почвах уровень загрязнения значительно выше – 134 мКи/км<sup>2</sup>. Гистограммы распределения суммарных запасов Cs-137 и в дерновом, и в гумусовом горизонтах характеризуются резко выраженной положительной асимметрией. Коэффициент вариации, даже без учета максимальных значений – 83,4%, что значительно выше среднего по Республике Алтай, без данных по Чуйской и Курайской котловинам (53,5 %).

Большая часть запасов радиоцезия в почвах Кош-Агачского района (75–100 %) сосредоточена в дерновом горизонте. В 73 % всех изученных разрезов весь Cs-137 находится в верхнем 10-сантиметровом слое, что свидетельствует о весьма малой его миграции на глубину.

В среднем уровень загрязнения Cs-137 почв Улаганского района составляет (без учета аномальных точек) 73 мКи/км<sup>2</sup>, коэффициент вариации 37 %. В большинстве случаев наиболее высокие запасы Cs-137 устанавливаются в горно-лесных почвах. Зафиксированный уровень загрязнения по точкам с резко аномальными значениями составляет 136 мКи/км<sup>2</sup>, что практически совпадает с результатом, полученным по почвам Кош-Агачского района. Однако в процентном соотношении количество точек с аномальными плотностями загрязнения радиоцезием в почвах Улаганского района установлено больше, чем в Кош-Агачском.

Распределение радиоцезия на глубину почвенных разрезов в основных чертах соответствует отмеченному выше: практически весь запас его сосредоточен в верхних 5–10 см.

Распределение запасов Cs-137 в почвах Улаганского района соответствует логнормальному закону с положительной асимметрией (мода – 55–95 мКи/км<sup>2</sup>). Оно существенно отличается от такового для почв Кош-Агачского района, главным образом, из-за весьма небольшого количества точек с низким уровнем загрязнения.

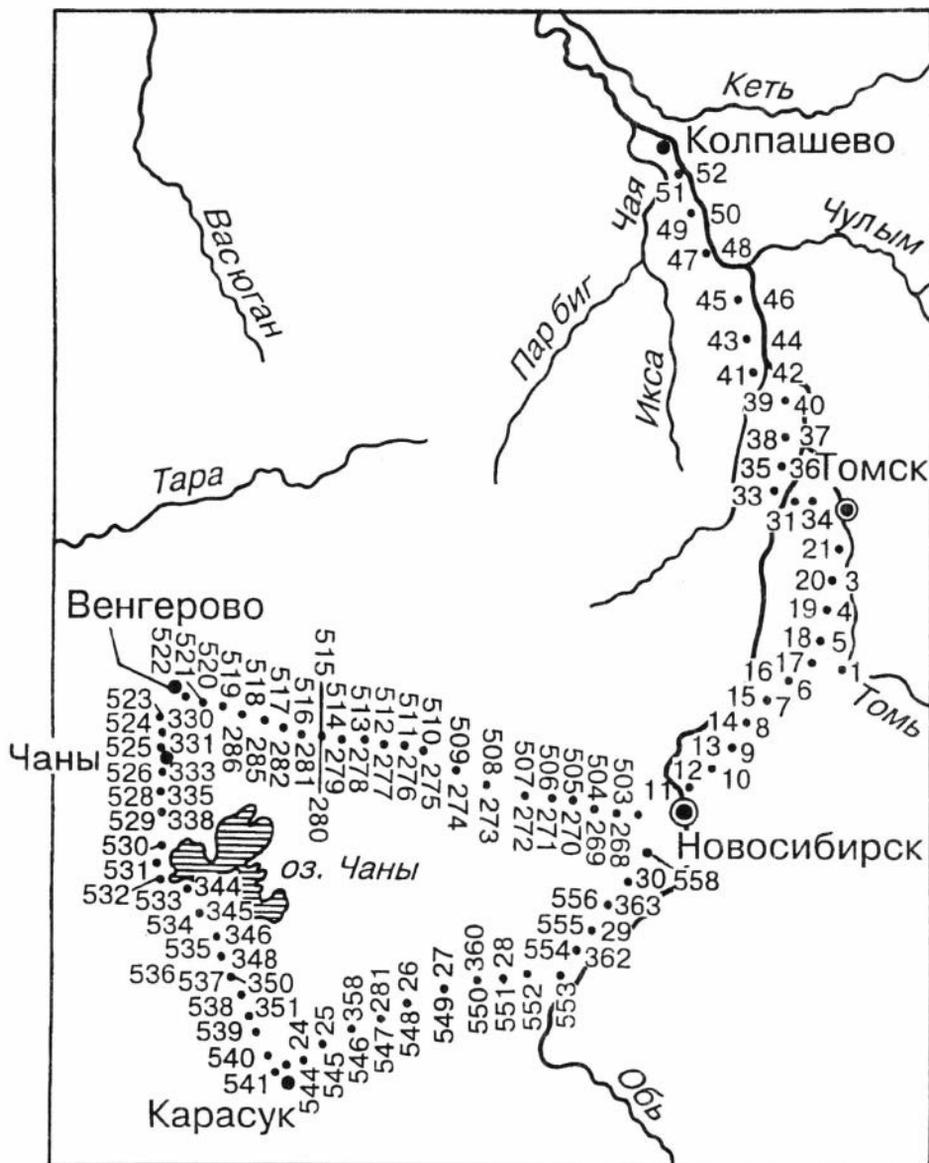
Таким образом, на исследованной части территории Республики Алтай выделены участки с повышенным уровнем загрязнения радиоцезием на фоне глобальных выпадений. Этот уровень определен по аналогии с Алтайским краем и путем анализа имеющихся данных. Поскольку в горных районах глобальный фон может сильно варьировать, в каждом районе он должен быть проконтролирован путем детального опробования достаточно информативных ландшафтов. В настоящее время конкретные величины запасов Cs-137, превышающие фоновый уровень, нами оцениваются не вполне строго.

Если в условиях в основном хорошо развитых почв Усть-Канского и Усть-Коксинского районов и значительной части Улаганского выявленные уровни загрязнения радиоцезием можно напрямую сопоставить с запасами его в почвах Алтайского края, то для Кош-Агачского и частично Улаганского районов, в силу особенностей их почвенного покрова, это представляет значительно более сложную задачу. Обращает на себя внимание то, что пространственное распределение запасов радиоцезия на территории Кош-Агачского района главным образом отражает ландшафтные особенности территории с отдельными аномальными “пятнами”. Это связано с резкими различиями радиационной емкости почв в разных ландшафтах и, прежде всего, с весьма низкой информативностью почв дниц Чуйской и Курайской котловин и значительными ее вариациями на склонах. В этих условиях вероятнее всего ожидать “размытость” контуров аномалий и их не слишком большую современную контрастность на глобальном уровне. Поэтому нельзя с полной уверенностью относить повышение запаса Cs-137 только на счет влияния локальных выпадений.

Опираясь на то, что пространственное распределение запасов глобального Cs-137 в почвах описывается нормальным законом, следует переходить от сравнения результатов отдельных измерений к сравнению основных параметров распределения радиоцезия в типовых ландшафтных обстановках, что само по себе более надежно.

### 4.3. Распределение токсичных и радиоактивных элементов в системе почва – почвообразующая порода агрогенных ландшафтов

Как и при изучении природных ландшафтов, обследование сельхозугодий осуществлялось рекогносцировочными геохимическими трансектами. На них точки опробования агрогенных ландшафтов приурочивались к таковым для целинных природных ландшафтов (рис. 16). Это условие необходимо для адекватного сопоставления типов почв одной климатической зоны.



Опробованием охвачены почвы сельхозугодий всех главных природных зон Новосибирской, частично Томской областей:

– подзоны южной тайги и подтайги – 10 % от всей совокупности почвенных разрезов;

– лесостепной зоны – 44,5 % разрезов;

– зоны степей – 31,0 % разрезов;

– зоны сухих степей – 12,7 % разрезов;

– почвы поймы рек Обь, Томь – 1,8 %.

В агрогенных ландшафтах этих природных зон обследованы почвы, занятые пшеницей, овсом, рожью, картофелем и другими сельхозкультурами, а также чистые пары.

#### **4.3.1. Динамика токсичных микроэлементов при формировании почв агрогенных ландшафтов**

С различной степенью детальности в сферу изучения включены Li, P, Sc, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Cd, Sb, Cs, Ba, Hg, Pb, рН и Eh. В почвах и почвообразующих породах агрогенных и примыкающих к ним природных ландшафтов недостаточная чувствительность атомно-абсорбционного анализа не позволила в большинстве проб выявить нижепороговые содержания Pb, а в ряде проб Co. Почти в каждой пробе спектральным анализом зафиксированы Be, Ti, V, Ga, Zr, Nb, Y, Sn, которые нами, как и порообразующие элементы, не рассматриваются.

Расчет стандартных коэффициентов асимметрии и эксцесса, а также критерия Пирсона показал, что в выборке проб почв природных ландшафтов, включающих агрогенные, распределение Li, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Cs не противоречит нормальному закону. Полимодальное распределение свойственно Cr, Sr, Ba, Hg, для которых все три статистических параметра превышают допустимые для нулевой гипотезы пределы при степени свободы  $N-1 > 36$  и вероятности  $P = 0,05$ . В агрогенных ландшафтах Hg приобретает нормальное распределение, а Mn, Co, Ni, Zn, Cs, наоборот, логнормальное (табл. 74). В почвах агрогенных ландшафтов, по сравнению с целинными почвами, уменьшается среднее квадратичное отклонение Eh, рН, Cr, Ba, Hg, а Mn и Zn – возрастает. По этому показателю идентичное распределение в сравниваемых почвах имеют Li, Co, Ni, Cu, Sr, Cs (см. табл. 74). Перераспределение элементов под воздействием агрогенных факторов обусловило изменение в почвах угодий средних их содержаний относительно целинных разностей.

Наблюдается тенденция к уменьшению диапазона содержаний в частных агрогенных пробах (см. табл. 74, 75). Региональный фон рассматриваемых элементов в агрогенных ландшафтах отличается от такового в природных на 10 % по генерализованной выборке – это Li, P, Cr, Co, Ni, As, Mo, Cd, Cs, Hg. В выборках по отдельным горизонтам такое различие в пахотном слое наблюдается по Li, P, Sc, Cr, Co, Cs, Ba, Hg; в подпахотном – по Li, P, Cr, Co, Mo, Cs, Hg, Pb. Но даже среди этих элементов по  $t$ -критерию Стьюдента значимые различия фона в системе почвы и их генетические горизонты агрогенных – природных ландшафтов подтверж-

---

**Рис. 16.** Схема опробования почв агрогенных ландшафтов и соседствующих с ними почв природных ландшафтов.

Слева от точки опробования – номера проб пахотных почв, справа – целинных.

Распределение элементов в почвах агрогенных ландшафтов и в соседствующих с ними целинных почвах

Элемент	Горизонты	N	Содежание, г/т			S	A	Э	$\chi^2$	Закон распред.
			$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$					
Li	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	61	10,5	38,5	22,5	5,62	0,10	-0,02	3,08	Норм.
	Пахот.	95	13,0	44,0	28,5	6,63	0,27	0,08	5,28	То же
	В+С	37	14,1	43,7	29,5	7,40	-0,36	-1,06	1,25	—"
	П/пахот.	94	11,4	64,0	34,6	8,54	1,02	2,52	8,64	—"
Cr	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	62	31,1	2191,2	151,4	277,2	21,23	74,04	2726,9	Логнорм.
	Пахот.	95	16,0	608,0	128,5	105,0	9,74	13,67	970,9	То же
	В+С	38	28,3	633,3	120,0	99,5	9,57	21,24	2712,4	—"
	П/пахот.	94	8,0	654,0	97,7	82,9	16,24	44,4	6882,0	—"
Mn	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	62	136,0	1312,5	793,1	139,0	-3,01	2,15	19,75	Норм.
	Пахот.	95	320,0	1260,0	855,3	183,6	-2,09	1,19	3,72	То же
	В+С	38	336,0	1125,0	919,6	175,2	-0,14	0,13	7,58	—"
	П/пахот.	94	62,0	1875,0	710,7	200,9	6,50	22,96	20814	Логнорм.
Co	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	62	1,0	24,0	7,9	4,92	1,72	0,10	11,59	Норм.
	Пахот.	95	2,6	24,0	8,5	4,81	2,66	-0,85	15,22	То же
	В+С	38	1,0	15,0	6,7	4,85	0,43	-1,86	24,29	—"
	П/пахот.	94	2,6	27,5	9,2	5,85	3,28	0,51	48,00	Логнорм.
Ni	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	62	10,0	146,7	49,4	26,04	4,30	2,87	31,44	То же
	Пахот.	95	17,0	88,7	36,9	11,66	4,23	6,12	125,7	Норм.
	В+С	38	10,0	64,0	41,2	11,58	-11,3	0,24	0,64	—"
	П/пахот.	94	13,7	90,0	39,7	12,2	3,42	4,70	41,97	Логнорм.
Cu	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	61	15,0	50,0	27,4	6,89	2,70	2,35	12,96	Норм.
	Пахот.	95	3,3	43,3	25,9	6,78	-0,19	0,73	4,34	—"
	В+С	37	10,0	41,7	24,8	7,07	0,34	0,11	3,73	То же
	П/пахот.	94	7,0	51,7	25,6	8,68	2,17	0,90	11,00	—"
Zn	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	62	35,6	108,0	72,8	15,21	1,31	-0,32	11,22	—"
	Пахот.	95	39,0	443,0	76,1	40,86	30,71	133,6	26 000	Логнорм.
	В+С	38	38,2	104,0	71,2	15,59	0,15	-0,31	1,77	Норм.
	П/пахот.	94	65,0	108,5	70,9	12,99	-1,29	1,33	8,52	То же
As	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	36	11,9	39,2	23,6					
	В+С	38	17,7	42,1	30,4					
	Пах.+П/пах.	80	2,0	13,0	7,2	2,4	0,2	-1,2		Норм.
Sr	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	61	121,0	676,5	187,0	78,82	13,83	36,72	91 407	Логнорм.
	Пахот.	95	100,0	722,0	184,0	68,65	20,58	75,67	63 000	То же
	В+С	37	115,3	450,0	178,7	57,47	7,71	14,51	487,0	—"
	П/пахот.	94	90,0	583,3	177,0	67,77	11,35	25,53	123 346	—"
Cd	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	36	0,07	0,65	0,28					
	В+С	38	0,04	0,48	0,14					
	Пах.+П/пах.	62	0,1	0,24	0,18	0,03	-1,7	-0,2		Норм.
Cs	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	61	0,4	5,5	3,3	1,26	-2,16	0,01	5,59	То же
	Пахот.	95	0,1	5,1	1,8	1,70	2,32	-2,72	192,1	Логнорм.
	В+С	37	0,4	7,51	3,9	1,86	-0,98	-0,92	3,10	Норм.
	П/пах.	94	0,1	6,7	2,1	2,16	2,55	-2,61	165,4	Логнорм.
Ba	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	61	52,2	760,0	415,0	104,5	0,55	7,46	21,08	То же
	Пахот.	95	289,0	1050	471,8	114,3	10,38	21,57	714,3	—"
	В+С	37	265,0	1050	465,2	140,4	6,65	10,20	77,82	—"
	П/пахот.	94	169,0	890,0	451,5	106,0	2,95	4,85	32,69	—"
Hg, мг/т	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub> Пахот.	77	22,0	360,0	119,1	77,01	3,89	2,17	26,62	—"
	В+С	59	7,0	115,0	40,0	25,59	2,01	0,05	14,81	Норм.
	П/пахот.	76	12,0	1040	98,6	124,1	20,98	74,8	9100	Логнорм.
		58	3,0	65,0	23,1	15,49	1,60	-0,88	23,33	Норм.
Pb	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	77			23,5					
	Пахот.	59			23,7					
	В+С	76			26,8					
	П/пахот.	58			21,9					

Отношение средних содержаний микроэлементов в горизонтах пахотных к средним в горизонтах целинных почв

Элемент	Ландшафт		Отношение элементов		
	природный	агрогенный	Пахот./ A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	П/пахот./B+C	Агрогенный/природ.
Li	25,2	31,5	1,31	1,17	1,25
P	665,6	403,6	0,63	0,58	0,61
Sc	21,2	19,7	0,87	1,01	0,93
Cr	139,4	112,8	0,86	0,81	0,81
Mn	765,1	783,4	1,08	0,99	1,02
Co	7,5	8,8	1,08	1,37	1,17
Ni	46,3	38,3	0,80	0,96	0,83
Cu	26,4	25,5	0,95	1,03	0,97
Zn	72,2	73,6	1,05	1,00	1,02
As	27,1	7,2			0,26
Sr	183,8	181,5	0,98	0,99	0,99
Mo	3,8	3,3	0,92	0,84	0,87
Cd	0,20	0,18			0,90
Cs	3,5	2,0	0,58	0,58	0,57
Ba	434,0	461,7	1,34	0,97	1,06
Hg	108,9	31,6	0,34	0,23	0,29
Pb	25,2	22,8	1,01	0,82	0,91

даются почти для всех сравниваемых сочетаний только у Li, P, As, Cs, Hg. Значимые расхождения фона пахотного слоя и горизонтов A<sub>1</sub> + A<sub>2</sub> свойственно, кроме того, Sc, Ni; пахотного слоя и горизонтов B + C – Cr и Pb.

Если сопоставить значимость средних содержаний между горизонтами A<sub>1</sub> + A<sub>2</sub> и B + C, с одной стороны, пахотный-подпахотный горизонты (см. табл. 74) – с другой, то можно видеть, что у Li и P значимое различие фона в агрогенных ландшафтах наследуется; появление незначимых расхождений фона Ni и Pb в пахотном и подпахотном горизонтах обусловлено агрогенными факторами.

Отдельно следует сказать о поведении таких сильных токсикантов как As, Cd и Hg. В сравнении с почвами природных (целинных) ландшафтов агрогенные в целом очень обеднены As и Hg (почти в 3 раза) и сохраняют тот же уровень содержаний кадмия (см. табл. 74, 75). Возможно, это связано с эффектом летучести ртути при сельскохозяйственной обработке почв. Снижение же среднего содержания мышьяка, видимо, обусловлено вовлечением его в подвижные циклы при разрушении относительно устойчивых природных комплексов.

Что касается распределения фона по разрезу почв агрогенного ландшафта, то можно констатировать его значимое по t-критерию Стьюдента расхождение между пахотным и подпахотным горизонтами только у Li, P, Hg. Для остальных рассматриваемых элементов фоновое содержание в пахотном слое унаследует от их фона в подпахотном слое, т. е. от исходного субстрата. При этом P и Hg накапливаются в пахотном горизонте, а Li – в подпахотном.

Интерес представляет баланс элементов со значимым различием фона в агрогенных ландшафтах от природных. Произведем его оценку по общеизвестной в поисковой практике [Инструкция., 1983] формуле

$$Q = 1/40LPH \text{ тонн}, \quad (1)$$

где  $1/40$  – коэффициент перехода от природных содержаний элемента в объемные при усредненном объемном весе породы  $2,5 \text{ т/м}^3$ .

Содержания элементов даны в весовых единицах (мг/т по ртути, г/т по остальным элементам), поэтому вместо  $1/40$  будем использовать объемный вес почв –  $d$ ;

$L$  – доля балансовых руд в общих прогнозных ресурсах компонента в ореоле. Так как мы не ставим своей целью подсчет балансовых руд, а ограничиваемся лишь балансом “привноса-выноса” элементов, применение коэффициента  $L$  теряет смысл;

$P$  – площадная продуктивность; в нашем случае  $P = S \cdot (C_{\text{ф}}^{\text{а}} - C_{\text{ф}}^{\text{п}})$ , т. е. произведение площади ( $S$ ) на разность между значимыми различиями фонового содержания элемента в агрогенном ( $C_{\text{ф}}^{\text{а}}$ ) и природном ( $C_{\text{ф}}^{\text{п}}$ ) ландшафтах;  $H$  – глубина прогноза баланса вещества.

В итоге формула (1) будет иметь вид

$$Q = dS(C_{\text{ф}}^{\text{а}} - C_{\text{ф}}^{\text{п}}) H \text{ тонн}. \quad (2)$$

Для использования формулы (2) сделаем следующие допущения:

– объемный вес почв аграрных и природных ландшафтов примем идентичными и равными  $1,52 \text{ т/м}^3$  (среднее между лессовой почвой и песчано-глинистым илом,  $1,61$  и  $1,44 \text{ г/см}^3$  соответственно);

– прогноз дадим на  $1 \text{ га}$  или же на  $10\,000 \text{ м}^2$ ;

– глубину прогноза по пахотному горизонту примем как усредненную мощность гумусовых горизонтов; по нашим подсчетам она составляет  $35 \text{ см}$ , т. е. глубины разрезов пахотного слоя  $A_1 + A_2 = 0,35 \text{ м}$ ; для подпахотного горизонта ограничимся такой же глубиной.

Согласно этим допущениям, расчетная формула примет вид:

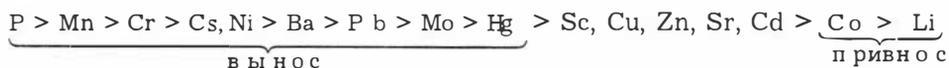
$$Q = 1,52 \times 10\,000 \times 0,70(C_{\text{ф}}^{\text{а}} - C_{\text{ф}}^{\text{п}}) \text{ или } Q = 10640(C_{\text{ф}}^{\text{а}} - C_{\text{ф}}^{\text{п}}) \text{ тонн}. \quad (3)$$

Расчеты по формуле (3) с использованием данных табл. 74 проведены для пахотного и подпахотного горизонтов отдельно и по почвам агрогенных ландшафтов в целом. По величине массопереноса (табл. 76) элементы с различным фоном в системе природный – агрогенный ландшафты можно расположить в следующие ряды:

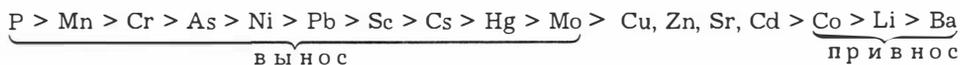
1. При формировании пахотного горизонта:



2. При формировании подпахотного горизонта:



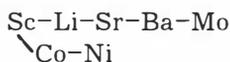
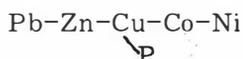
### 3. В целом при формировании почв агрогенных ландшафтов:



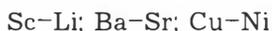
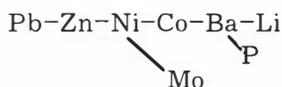
Таким образом, почвы агрогенных ландшафтов по сравнению с прилегающими к ним целинными почвами истощены P, Mn, Cr, Ni, As, в меньшей мере Mo, Cs и Pb, но обогащены Li, Co, Ba. При формировании данных почв Cu, Zn, Sr, Cd были пассивны к воздействию сельхозкультур.

В почвах агрогенных и смежных с ними природных ландшафтов выявлены две основные ассоциации элементов с коэффициентами корреляции третьей степени достоверности  $r > 0,19$  при  $N = 114$  и  $113$  соответственно. Они представлены рядами (Mn, Cr, As, Cd, Hg в подсчет не включены):

а) природные ландшафты



б) агрогенные ландшафты



Отрицательная связь



Сравнение этих ассоциаций позволяет говорить о том, что в почвах агрогенных ландшафтов первый ряд дополняется Ba, Mo, Li, а второй представлен отдельными парами, связь которых наследуется от целинных почв. Появляется сильная отрицательная зависимость между содержанием Cu-P и распадается она у Sr и Ba с цветными металлами.

Отличительной особенностью погоризонтных элементных ассоциаций в агрогенных почвах является:

- в подпахотном слое Sr теряет связь с сопутствующими ему в горизонтах В + С элементами, в пахотном - имеет с некоторыми из них отрицательную связь;

- в подпахотном слое происходит телескопирование ассоциаций, но скандий ни с одним из рассматриваемых элементов здесь не коррелирует.

На данном этапе исследования физико-химическое изменение системы природный-агрогенный ландшафт, контролирующее динамику токсичных элементов под воздействием агрогенных факторов, представляется в следующем виде. Для генерализованной совокупности почв агрогенных ландшафтов, по сравнению с природными, сглаживается кислотность и окислительно-восстановительный потенциал при сохранении нормального закона распределения. Так, если в природных ландшафтах рН суспензии почв варьирует от 6,1 до 9,7 в горизонтах  $A_1 + A_2$  и от 5,6 до 10,0 в горизонтах В + С, то в агрогенных ландшафтах и пахотного, и подпахотного горизонтов рН суспензии колеблется от 7,2 до 9,0. Однако несмотря на

Количественная оценка массоперепоса элементов при формировании почв агрогенных ландшафтов равнин

Элемент	Пахотный слой		Подпахотный слой		В целом Q, т
	$X_{II} - X_{A_1+A_2}$	$Q_{II}$ , т	$X_{II/p} - X_{B+C}$	$Q_{II/p}$ , т	
Li	6,0	0,0638	5,1	0,0543	0,1181
P	-278,9	-2,9675	-246,2	-2,6196	-5,5871
Sc	-3,0	-0,0319	Различие незначимо		-0,0319
Cr	-22,9	-0,2437	-23,7	-0,2522	-0,4959
Mn	62,2	0,6618	-209,6	-2,2301	-1,5683
Co	0,6	0,0064	2,5	0,0027	0,0091
Ni	-12,5	-0,1330	-1,5	-0,0160	-0,1490
As					-0,2149
Mo	Различие незначимо		-0,7	-0,0075	-0,0075
Cs	-1,4	-0,0149	-1,5	-0,016	-0,0309
Ba	56,8	0,6044	-13,7	-0,1458	0,4586
Hg	-0,791	-0,0084	-0,755	-0,0080	-0,0164
Pb	Различие незначимо		-4,9	-0,0521	-0,0521

Примечание. Содержания Cu, Zn, Sr, Cd в сравниваемых почвах и их генетических горизонтах значимо не отличаются.

Таблица 77

Коэффициенты корреляции pH и Eh в системе почвы природных – почвы агрогенных ландшафтов (N = 114)

Горизонт	A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>	B+C	Пахотный	Подпахотный	Примечание
A <sub>1</sub> +A <sub>2</sub>		0,632	0,193	0,115	Над диагональной чертой – коэффициенты для pH; под чертой – для Eh
B+C	-0,486		0,224	0,118	
Пахотный	0,521	-0,176		0,665	
Подпахотный	0,425	-0,066	0,731		

двухкратное уменьшение стандартного отклонения pH суспензии почв агрогенных ландшафтов по сравнению с природными, среднее арифметическое значение pH здесь несколько выше, т. е. почвы агрогенных ландшафтов имеют несколько повышенную щелочность относительно природных. Аналогичная тенденция наблюдается и в распределении Eh, с той лишь разницей, что средние его значения в сравниваемых ландшафтах значимо не различаются. Как и следовало ожидать, гумусовые горизонты и пахотный слой имеют более окислительную реакцию, чем горизонты B + C и особенно пахотный слой. Корреляционные связи между Eh и pH в почвах разных горизонтов сравниваемых ландшафтов приведены в табл. 77.

Таким образом, почвы агрогенных ландшафтов отличаются от смежных целинных почв по комплексу геохимических признаков: характеру распределения, средним содержаниям, кислотностью-щелочностью и корреляционным связям между элементами. Выявленные тенденции перераспределения элементов необходимо учитывать при внесении удобрений.

### 4.3.2. Естественные радионуклиды почв агрогенных ландшафтов

Статистические параметры распределения U, Th и K-40 (см. табл. 42–45, 78) показывают, что осредненные содержания урана целинных горизонтов почв и соответствующего им пахотного слоя весьма близки друг к другу (1,9 и 1,99 г/т). Сходно с этим и содержание урана в подпахотном слое (2,01 г/т).

Очень близки статистические характеристики целинных и агрогенных почв по концентрации тория. Здесь также небольшие (10–12 %) отличия обследованных пахотного и отвечающих ему  $A_1 + A_2$  горизонтов, что вызвано, скорее, не действительной динамикой малоподвижного в гипергенных обстановках тория, а недостатком статистических данных по подпахотному слою, не охватывающих все вариации фона и не подавляющих возможные ошибки анализов.

Вариации расхождений содержаний калия в системе природные – агрогенные почвы ограничиваются интервалом всего 1,12–2,12 %, а в подстилающих горизонтах 1,61–2,10 %. Приведенные данные свидетельствуют о том, что агрогенные ландшафты на 0,1 % богаче калием, вероятно, в связи с возможным внесением калийных удобрений. Не исключено и естественное обогащение культурного слоя подвижным калием в результате отсоса растениями и капиллярными водами в периоды вегетации сельскохозяйственных культур. Известны накопления калия злаковыми и клубневыми растениями. В целом обследованные почвы можно характеризовать как достаточно обогащенные калием с кларком концентрации 1,57.

В пахотном слое калий имеет высокий коэффициент корреляции с торием, а в подпахотном – еще и с ураном. В обоих горизонтах наблюдается достоверная корреляционная связь между содержаниями урана и тория.

Данные статистической обработки результатов, образующих полученные выборки, вскрывают симметричное (нормальное) распределение частот концентрации всех трех элементов (см. табл. 78). Это означает, что в процессе формирования почв многократным механическим и иным перемешиванием исходного породного вещества достигалось более равномерное распределение флуктуаций содержаний относительно модельных (средних) значений. Плохо объяснима пока правосторонняя (отрицательная) асимметрия распределения частот содержания тория, характеризующая пахотные почвы. Показатель асимметрии  $A$  здесь равен в среднем  $-2,14$ . Это означает снижение вклада обогащенных им проб в выборке пахотных земель в сравнении с уравновешенностью тех и других в выборке незатронутых сельскохозяйственной обработкой почв. Расхождение среднего арифметического содержания, одинакового и для пахотных, и для целинных почв и равного примерно 8,0 г/т, с модальным должно быть истолковано только проявлением химической активности четырехвалентного тория. Дело в том, что торий малоподвижен в кислых средах, где он эффективно гидролизуется, а в щелочных условиях, которые преобладают в целом в изученных пашнях, он обретает способность к миграции и к перераспределению при дренировании поверхностными водами. Здесь следует принять во внимание хорошую растворимость двойных карбонатов тория (*оксолатов*), чем пользуются в аналитической и препаративной химии. Кроме того, труднорастворимые в воде соединения тория легко рас-

Распределение U, Th и K-40 в почвах агроцепных ландшафтов

Элемент	Горизонт	N	Содержание, г/т			Статистич. параметры			Закон распредел.
			$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	S	A	Э	
U	Пахотный.	78	11,3	3,2	1,99	0,35	0,21	0,29	Норм.
	П/пахотный	29	1,2	2,8	2,01	0,44	-0,21	-1,09	То же
	В целом	107	1,3	3,2	1,98	0,39	0,14	0,13	—
Th	Пахотный.	77	4,7	10,2	7,88	1,11	-2,45	0,78	—
	П/пахотный	28	5,3	10,6	8,17	1,55	-1,11	1,34	—
	В целом	105	4,7	10,6	7,96	1,24	-2,14	-0,41	—
K-40	Пахотный	76	1,21	2,12	1,67	0,18	-0,90	-0,33	—
	П/пахотный	27	1,16	1,91	1,61	0,21	-1,28	-0,81	—
	В целом	103	1,16	2,12	1,65	0,19	-1,71	-0,26	—

творяются в растворах, содержащих карбонаты щелочных металлов и аммония, которые, безусловно, присутствуют в агроландшафтах. Это обусловлено образованием карбонатоторатов. Хорошо растворимы в воде и нитраты тория. Возможна миграция его и в форме соединений с органическим веществом аминополикарбоновыми кислотами, гуматами, кетонами и пр.

#### 4.4. Токсичные микроэлементы и радионуклиды в донных отложениях водоемов как показатель уровня экогеохимической нагрузки

##### 4.4.1. Тяжелые металлы в донных отложениях р. Катунь и в верховьях р. Обь

Детальные исследования состава донных и террасовых отложений и измерения уровня концентраций основных токсичных элементов (Cu, Zn, As, Sb, Cd, Hg, Pb) проводились в долине р. Катунь от устья р. Урсул до пос.Чемал. По более разреженной сети были опробованы донные отложения и почвы за пределами этой территории от пос. Чемал вниз по течению до г. Камень-на-Оби, а также вверх по течению от устья р. Урсул (рис. 17). Для сравнительной оценки распределения этих токсикантов в тех же рыхлых образованиях исследуемой площади, с ртутеносной в качестве эталона, выбрано Сарасинское рудное поле, где в пределах известных рудных тел по основным водотокам, протягивающимся от них, были отобраны соответственно пробы донных отложений и почв.

Гранулометрический состав донных отложений во фракции менее 0,25 мм после расситовки показывает явное преобладание в них среднего и крупного песка, особенно заметное по притокам. Во фракциях < 0,002, 0,005 и 0,01 мм, выделенных методом отстоя (отмучивания) проб, среднее содержание глинистого материала этих классов составляет около 1 % от веса материала фракции < 0,25 мм. Более чем вдвое выше по сравнению с глинами содержание суглинистого и супесчаного материала, хотя их содержание также находится на уровне примесного количества. Вместе с тем, террасовые отложения более обогащены тонким (0,002–0,05 мм) супесчано-глинистым материалом, нежели притоки. Это свидетельствует об активном



**Рис. 17.** Распределение ртути в донных отложениях р. Катунь и верхнего течения р. Обь (г/т): 1 - 0,2-0,3, 2 - 0,3-0,4, 3 - 0,4-1,0, 4 - 1,0-5,0, 5 - > 5,0.

его выносе из притоков, транспорте в составе взвешенного стока главной реки и частичной аккумуляции в составе этих отложений. Рентгеноструктурным анализом в составе глинистого материала устанавливается в основном комплекс породообразующих минералов, таких как кварц, хлорит, мусковит, кальцит, в меньшей мере плагиоклаз. В составе легких глин взвешенного стока отмечаются лишь в примесных количествах амфибол, монтмориллонит и каолинит, указывающие на их дальноприносной характер и высокую транспортную способность, поскольку в составе донных отложений притоков они не установлены.

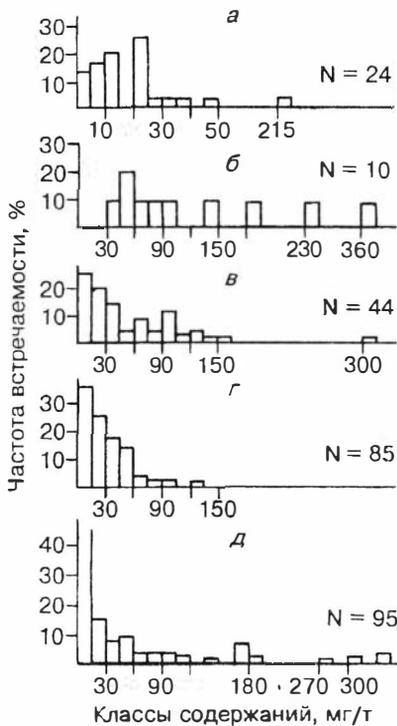
При разрушении коренных источников металлов образуются вторичные ореолы и потоки их рассеяния, соответственно в покровных и речных отложениях, которые характеризуются различными параметрами и их контрастностью в зависимости от богатства, масштабов проявления и положения в рельефе этого источника металлов. Они - важный поисковый признак возможного эндогенного оруднения. На изученной площади ранее были установлены слабоконтрастные (1-5, редко до 10 знаков) шлиховые ореолы киновари, а в ряде случаев также малоконтрастные потоки меди, цинка и реже свинца. Анализ содержания ртути позволил установить ее фоновое значение в выборках, которое оказалось достаточно близким для однородных фракций отложений разных водотоков (рис. 18, табл. 79).

Как видно из табл. 79, наиболее высокие коэффициенты аномальности, равные 0,5, 0,42 и 0,48, имеют соответственно донные осадки главной реки, ее притоков и мелкозем террас. Общий характер повышения содержания ртути в сторону более тонкого материала осадков свидетельствует

Распределение ртути в рыхлых образованиях Катунского полигона

Отложения	N	Содержание, мг/г			C <sub>ф</sub>	C <sub>ф</sub> <sup>в</sup>	K <sub>ан</sub>
		x <sub>min</sub>	x <sub>max</sub>	$\bar{x}$			
Донные осадки р. Катунь	12	33	2040	67,0	72,6	117	0,50
Донные осадки притоков:							
фракция -0,25 мм	100	5	1680	11,0	12,4	30,0	0,42
фракция 1-0,25 мм	90	5	3600	21,0	24,0	60,0	0,15
Мелкозем террас	44	5	460	19,0	17,0	45,0	0,48
Почвы	30	5	300	13,0	12,4	25,0	0,25
Среднее по мелкозему	160	5	3600			92,13	

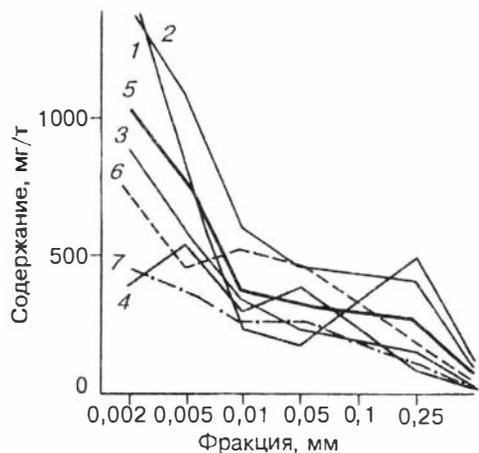
**Примечание.** C<sub>ф</sub><sup>в</sup> – верхний порог фона; K<sub>ан</sub> – коэффициент аномальности (отношение числа аномальных проб к их общему количеству)



**Рис. 19.** Распределение концентраций ртути в тонких фракциях донных отложений, мг/г.

1-4 – отдельные пробы по р. Катунь, 5 – среднее по ним, 6 – среднее по притокам, 7 – среднее по мелкозему террас.

**Рис. 18.** Гистограммы вариаций концентраций ртути в почвах и донных отложениях бассейна р. Катунь (С, мг/г). а – почвы; б – донные отложения р. Катунь; в – донные отложения притоков; г, д – донные отложения притоков, фракции +0,25 и -0,25 соответственно.



о высокой его сорбционной способности (рис. 19), где наиболее высокие, до 1–9 г/т, концентрации металла отмечаются в глинисто-илистом материале фракции менее 0,002 мм, выделенном путем отстаивания. Среднее содержание этого элемента здесь составляет для донных отложений р. Катунь – 1,05 г/т, а по притокам – почти в полтора раза ниже (0,75 г/т). Более тяжелым глинам (0,005–0,01 мм) донных отложений также свойственен вышекларковый (> 0,4 г/т) уровень содержаний ртути. Во фракции крупнее 0,25 мм всего лишь 15 % проб превышают ее нижнее аномальное значение, нежели во фракции менее 0,25 мм, они могут указывать на вероятное наличие ртути в виде собственных ее минералов. Проведенное нами большеобъемное (10–20 кг каждая проба) протоочное опробование коренных пород на площади проектируемого водохранилища показало, что киноварь в виде мелких (до 0,1–0,2 мм) выделений и единичных (1–3) знаков чаще отмечается в основном в эффузивных, в различной степени измененных, породах, что указывает на рассеянную форму ее нахождения в составе твердого стока. Высокая хрупкость киновари и ее истираемость в процессе аллювиальной переработки способствуют переводу ее в состав взвесей и последующей активной сорбции глинистым и органическим веществом донных отложений. Установлено, что в сорбированном состоянии на взвешенном веществе в пределах Катунской площади находится более половины от общего количества ртути. При переходе от донных отложений к фитобентоносным организмам происходит увеличение коэффициентов аккумуляции ртути, с одновременным возрастанием процента содержания ее органических форм [Катунь., 1992].

Фоновые содержания ртути в донных отложениях главной реки находятся в пределах 33–117 мг/т, при среднем его значении в этой области 72,6 мг/т и вариации от 33 до 2040 мг/т. В целом же с учетом аномальных точек среднее значение для этого типа осадков Катунского полигона составляет 380 мг/т при разбросе содержаний от 5 до 6500 мг/т. Наиболее высокие (6,5 г/т) содержания ртути во фракции менее 0,25 мм донных отложений установлены в пределах Чемальского водохранилища, где идут процессы ее аккумуляции [Росляков и др., 1990].

В мелкоземле террасовых отложений область фоновых значений ртути равна 2–45 мг/т при среднем 17 мг/т. С учетом аномальных проб среднее содержание достигает 87 мг/т, которое весьма близко к фону в донных отложениях р. Катунь (72,6 мг/т). В более тонком материале этого типа осадков, выделенном методом отмучивания, содержание ртути может достигать первых граммов на тонну.

Полиmodalный характер вариаций ртути для террасовых отложений, видимо, свидетельствует о ее сложном характере распределения в отложениях террас, многообразии питающих источников и особенностях формирования этих отложений. В них за счет смешивания разнотипных осадков происходит общее снижение содержания в правой аномальной области, достигая уровней в основном первых десятков мг/т [Осинцев, 1990].

Полученный материал по геохимическим потокам рассеяния Cu, Zn, As, Sb, Cd и Pb свидетельствует о мало контрастном их характере. Лишь по некоторым притокам выделяются отдельные короткие контрастные, в 2–4 раза превышающие их кларковые значения, потоки рассеяния Cu, Zn, реже As и еще реже Pb. Существенное влияние органического вещества на

содержание этих элементов не установлено, а Zn, наоборот, предпочтительнее накапливается в песчано-глинистом материале донных отложений притоков. Сравнительно низкие коэффициенты аномальности для Cu, Zn и Pb – на уровне 0,05–0,21 – свидетельствуют о преобладающем равномерном характере распределения этих элементов в рыхлых образованиях, в целом унаследованных от коренных образований. Содержания Sb и Cd в общем низкие (0–10 г/т), но примерно в третьей части проанализированных проб они превышают кларковый уровень в 2–3 раза.

Донные отложения водотоков Сарасинского рудного поля содержат от 24 до 4080 мг/т (в среднем 1170 мг/т) ртути, которое почти в два раза превышает региональный фон в Катунском полигоне. В мелкоземле потоков, дренирующих рудный отвал, концентрация ртути очень высокая – 30–36 г/т, среднее по 3 пробам – 30,8 г/т. Сравнение уровней содержаний этих элементов на Катунской и Сарасинской площадях показывает, что индикатором ртутного оруденения является сама ртуть, четко унаследующая специфику своего проявления в системе руды–рыхлые образования. В этом отношении Катунская площадь по уровню концентрации ртути в рыхлых образованиях занимает промежуточное положение между ртутным и безртутным районом. Ртути сопутствует мышьяк и в отдельных участках медь.

Для донных осадков водотоков в пределах Акташского и Чаган-Узунского ртутных месторождений характерны в основном высокоаномальные содержания ртути (см. рис. 19). Вариации содержаний в этой области начинаются практически со значений, являющихся уже аномальными для Катунской площади. Высокое содержание ртути (около 10 г/т) отмечено в устье рек Чуя и Бол. Яломан (около 20 г/т). На этом отрезке р. Катунь прорезает западное окончание Айгулагского хребта, являющегося продолжением Курайского. Вниз по течению отмечается устойчивое снижение содержаний ртути (табл. 80). Потеря ртути на отрезке Акташ – Еланда в донных осадках связана с наличием природных “ловушек” и может достигать 89 мг/т. Наличие ловушек способствует и неравномерности распределения ртути в процессе речного транспорта рыхлых образований с общей тенденцией к разубоживанию содержаний по мере удаления от рудного источника. Если принять содержание в донных отложениях Телецкого озера за региональный фон (40 мг/т), то оно примерно в 2,5–3 раза превышено на Новосибирском водохранилище и в 1,8–9 раз – на Катунском полигоне, не выходя, однако, за пределы кларкового содержания.

Таким образом, анализ распределения ртути в донных отложениях на площади проектируемых водохранилищ свидетельствует, с одной стороны, о преимущественно дальнеприносном характере ртути и ее высокой сорбционной способности, с другой – сравнение донных осадков по уровню кон-

Таблица 80

Распределение ртути (мг/т) в донных отложениях верхнего течения р. Обь и нижнего течения р. Катунь (см. рис. 19)

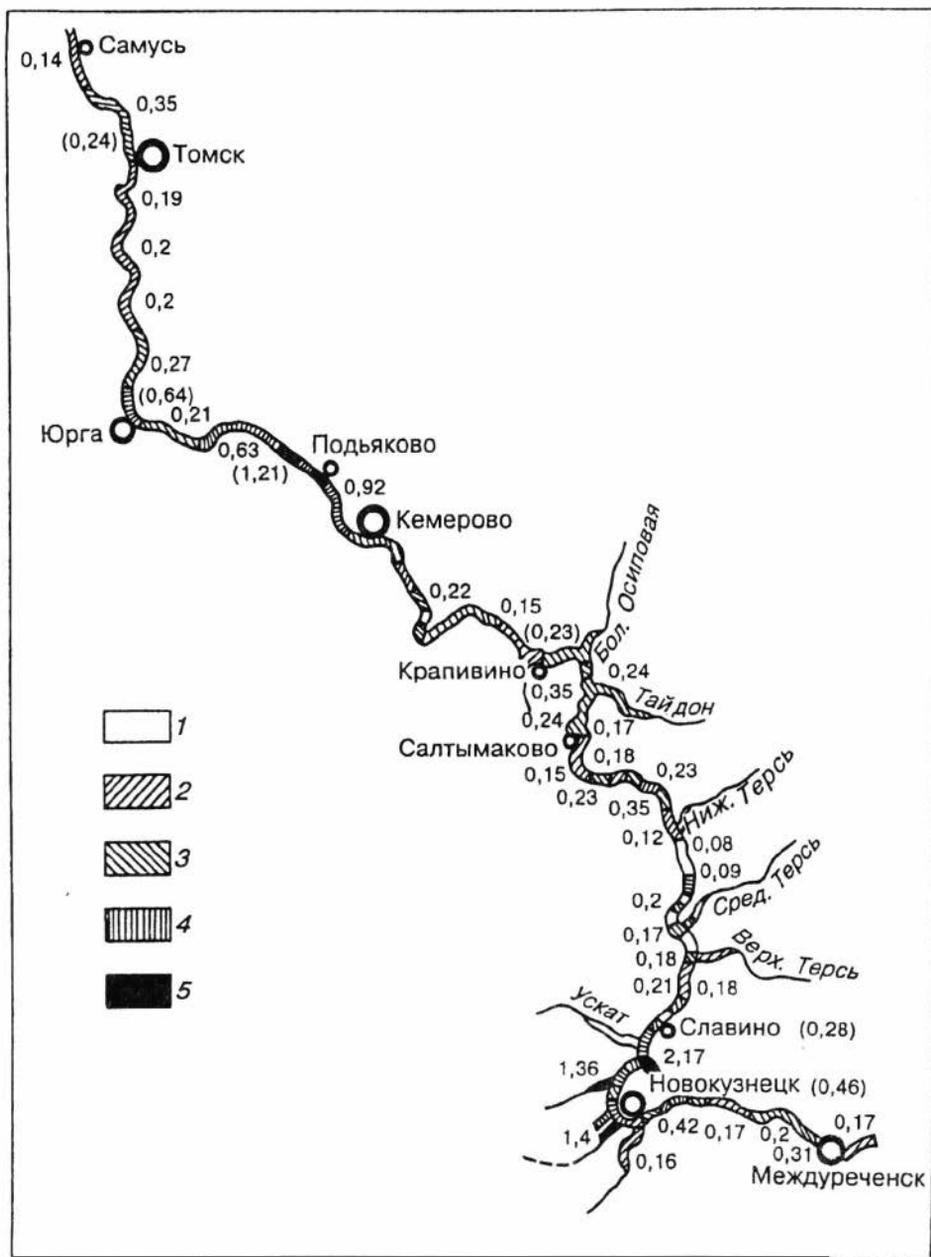
Участок опробования	N	$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$
Иня – Кунос [Росляков и др., 1990]		80	4100	800
Кунос – Чемал	12	33	2040	360
Чемал – Бийск	5	150	370	258
Бийск – Камень-на-Оби	12	80	512	245

центрации ртути с известными рудными полями показывает, что на Катунской площади по этому параметру они стоят достаточно далеко и на 1–2 порядка ниже. По всей вероятности, водохранилища будут выступать в качестве отстойников, накопителей рыхлого материала влекомой части твердого и частично взвешенного стоков. В условиях спада скоростей течения, доходящих до самых низких его значений, приближающихся к нулю, и исходя из времени осаждения частиц определенного размера в водной среде, можно заключить, что основная масса рыхлого материала крупнее 0,05 мм будет осаждаться в первую очередь. Можно предположить, что при довольно высоком для р. Катунь твердом стоке (от 14,8 до 19 м<sup>3</sup>) [Савкин и др., 1990], когда река транспортирует, по данным С. А. Сухенко [1990], примерно 3,6 млн т в год только взвешенного вещества, процессы заиливания будут превалировать над процессами окисления, подавляя их. Более тонкий (0,005–0,01 мм) материал взвешенного стока, для осаждения которого требуются соответственно первые минуты и первые часы, будет осаждаться во вторую очередь. Самый тонкий материал размером от 0,1 до 5 мкм, по всей вероятности, в своей основной массе и будет составлять примерно от 0,5 до 1–3 % от всего объема речного стока. По данным Т. С. Папиной с соавторами [1990], на мелких фракциях взвеси (< 5 мкм) содержится от 16 до 100 % всей ртути, несущейся со взвесью. Проходящая через бьеф взвесь, по мере прохождения вниз по течению, будет разубоживаться за счет смешивания с водами и существующими в ней взвесями из притоков, вытекающих из безртутных районов, и таким образом может существенно улучшить экологическую обстановку как в нижнем течении р. Катунь, так и р. Обь, и, что особенно важно, на Новосибирском водохранилище, которое в настоящее время аккумулирует часть влекомого речного стока р. Катунь, содержащего ртуть. Совместно с ртутью в донных осадках рассматриваемых водотоков в повышенных количествах встречаются другие тяжелые металлы.

#### **4.4.2. Микроэлементы донных осадков бассейна р. Томь в зоне влияния крупных городов и проектируемого Крапивинского водохранилища**

Опробованием охвачен бассейн р. Томь от г. Междуреченска до г. Томска (рис. 20). В зоне влияния проектируемого Крапивинского водохранилища, кроме того, опробованы донные отложения всех боковых притоков р. Томь. Донные осадки можно охарактеризовать как песчано-глинистые. Основную часть (40 %) тонкого (менее 0,06 мм) материала составляют супеси, легкие и средние суглинки. Общее количество глинистого вещества сопоставимо с тяжелыми суглинками и находится на уровне 5–6 % от веса всей фракции < 0,06 мм.

Минеральный состав донных осадков представлен породообразующими минералами комплекса близлежащих коренных пород: кварцем, плагиоклазом, хлоритом, амфиболами, переменным количеством гидрослюд, мусковита и серцита, небольшим количеством кальцита, доломита, полевого шпата, примеси пироксена, талька, окислов и гидроокислов железа. В целом минералам свойственны обломочный характер индивидов и различная степень обработанности их поверхности.



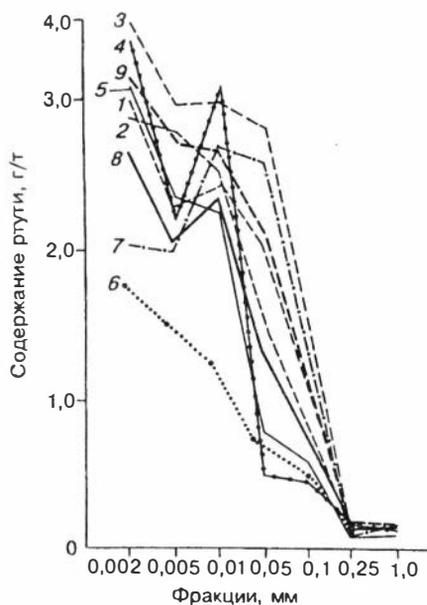
**Рис. 20.** Схема пространственного распределения ртути в донных отложениях р. Томь.

Содержания (г/т) ртути по характерным точкам опробования: 1 – до 0,1; 2 – до 0,2; 3 – до 0,4; 4 – до 1,0; 5 – более 1,0. В скобках – среднее содержание ртути по створам.

Среднее содержание главного токсиканта – ртути – в донных отложениях боковых притоков оказалось равным 134 мг/т, что почти в 3 раза ниже ее кларка в глинах. При этом самые низкие содержания ртути свойственны для среднего и крупного песка. Среднее ее содержание во фракции +0,25 мм составляет 125 мг/т; во фракции -0,25 мм оно равно 140 мг/т. Переход от среднего песка к мелкому (0,05–0,1 мм) сопровождается резким подъемом содержания ртути и продолжает повышаться к супесчано-суглинистому материалу (рис. 21). В тонком глинистом материале устанавливаются, как и в осадках р. Катунь, повышенные и высокие, превышающие кларковый уровень в 3–5 раз и более, содержания ртути. Следует аметить, что по некоторым притокам этот подъем менее крутой, как бы сдвинут влево и начинается при переходе от супесей к суглинкам. Наибольшие (2–4 г/т) концентрации этого токсиканта свойственны илисто-глинистому материалу фракций < 0,005 мм. По притокам же переход от легких и средних глин к тяжелым сопровождается небольшим снижением содержания ртути с последующим максимальным концентрированием ее в последних.

Преимущественное нахождение повышенных содержаний ртути в более тонком материале донных отложений как р. Томь, так и ее притоков, указывает на наличие сорбированных форм ртути на тонком глинисто-суглинистом материале. Сравнение весовых концентраций во взвешях и донных осадках [Воротников и др., 1990] также указывает на преимущественную миграцию этого элемента в сорбированном состоянии. Среднее содержание ртути в тяжелых глинах (0,002 мм) оказалось равным 3,15 г/т в донных отложениях р. Томь и 2,6 г/т – по притокам.

В профиле нижнего течения р. Ускат в классе 0,25 мм донных отложений устанавливаются содержания ртути (соответственно сверху вниз по течению), мг/т: 260, 174 и 140. В более тонком материале фракций 0,06–0,1, +0,02–0,06 и 0,01 содержания соответственно равны, мг/т: 500, 550 и 3100. Указанный в общем универсальный характер повышения уровней содержаний к более тонкому материалу и взвешам характерен и для коротких притоков. Так, например, в горном притоке р. Попиха содержание ртути во фракции 0,25–1,0 мм составляет 180 мг/т, а во фракции > 0,06 мм – уже 2050 мг/т, по речке Барзас – соответственно 160 и 675 мг/т. Атомно-абсорбционный анализ глинистого вещества из этих притоков показывает



**Рис. 21.** Распределение ртути в гранулометрических фракциях донных отложений р. Томь и ее притоков.

1–3 – по отдельным точкам р. Томь; 4–7 – точки по притокам; 8 – среднее по 4–7; 9 – среднее по 1–3.

в общем устойчиво выше кларковые значения в нем лишь цинка и спорадически повышенные – меди.

В донных отложениях р. Томь, на проектируемой площади Крапивинского гидроузла от г. Новокузнецка до пос. Крапивино, среднее содержание ртути, без учета влияния проб от техногенного загрязнения с высокими ее концентрациями, составляет 0,289 мг/т во фракции -0,25 мм и 0,243 мг/т – во фракции +0,25 мм.

При подсчете этого параметра по усредненным данным, полученным по створам г. Новокузнецка и пос. Шорохово, где отмечались отдельные высокие содержания ртути, с частными выборками между этими створами по всей проектируемой площади среднее содержание возрастает до 0,31 г/т. С учетом смешивания фракций +0,25 и -0,25 мм ее среднее содержание по этой площади равно 0,278 мг/т.

Подсчет среднего содержания ртути в донных отложениях р. Томь на участке г. Томск – пос. Самусь дал 0,263 мг/т, а на участке г. Новокузнецк – г. Междуреченск – 0,247 мг/т.

Почти двойная разница в среднем содержании ртути по притокам по сравнению с главной рекой Томь, а также различия в гранулометрическом спектре донных отложений ее притоков свидетельствуют об активном выносе этого токсиканта, часто находящегося в повышенных количествах, в составе тонкого взвешенного и подвижного материала из области сноса.

Что касается техногенных потоков, то по уровню концентрации ртути они резко отличаются от природных потоков рассеяния. Ниже приводится характеристика некоторых техногенных потоков на площади проектируемого водохранилища.

Наибольшую опасность и загрязнение представляют металлургические заводы г. Новокузнецка. Их водные потоки, отстойники и шлаковые отвалы, а также отложения р. Аба несут очень высокие концентрации токсичных элементов особенно в составе существенно углистых и углистоглинистых иловатых осадков. Среднее содержание ртути в них составляет 1,54 г/т, что почти в 4 раза превышает кларковый уровень для глин. Сбрасываемые техногенными потоками токсичные элементы загрязняют донные осадки р. Томь. Так, в правобережье р. Томь ниже сливов Западно-Сибирского металлургического завода (ЗСМЗ) содержание ртути остается на уровне первых граммов на тонну. Примерно такое же содержание устанавливается в левобережной части р. Томь, ниже устья р. Аба и отстойников КМК и цементного завода. Вся правобережная часть р. Томь, включая пойму и пойменную террасу от устья р. Чесноковка до д. Сидорово, находится в зоне влияния этого комбината. Огромные отстойники, шлаковые отвалы и различные промстоки, расположенные в пределах поймы и надпойменной террасы, уже в настоящее время вызывают экологическую озабоченность. Содержание ртути в пределах заболоченной части поймы, ниже отстойников по отдельным ручьям и маленьким речкам достигает 3–7 г/т по донным отложениям. Ниже всех промстоков ЗСМЗ по створу Шорохово, среднее содержание ртути составляет 0,9 г/т, что вдвое выше его кларкового уровня для глин, но все же в два раза ниже ПДК для рыбохозяйственных целей. Шлейфы техногенных потоков от г. Кемерово оказывают влияние на повышение содержаний токсичных элементов в донных

отложениях р. Томь, отобранных ниже по течению на расстоянии до 20–26 км от города. Ниже пос. Подъяково среднее содержание ртути по створу составило 1,21 г/т, что находится примерно на одном уровне с содержанием этого элемента со створом Шорохово (см. рис. 20).

По створу в районе Шорохово, ниже стоков ЗапСибА выделаются единичные высокие (2,17 г/т) содержания ртути, на фоне преобладания проб, содержащих нижекларковые значения этого элемента. За счет них среднее содержание ртути по этому створу оказалось равным 0,9 г/т, что почти в два раза выше кларка.

Вниз по течению наблюдается разубоживание концентраций токсичных элементов. В створе Славино оно по ртути в среднем уже ниже кларкового значения.

В пределах Крапивинского створа, расположенного выше проектируемой ГЭС и ниже устья р. Бол. Осиповая, отмечается ровный характер распределения ртути, не превышающий 300 мг/т.

В створах, расположенных на р. Томь ниже проектируемой площади, просматривается четкое влияние техногенных потоков городов Юрга и Кемерово. Среднее содержание ртути по створам нижней части этих городов превышает его кларковые уровни в 1–3 раза.

Влияние техногенных потоков г. Томска на уровень концентрации ртути по сравнению с таковыми городов Кемерово и Юрга мало ощутимо. В пределах створа, расположенного в нижней части Томска, ее содержание изменяется от 0,165 до 0,35 г/т. Ниже Юрги среднее содержание ртути в донных отложениях р. Томь составило 0,64 г/т. Шлейф, протягивающийся от г. Юрги, менее контрастный.

Любопытно заметить, что ртуть в донных отложениях не коррелируется с большинством тяжелых металлов. Это достаточно наглядно выявляется корреляционным анализом по всем выборкам проб. Однако в подавляющем большинстве техногенных потоков ртути содержания и этих металлов превышают кларковые уровни.

Средние содержания Cu, Zn и Pb при широком диапазоне частных значений превышают кларковый уровень в земной коре в 1,5 раза, причем Cu и Pb имеют довольно высокие коэффициенты аномальности, от 0,46 до 0,62, свидетельствующие о том, что около половины проб донных отложений содержат эти металлы в надкларковых количествах. Среди этих трех элементов Pb – наиболее “спокойный”, не подверженный большому влиянию сквозных элементов. Он отличается в основном ровным характером распределения с небольшим уровнем вариаций содержаний в донных отложениях, в основном унаследованным от первичных коренных пород. Что касается Zn, то в донных отложениях он имеет самую большую вариацию содержаний, достигающую максимального уровня до 820–1000 г/т в техногенных потоках г. Новокузнецка, хотя и отмечается в нижекларковых значениях в большей половине проанализированных проб. В пределах Крапивинского створа ниже устья р. Бол. Осиповая несмотря на ровный характер распределения Hg и Zn отмечаются устойчиво вышекларковые содержания, что связано, по нашему мнению, с выносом этого элемента в составе донных отложений р. Бол. Осиповой, где его содержание составляет 150–170 г/т и превышает кларковое значение почти вдвое.

В связи с небольшим процентным выходом глинистого материала при фракционировании проб путем отмучивания, атомно-абсорбционным мето-

дом анализа мы проанализировали часть выборочных расситованных проб донных отложений на Cu, Zn, Cd. Можно сделать вывод, что, с одной стороны, высокая информативность на эти металлы материала (класса -0,25 мм) сопоставима с отдельными более тонкими фракциями после его расситования. С другой стороны, не отмечается устойчивого повышения содержаний этих элементов с уменьшением зернистости материала, что может свидетельствовать, наряду с рассмотренными выше особенностями распределения, об относительной их инертности и унаследованной зависимости от исходного содержания в коренных породах.

В донных отложениях р. Томь содержания As, Sb и Cd чаще значительно меньше их кларковых уровней. Хотя иногда превышение этого уровня по отдельным пробам достигает 1,5–2 раз. Так, например, Cd в таких количествах отмечается в зоне влияния городов Новокузнецка, Юрги часто совместно с As, реже с Sb.

Селен обнаружен в пятой части проб. Среднее его содержание по 122 пробам составило 0,3 г/т, что вдвое ниже кларка. Характерно, что все опробованные техногенные потоки г. Новокузнецка не содержат Se в вышекларковых значениях. Можно думать, что в силу довольно редкой встречаемости серьезного накопления Se в донных отложениях, в случае создания водохранилища, не произойдет. Основной формой нахождения Se в донных осадках мы склонны считать примесную. Как известно, Se в основном входит в состав сульфидов гидротермально-измененных пород при недостатке серы, изоморфно заменяя ее. Не установлено связи этого элемента с органическим веществом.

Таким образом, на микрокомпонентный состав донных отложений бассейна р. Томь огромное влияние оказывают промышленно развитые города – Новокузнецк, Кемерово, Юрга. Меньшим по сравнению с ними оказалось влияние городов Междуреченск и Томск. Характер распределения Cu и Zn в продольном профиле р. Томь в общем плане аналогичен ртути. Как правило, в пределах створов, расположенных ниже городов, содержание полиметаллов превышает их кларковые значения для земной коры. Наиболее высокие как частные, так и средние содержания Cu и особенно Zn отмечаются в створе ниже г. Новокузнецка. Здесь по отдельным пробам техногенных потоков содержание Cu более чем в десять раз превосходит кларковое значение. В створах, удаленных от городов, среднее их содержание, а также Pb находится на околоскларковом (створ Сухово, перед г. Кемерово) уровне, либо несколько превышает его (створ Славино). Исключения представляют собой Крапивинский створ, где отмечаются в основном надкларковые (как частные, так и средние) содержания этих элементов, Бол. и Мал. Осиповая, Кучманда и другие более мелкие участки, расположенные в этом районе на небольшом удалении выше опробованного створа.

По сути дела, мы имеем два контрастных шлейфа потоков от городов Новокузнецка и Кемерово. В условиях постоянного речного транзита шлейф интенсивного техногенного потока тянется на 10–15 км, с постепенным разубоживанием в нем концентрации тяжелых металлов. Как правило, на расстоянии более 20–25 км характер распределения тяжелых металлов становится более спокойным, находящимся на околоскларковом уровне.

Основная масса наиболее токсичной ртути и других элементов-токсикантов транспортируется в составе взвешенного стока реки в конеч-

ные водоемы стока. Анализ имеющегося материала показывает, что в случае создания Крапивинского водохранилища, значительного по своей длине и площади, техногенные потоки, содержащие в высоких концентрациях такие токсичные элементы как Hg, Zn, Cu и другие, будут повышать уровень загрязнения верхней части водоема и вызывать экологическую озабоченность. Чтобы повысить экологическую чистоту р. Томь ниже промышленных городов, необходимо совершенствовать существующие очистные системы и разработать строгие меры по их устройству и контролю и должным образом учитывать это при решении проблем градостроительства.

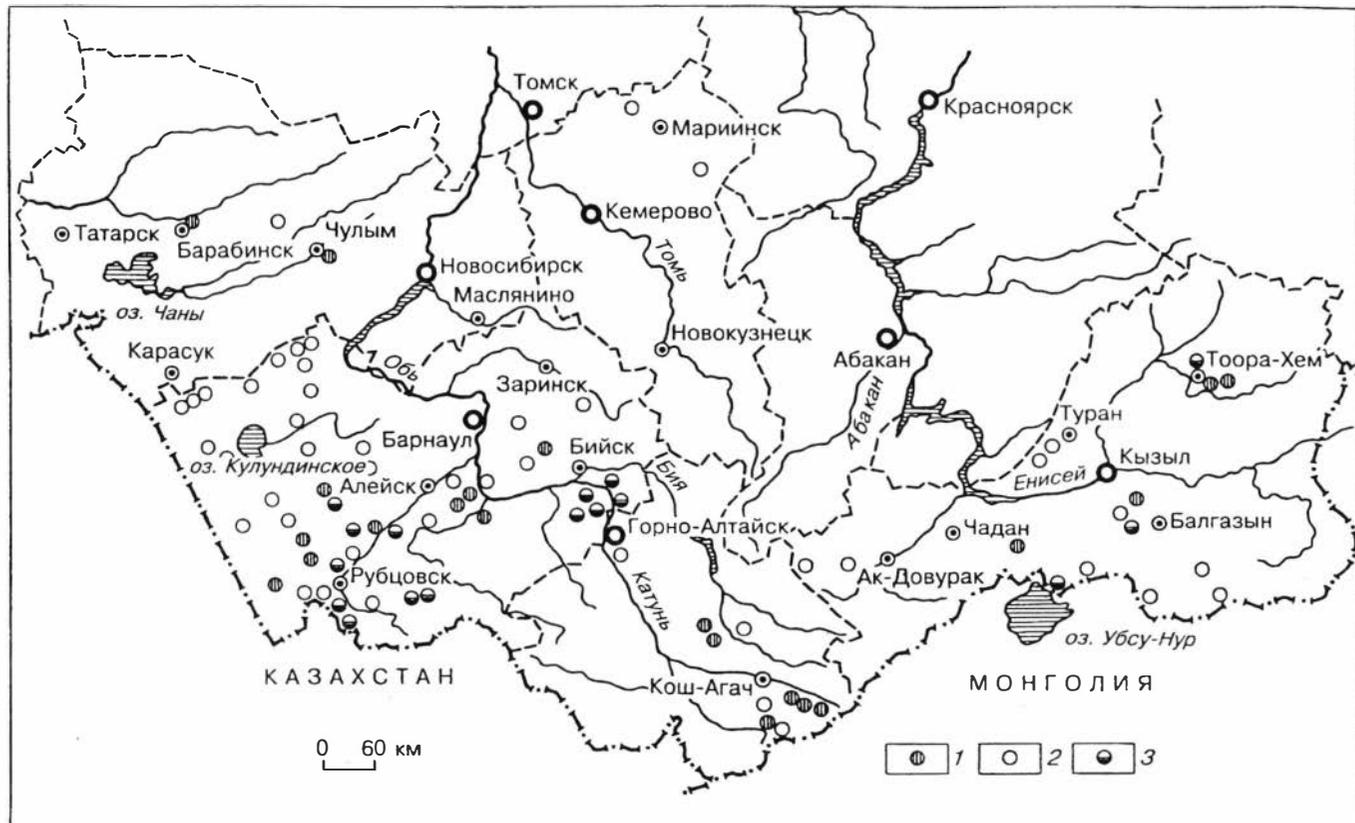
#### **4.5. Микроэлементы и радионуклиды в донных отложениях бессточных и слабопроточных водоемов**

Как показали исследования процессов техногенного загрязнения природной среды, донные отложения бессточных или слабопроточных водоемов имеют высокую аккумулятивную способность по отношению к тяжелым металлам и Cs-137 [Гуров, Керцман, 1991; Лебединский, 1992]. В таких водоемах проявляются процессы как первичного, так и вторичного накопления загрязнителя, сносимого жидким или сухим стоком из районов первичного загрязнения.

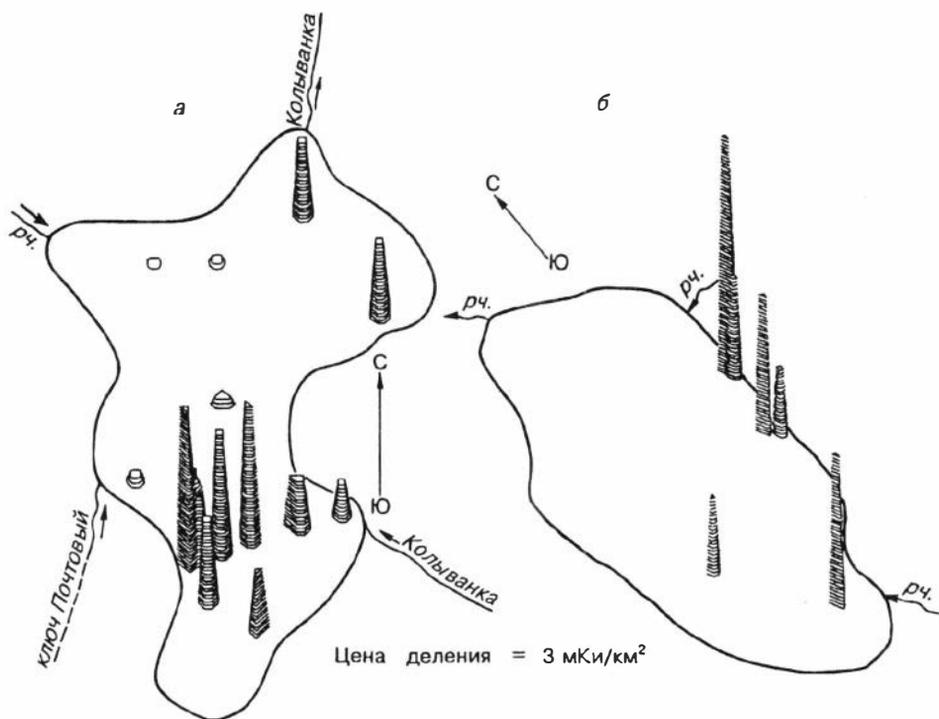
В настоящем разделе приводятся данные, основывающиеся на результатах послонного (каждые 3 см) опробования донных отложений озер, стариц и искусственных прудов в Алтайском крае, меньше - в Новосибирской области, Республиках Тува и Алтай (всего около 70 водоемов, рис. 22). В некоторых водоемах опробовано несколько разрезов для выявления распределения токсикантов не только по площади, но и по вертикали.

Обследованные водоемы расположены в различных ландшафтных зонах: высоко-, средне-, низкоргорных и равнинных (лесостепных, степных и сухих степей). В геохимическом плане водоемы лежат в границах металлогенических зон с различной специализацией, а также вне их пределов. Озерные котловины питаются как паводковыми, так и грунтовыми водами, приуроченными к четвертичным песчано-глинистым отложениям (центральная часть Алтайского края и Новосибирской области, некоторые районы Республики Тува), а также к метаморфическим и магматическим породам различного состава и возраста (предгорные и горные районы Алтая и Тувы). По составу воды озер весьма разнообразны - от пресных до сильно соленых с залежами солевых пластов на нерастворимой части иловых залежей. Донные отложения имеют состав от сапропелевых до чисто глинистых или песчано-глинистых с различными вариациями соотношения этих составляющих в разных водоемах. Размеры площадей водосбора исследованных озер, имеющие большое значение при вторичном накоплении токсикантов, колеблются в широких пределах от первых десятков до сотен квадратных километров.

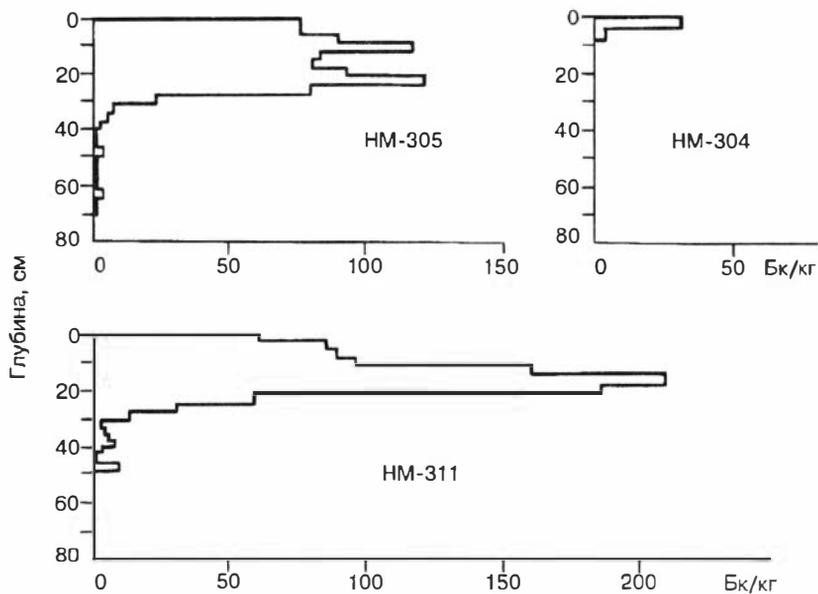
Микроэлементы (B, Be, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Sb, Cd, Hg, Pb) и радиоцезий (Cs-134, Cs-137) в донных отложениях имеют следующие тенденции распределения (рис. 23-25).



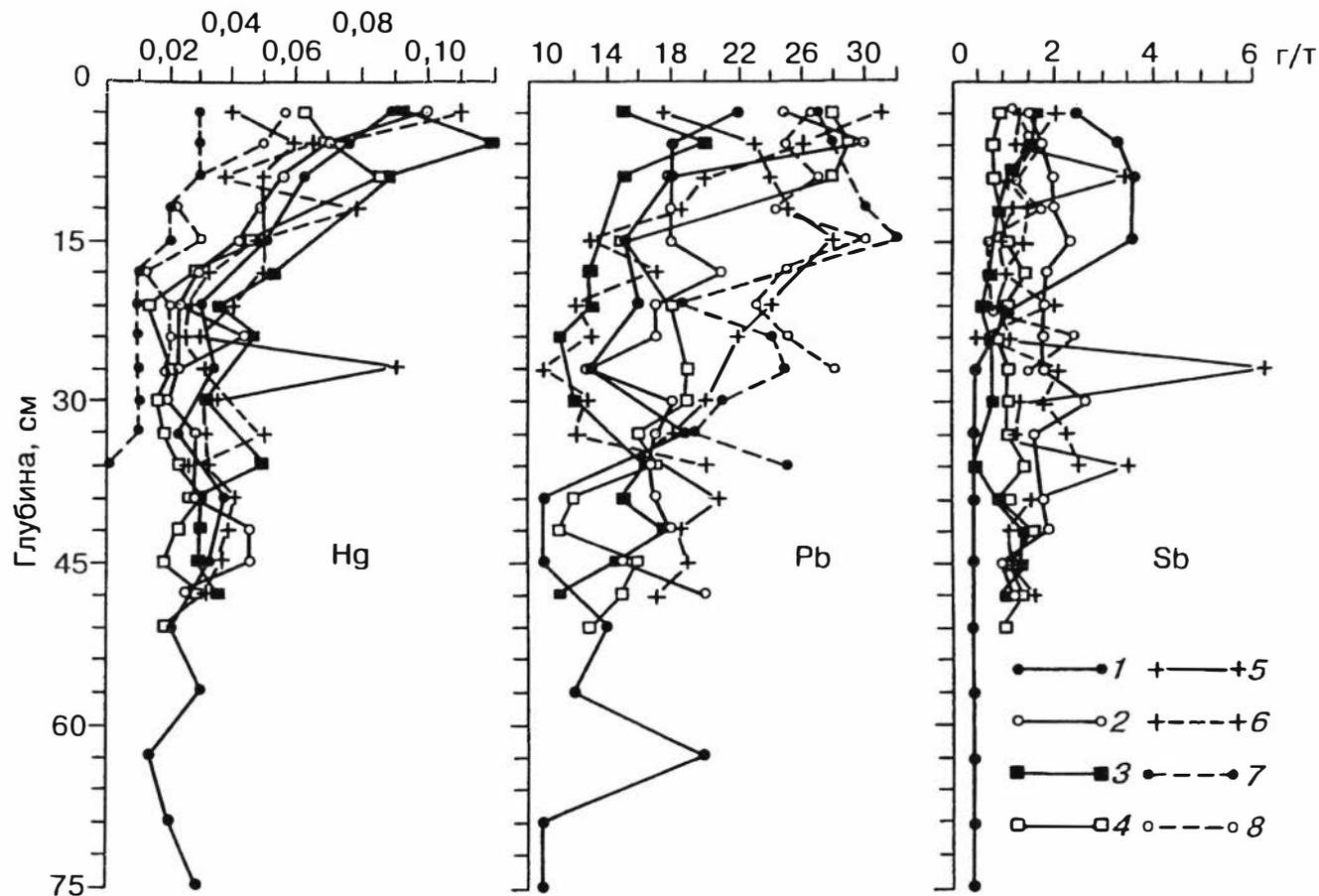
**Рис. 22.** Карта-схема опробования донных отложений бессточных и слабопроточных водоемов на юге Сибири. Уровень загрязнения донных осадков Cs-137: 1 – выше глобального фона для почв; 2 – ниже глобального фона для почв; 3 – Cs-137 обнаружен в глубоких горизонтах донных отложений.



**Рис. 23.** Характер распределения средних содержаний Cs-137 по площади донных отложений озер Колыванское (а) и Белое (б) на юго-востоке Алтайского края.



**Рис. 24.** Характер распределения Cs-137 в некоторых колонках донных отложений оз. Колыванское.



**Рис. 25.** Характер распределения некоторых микроэлементов в колонках донных отложений центральных и южных районов Алтайского края.

Озера: 1 – Кольванское, 2 – Круглое, 3 – Белое, 4 – Могильное, 5 – Горькое-IV, 6 – Яровое, 7 – Горькое-V, 8 – старица Лебяжья.

Первое, что обращает на себя внимание, это крайне неравномерное загрязнение площади юга Сибири как радиоцезием, так и токсичными микроэлементами. Практически во всех водоемах отмечается присутствие Cs-137. Исключение составляет единственное в центральной части Новосибирской области озеро Сартлан, в донных отложениях которого радиоцезий не обнаружен. Максимальным средним уровнем загрязнения илов следует считать величину 360 мКи/км<sup>2</sup> в оз. Колыванское на юге Алтайского края. В остальных водоемах обследованной территории донные отложения заражены Cs-137 в различной степени. При этом выделяется два типа загрязнения: 1) основная часть запасов радионуклида сосредоточена в верхних частях иловых залежей; 2) пики заражения отмечаются в более глубоких горизонтах от 25 до 45 см и ниже. В первом случае остаются неясными источник и механизм накопления Cs-137, хотя предположительно можно принять или вторичное загрязнение в результате сноса с площадей питания (маловероятный способ), или первичное – от испытаний на Синцзянском полигоне в Китае, хотя оба варианта не выдерживают критики. Предположение о Чернобыльском источнике следует исключить, поскольку доля Cs-134 в донных отложениях ничтожна.

Следует отметить, что водоемы, в донных осадках которых установлены аномалии Cs-137 на глубине (синхронные взрывам на Семипалатинском полигоне), пространственно тяготеют к следам радиоактивных выпадений, очерченных различными организациями и, несомненно, относятся к водоемам с первичным загрязнением донных отложений радиоцезием [Лоборев и др., 1994].

Токсичные микроэлементы также распределены в донных отложениях регионов крайне неравномерно. В целом удается подметить тенденцию зависимости их содержания от рудно-геохимической специализации районов, хотя нередко отмечаются резкие аномалии отдельных элементов (например, Mn в отложениях пруда у с. Порожнее в центре Алтайского края) на фоне более или менее спокойного распределения их средних содержаний по площади регионов. Все эти случаи обусловлены природными факторами. Вместе с тем, распределение многих микроэлементов в вертикальном разрезе донных отложений зачастую характеризуется некоторым повышением их содержаний к верхним горизонтам, что свидетельствует об увеличении техногенной нагрузки на обследованные территории. Для корректного сравнения регионов между собой по характеру накопления микроэлементов в донных отложениях водоемов пока мало данных. Однако совершенно определено следует отметить повсеместное накопление Hg и Pb в илах водоемов, вблизи которых расположены населенные пункты. При этом Hg обнаруживается и в водах водоемов промышленных районов в количестве 0,03–0,07 мкг/л (район г. Рубцовска в Алтайском крае) или в ртутных провинциях – до 0,16 мкг/л (юг Республики Алтай). В воде озер областей со слабо развитой промышленностью (Республика Тува) этот элемент аналитически (с пределом обнаружения 0,02 мкг/л) не установлен.

О повышении во времени техногенной нагрузки на ландшафты обследованной территории говорит и увеличение вверх по разрезу донных отложений содержания некоторых других микроэлементов в водоемах, расположенных вблизи промышленных центров (например, Cu, Zn, Sb, Mo, Cd в илах озер Рубцовской зоны Алтая).

По акватории озер Cs-137 и токсичные микроэлементы распределены также крайне неравномерно. В качестве эталонного полигона в этом отношении выбрано оз. Кольванское на юго-востоке Алтайского края. Здесь послонно опробована иловая залежь в 14 точках. Донные отложения озера представлены в основном сапропелевым материалом; в некоторых случаях в них присутствует растительный или песчаный материал, принесенный с суши. Радиоцезий по акватории водоема распределен очень неравномерно (см. рис. 23а). Причиной этому служат не только литологическая неоднородность иловой залежи, но и характер первичного и вторичного загрязнения водоема радиоцезием. Эти же обстоятельства сказались и на различном распределении нуклида в вертикальном разрезе отложений в разных частях озера (см. рис. 24). Аналогичная картина неравномерного распределения Cs-137 по площади и в колонках донных отложений установлена в оз. Белое, расположенном в том же районе (см. рис. 23б).

Те же черты и причины неоднородности содержания в илах обоих озер, которые были отмечены для радиоцезия, присущи и для микроэлементов. Точки опробования иловых залежей, расположенные в различных частях акватории озер, существенно отличаются друг от друга средними содержаниями токсичных элементов (табл. 81). Это замечание распространяется и на характер распределения токсикантов в вертикальном разрезе донных отложений одного и того же водоема.

Полученные данные позволяют сделать следующие выводы:

1. Опробование донных отложений водоемов в одной точке мало информативно и может дать искаженное представление о характере и степени загрязнения их как радионуклидами, так и токсичными микроэлементами.

2. Загрязнение водоемов на территории Алтайского края, Новосибирской области и Республик Тува и Алтай радиоцезием и токсичными микроэлементами носит мозаичный характер, что обусловлено неравномерным выпадением загрязняющих осадков на площадь обследованных регионов.

3. Характер распределения радиоцезия в вертикальном разрезе донных отложений отдельных озер свидетельствует о неоднократном выпадении радиоактивных осадков на некоторые районы юга Сибири.

Таблица 81

Средние содержания микроэлементов в осадках озер, г/т

Элемент	оз. Кольванское					оз. Белое	
	М305	М311	М315	М317	М319	М346	М302
B	54,40	81,33	71,47	76,00	55,80	60,23	54,30
Cr	80,73	87,33	90,83	72,50	70,90	56,31	81,00
Mn	424,10	513,33	412,53	424,67	466,80	492,54	401,50
Co	13,31	14,50	14,37	10,67	11,10	7,95	13,79
Ni	36,83	37,00	37,10	30,57	27,73	21,46	32,30
Cu	37,37	32,67	29,73	27,33	22,10	21,54	38,80
Zn	101,23	115,67	106,80	96,03	82,12	59,38	81,90
Sb	1,00	1,10	1,44	2,23	0,89	0,98	1,29
Mo	1,89	2,53	1,91	1,97	2,59	2,36	3,27
Cd	0,166	0,180	0,100	0,093	0,108	0,125	0,208
Hg	0,049	0,091	0,074	0,071	0,063	0,052	0,031
Pb	24,40	41,67	28,00	29,17	21,15	25,85	26,30

Примечание. М305 и далее – пункты наблюдения.

4. Распределение Cs-137 и микроэлементов в колонках донных отложений почти повсеместно свидетельствует о постепенном повышении техногенной нагрузки на ландшафты юга Западной и Средней Сибири. В особой степени этот тезис относится к таким сильным токсикантам, как ртуть и свинец. В промышленно развитых районах список микроэлементов расширяется.

5. Следует думать, что радиоактивные осадки после испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне выпадали практически на всей территории юга Западной и Средней Сибири. Однако степень загрязнения донных отложений в разных районах различна. Не исключен дополнительный вклад Синцзянского полигона в радиоактивную обстановку обследованных районов.

Представляет интерес сравнение распределения в донных отложениях радионуклидов от ядерных испытаний и от предприятий Минатомпрома РФ, расположенных, в частности, в Красноярске-45. В зоне влияния этого объекта были опробованы на U, Th и Cs-137 в 170 пунктах русловые отложения р. Кан и впадающих в него маловодных речек Богунай и Сыргыл для установления возможного попадания в них техногенного урана из мест захоронения твердых и жидких отходов. Особое внимание при опробовании уделялось отложениям речных окраин, болот, илов мелких ключей и мочажин в основании речных террас, где разгружаются подземные воды соответствующих водосборов. Пробы илистого, илисто-глинистого и песчано-глинисто-илистого материала часто богаты органическими остатками. Гравийный материал удалялся и не принимался в расчет. Исследовались фракции менее 1 и 0,5 мм. В основном результаты анализов по этим фракциям совпадали.

Поскольку донные отложения представляют аквально-аккумулятивные части ландшафта, в них поступает материал из отдаленных и близких источников. В нем присутствует в разных соотношениях вещество, в котором равновесие между ураном и радием не нарушено, вещество, из которого выносился уран, и вещество, которое уран сорбировало из водных растворов. В выборке донных осадков определенные гамма-спектрометрически содержания урана распределились следующим образом. В 20 % проб содержания варьируют (г/т) от 1,0 до 2,0, в 50 % – от 2,0 до 3,0, в 25 % – от 3,0 до 4,0 и в 5 % – от 4,0 до 5,0. Среднее содержание здесь близко к 2,5 г/т. Та же выборка, оцененная прямыми определениями, дает явно иной результат. Если в первом случае распределение частот содержаний близко к нормальному, то во втором случае частоты содержаний примеси урана распределены асимметрично. Так, только 8 % обнаруживают содержания (г/т) от 1,0 до 2,0, 50% – от 2,0 до 3,0, 32 % – от 3,0 до 4,0 и 10 % – от 4,0 до 5,0.

Из этого видно, что в целом донные осадки обогащены принесенным водными растворами ураном незначительно. Многие пробы в действительности содержат больше урана, чем можно было ожидать согласно определениям эквивалентных количеств по содержаниям радия. Вскрытый эффект накопления урана в донных осадках никоим образом нельзя связывать с предполагаемой добавкой техногенного урана, так как он характерен для всех участков района, в том числе вне какой-либо связи с зоной влияния завода. Это чисто природное явление, связанное с вековым перераспределением фонового урана в автономных и подчиненных участках Ры-

бинской впадины. Оно нами подмечено и на материалах экогеохимического картирования в Западной Сибири, что подробно освещено выше.

В отличие от урана, распределение частот содержаний тория в донных осадках, как и для радия, подчиняется закону Гаусса: 25 % проб характеризуют содержания (г/т) 6,0–7,0, 40 % – 7,0–8,0, 25 % – 8,0–9,0 и 5 % – 6,0 и 5 % – выше 9,0. Некоторое уменьшение содержания тория в тонкодисперсных фракциях в сравнении с исходными породами надо связывать с флотационными эффектами в водных потоках. Частично плохо растворимый торий, связанный в основном с тяжелыми акцессорными минералами, быстро оседает вблизи источников сноса и не попадает в легкие фракции илов.

Результаты этих работ со всей очевидностью доказали, что утечка радионуклидов от промобъекта полностью исключена, но полученные материалы дали интереснейшие исходные данные о поведении естественного урана в зоне гипергенеза, особенно при сравнении природного фона урана в исходных породах, в коре их выветривания, в почвах и донных отложениях. Отсутствие выноса из мест захоронения подтверждается тем, что данные опробования левых и правых (в промзоне) притоков р. Кан дают сходные фоновые характеристики.

#### **4.6. Площади с аномальным составом природных вод**

Положительные и отрицательные (по сравнению с геохимическим фоном) концентрации компонентов в водах региона формируются под воздействием как природных, так и антропогенных факторов. Среди первых наибольшее значение имеет широко распространенная в водоносных горизонтах глеевая (бессероводородная восстановительная) геохимическая обстановка. Расход кислорода в водоносных отложениях, перекрытых слабопроницаемыми образованиями, на окисление пиритизированных пород, занимающих значительные территории, а также органических соединений (угля, торфа, метана, гумусовых и других соединений), которые почти повсеместно распространены в Кузбассе, приводит к преобладанию в подземных водах низших форм валентности Fe, Mn и других элементов, образующих высокорстворимые в них соединения. При этом содержание Fe в пресных подземных водах равнинных и низкогорных обводненных таежных регионах достигает нескольких мг/л, а Mn – десятых долей мг/л. Наряду с этим, в характеризуемом регионе на значительных площадях, приуроченных к интенсивно промываемым участкам, развиты природные воды с окислительной геохимической обстановкой, имеющие низкий геохимический фон (отрицательные аномалии) для фтора, йода и некоторых других элементов [Шварцев, 1982]. В этой же верхней гидродинамической зоне с окислительной (кислородной) геохимической обстановкой на участках развития сульфидных руд возникают положительные гидрогеохимические аномалии [Рассказов, 1993]. Воды здесь кислые и слабокислые, характеризующиеся повышенным содержанием ряда металлов, отражающих тип рудной минерализации (табл. 82).

Различные концентрации металлов, вплоть до весьма высоких (сотни и тысячи мкг/л), обнаруживаются в водах региона при сбросах в них стоков различных предприятий и при фильтрации растворов из складированных отходов различных производств. Так, по данным В. М. Людвига

Содержания микрокомпонентов в подземных водах зоны окисления рудных месторождений в таежной зоне юга Западной Сибири, мкг/л

Элемент	Месторождение					
	Cu	Cu-Zn-Pb	Cu-Co	Ni-Co	Mo	Sb
pH	2,5-5,0	4,0-6,5	6,0-6,2	-	5,6-6,8	6,5-7,2
Co	-	8-70	200-4000	100-200	-	1-3
Ni	-	5-20	20-500	20-200	200-500	5-8
Cu	500-4000	400-3500	400-700	300-400	500-600	350-450
Zn	1000-2000	260-3000	10-100	20-40	1000-2000	100-200
As	200-800	2-60	100-1000	300-2000	-	10-80
Mo	-	1-5	2-5	-	20-80	-
Sb	-	50-100	10-40	-	-	500-1500
Ba	-	8-50	10-40	-	-	20-60
Pb	2-100	10-2000	1-60	-	-	4-5

Примечание. Прочерк - элемент не определялся.

[1991], под воздействием отходов Новокузнецкого алюминиевого завода в грунтовых водах на прилегающей территории pH повышается до 9,3-10,6; концентрация Al возрастает до 7-15 мг/л, фтора - 119-2000 мг/л. Значительное количество тяжелых металлов скапливается в шахтных водах, сбрасываемых в поверхностные воды и водоносные горизонты. Исследования, проведенные сотрудниками ВНИИОС (г. Кемерово) показали, что содержание в этих водах составляет, мкг/л: Cd - 2-6; Zn - 5-90; Cr - 10-100; Cu - 4-85 и Ni - 2-35.

На юге Западной Сибири особое место занимают **шахтные воды Кузбасса**. Регулярное изучение их химического состава начато М. И. Кучиным еще в 30-е годы. Позднее, до второй половины 80-х годов, эти исследования проводились в сравнительно небольших объемах под руководством М. А. Кузнецовой, Г. М. Рогова, О. В. Постниковой, Г. А. Плевако с участием гидрогеологов треста "Кузбассуглегеология" и ГГП "Запсибгеология". Более планомерные работы в этом направлении ведутся в настоящее время институтом ВНИИОуголь (г. Кемерово).

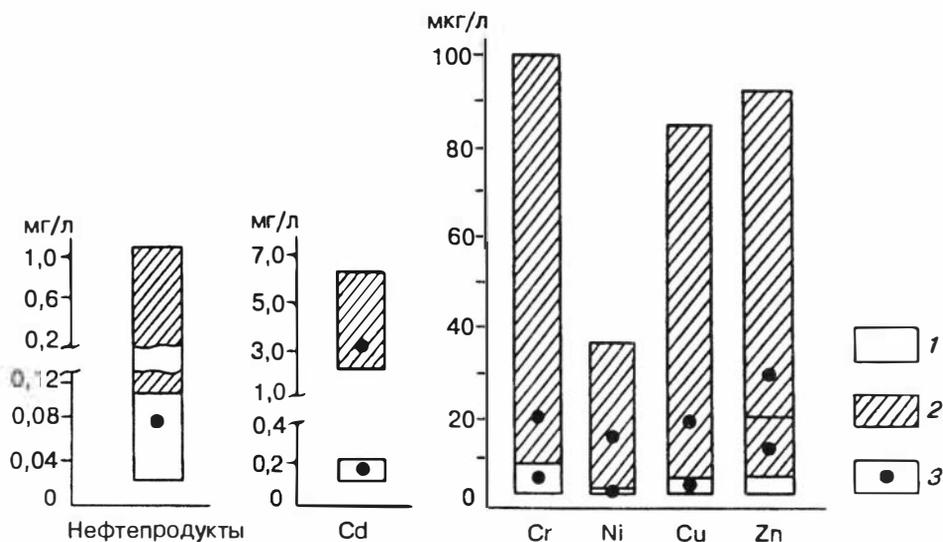
Состав шахтных вод Кузбасса, как показано в работах Г. М. Рогова, Г. А. Плевако и других авторов, имеет много общих черт с водами шахтных и карьерных полей различных угольных бассейнов других регионов. Эти воды по сравнению с подземными вне влияния шахтных выработок чаще всего относительно обогащены сульфат-ионом, многими металлами, органическими веществами, характеризуются слабокислой и в ряде случаев кислой геохимической средой. В шахтных водах Кузбасса эти особенности также имеют место, но выражены менее резко в силу сравнительно невысокого содержания сульфидных минералов, главным образом пирита, в угольных пластах.

Согласно данным института ВНИИОуголь по изучению состава сточных вод угольных предприятий районов городов Прокопьевск, Киселевск, Новокузнецк, Осинники, Междуреченск, Мыски, Калтан и Белово, сбрасывающих свои воды в р. Томь и ее притоки, основными загрязняющими компонентами в шахтных водах являются взвешенные и синтетические поверхностно-активные вещества, маслонепфтепродукты и фенолы; в повы-

шенных количествах в них установлены сульфат-, хлор-, нитрит-ионы и аммоний. Большая часть этих вод, порядка 118 млн м<sup>3</sup> в год, сбрасывается в речную сеть. Из них около 72 млн м<sup>3</sup> слабо очищены и лишь 28-46 млн м<sup>3</sup> составляют нормативно-очистные воды. Суммарный вынос загрязнителей по данному региону в 1989 г. составил: взвешенные вещества - 3730 т (среднее содержание 40-100 мг/л), маслонефтепродукты - 28,1 т (0,1-1 мг/л), фенолы - 0,26 т, SO<sub>4</sub> - 32 678 т (200 мг/л), Cl - 3800 т (23 мг/л), соединения азота - 712 т (5 мг/л). Многие из указанных концентраций превышают существующие предельные нормы, например, по маслонефтепродуктам в 3,5 раза, нитритам в 1,9 раза и аммиаку - в 36 раз.

Характеризуемые воды содержат также в значительных количествах различные металлы, концентрации которых часто превышают как природное среднее количество (природный фон), так и допустимые (нормативные показатели) по таким элементам как Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn и Cd (рис. 26) При рассмотрении этого распределения по отдельным площадям установлено, что максимальные содержания в шахтных и карьерных водах составляют (мкг/л):

- бассейн р. Аба: Co - 111-119; Ni - 112-174; Cu - 1000-1100; Zn - 1010-1080;
- бассейн р. Ускат: Co - 40; Ni - 122; Cu - 63;
- бассейн р. Тугай: Cu - 5,6;
- бассейн р. Ольжерас: Mn - 150-320; Cu - 1030; Zn - 1020;
- воды, стекающие в р. Томь из горных выработок: Mn - 167; Zn - 1016.



**Рис. 26.** Характерные содержания компонентов в шахтных и подземных водах бассейна р. Томь (Кузбасс).

1 - подземные воды (N = 64, ОИГТМ, ЧИП СО РАН); 2 - шахтные воды (N = 83, ВНИОС-уголь); 3 - среднее содержание.

Приведенные данные показывают, что концентрации компонентов в этих водах превышают естественный гидрогеохимический фон. Шахтные и карьерные воды являются серьезным источником загрязнения природных, прежде всего речных, вод. Необходимо в срочном порядке налаживать их очистку в соответствии с существующими нормативами.

#### **4.7. Экогеохимическое состояние городов Западной Сибири (на примере г. Новосибирска)**

В качестве эталонного представителя подобного типа антропогенных ландшафтов нами рассмотрен город Новосибирск с его окрестностями и прилегающими к ним сельскохозяйственными угодьями. Для сопоставления были проанализированы данные экогеохимической съемки г. Новокузнецка с непосредственно прилегающими к городской черте хвостохранилищами Абагурской аглофабрики.

Ознакомившись с 13 схемами м-ба 1 : 50 000 и тремя объяснительными записками по блоку экологического состояния природной среды Новосибирской промышленногородской территории, подготовленными ПГО “Новосибирскгеология”, “Березовгеология” и “ЗапсибТИСИЗом” в 1991 г., а также данными других организаций, в том числе институтов Академии медицинских наук, можно составить довольно полную характеристику экологического состояния крупнейшего сибирского города. Представленные карты на единой топооснове отражают геологическое строение территории города, его гидрогеологическую картину, степень загрязненности подземных вод, их весьма несовершенную защищенность, глубины залегания грунтовых вод, геоморфологическое строение долины р. Обь, радиационную обстановку города, загрязнение снежного покрова и почв. Функционально подразделены техногенные системы, произведено районирование геологической среды по ландшафтным условиям миграции загрязняющих веществ. Дана обобщенная оценка состояния природной среды и, наконец, сделаны ограничения инженерно-геологического и экологического порядка. На их основе подразумевается планирование дальнейшего развития города и всей его инфраструктуры. Это первая за столетнюю историю города попытка поставить его развитие на экологически обоснованную научную платформу.

Составленные схемы и пояснительные к ним записки отражают экологически крайне неудовлетворительное состояние большей части городской территории и его окрестностей, связанное и с непродуманностью общей концепции и плана его развития с экологических позиций и с неиспользованием современных принципов и технологий городского и промышленного природопользования. Приходится отметить также несопоставимость разных аспектов экологической обстановки города, отсутствие обобщающих выводов и рекомендаций и тем более сравнения местной ситуации с другими городами и соответственно рекомендаций, сделанных с учетом их опыта и современных возможностей. Мы попытаемся хоть в какой-то мере восполнить этот пробел с привлечением доступного нам отечественного и зарубежного опыта. Однако прежде остановимся на основных штрихах характеристики состояния среды обитания нашего города.

Промышленность Новосибирска, будучи крайне необеспеченной дымоуловителями, выбрасывает в атмосферу 344 тысячи тонн вредных веществ в год. По данным дешифрирования космоснимков зимнего времени, интенсивное загрязнение вокруг промышленного комплекса Новосибирск – Искитим отмечено на площади примерно 3,5 тыс. км<sup>2</sup>, что в 4 раза превышает площадь застройки. Однако действительная площадь интенсивного загрязнения вокруг города значительно больше, так как замеры, проведенные в зимнее время, выявляют резкое смещение темного пятна к северо-востоку от города соответственно с зимним преобладанием направления ветров. Летом преобладают ветры противоположного направления и более относят дымы к югу-юго-западу, но в это время без снега площадь загрязнения остается на космоснимках не зафиксированной. Кроме того, неучтенной остается площадь загрязнения водоемов и в основном Новосибирского водохранилища. В целом по Новосибирску воздушный выброс вредных веществ в 62,5 раза превышает “нормативный”. По данным областной санэпидемстанции и экспертов Березовской экспедиции, за 1989–1990 гг. загрязнение атмосферы города Pb, Mn, V, Cd, Cr, Cu и рядом других тяжелых металлов превышало ПДК в 2–5 раз.

Данные о концентрациях токсичных элементов в атмосферном воздухе и снежном покрове, в чистых и в разной степени техногенно пораженных районах (см. табл. 9) показывают, что в характеристике регионального фона нашей страны недостает ряда токсичных элементов и существенно повышены значения по другим элементам в сравнении с данными по ФРГ, где густота промышленных предприятий несравнимо выше, чем у нас.

Осаждение пыли в Новосибирске составляет 80–120 мг/м<sup>2</sup> в сутки, что дает в среднем 30–45 т/км<sup>2</sup> до 20 км в радиусе города. В отдельных районах города выпадает от 1800–2500 до 3900 мг/м<sup>2</sup>, т. е. до 1400 т/км<sup>2</sup> в год. В снеговых водах повышена концентрация Li, As, Mo, Pb. Только по As в районе оловокомбината на фоне 0,4–1 мг/л в твердой фракции снеговых проб содержание его достигает 1340 г/т, а Hg до 4,3–6,8 г/т на площади порядка 1 км<sup>2</sup>, Cd до 4,3 г/т, Zn до 500–600 г/т и Sn до 6–10 кг/т. Комплексное загрязнение снеговых вод превышает ПДК в десятки и даже сотни раз. Газортутная съемка у завода цветных металлов выявляет содержание Hg в воздухе до  $84\ 590 \cdot 10^{-9}$  мг/л при фоновых значениях  $30 \cdot 10^{-9}$  мг/л. Площади подобного загрязнения превышают 5 км<sup>2</sup>. Аналогичная картина в районе ТЭЦ-4 и завода “Химконцентратов”.

Загрязненность почвенного горизонта А в крупных промышленных районах Новосибирска Hg достигает 300 мг/т, Cd – 10 мг/т, Zn – 200 г/т, As – 50 г/т, и Cu – 150 г/т. Их источник – не коренные породы, подстилающие рыхлые отложения и почвы, а пылевые выбросы городских предприятий.

Территория города испытывает значительную антропогенную нагрузку от 250 разного рода открытых свалок бытового мусора, промышленных отходов, золоотстойников, шлакоотвалов, свалами снега с автомагистралей города, не считая намывных грунтов, зон захламления и т. д.

Состояние водных ресурсов города и прежде всего р. Обь и Новосибирского водохранилища характеризуется высокой и, главное, все еще возрастающей степенью загрязнения. Наибольшую долю водных загрязнителей составляют фенолы и другие органокомплексные соединения, со-

держание которых даже в 300 м ниже плотины ОбьГЭС в среднем составляет 10–20 ПДК, временами превышая его в 100 раз и более. Водные, в том числе грунтовые и подземные, ресурсы в границах города страдают от промышленной застройки предприятий со шлаковыми отходами над месторождениями подземных вод, что приводит к их уничтожению. К аналогичным последствиям ведет непродуманное размещение свалок городских отходов в верховьях питающих город и его водозаборы речек, нарушения режима водоохраных зон и т. д.

Определенную тревогу у части населения г. Новосибирска вызывает возможная радиационная и токсичная угроза его здоровью, источником которой называются наземные испытания ядерного оружия на Семипалатинском полигоне, производственная деятельность Новосибирского завода “Химконцентрат” (НЗХК) – радиационно опасного промобъекта, размещенного на северной окраине города, а также природные радоновые аномалии, приуроченные к эродированным выходам гранитов в Новосибирске и в с. Колывань, перекрытым четвертичными отложениями долин р. Обь. Дополнительным источником радиоактивных загрязнений признаются и аэрозоли, выбрасываемые ТЭС. Последние несут с собой весьма опасные при попадании в легкие и пищевод бета-излучатели – продукты распада естественных радиоактивных элементов. Известно, что дочерние производные U и Th превосходят по своему биологическому воздействию поступающие от АЭС в атмосферу активные инертные газы. Представляется, что во многом эти угрозы преувеличиваются средствами массовой информации и участниками “зеленого” движения, благодаря чему усиливается радиофобия, а радиофизическая и радиохимическая грамотность горожан оставляет желать лучшего, хотя информированность в этом отношении – необходимейшая из гарантий исключения облучений и отравлений.

Разумеется, раскрытие многих нарушений правил радиационной безопасности имеет следствием усиление адекватных мер по пресечению радиационных загрязнений селитобной зоны. Вместе с тем, вряд ли отвечают национальным и общественным интересам призывы к закрытию производств ядерноделящихся материалов (ЯДМ) и действующих АЭС гражданского назначения. Более того, аморально запугивать читателей 20-процентным превышением фона радиации (“Вечерний Новосибирск”, 12. 04. 1996 г.), не имея представления о реальных вариациях его значений. Специалист группы по исследованию жертв атомных бомбардировок Хиросимы и Нагасаки, заслуженный профессор Осацкого университета (Япония) С. Кондо считает, что страх перед радиацией наносит больший вред, чем сама радиация в умеренных дозах. Малыми дозами следует считать уровни радиации на два порядка (в 100 раз) превышающие природный фон, который варьирует в разных районах мира от 10 до 20 мкР/ч и даже более. Он доказывает, что малые дозы ионизирующих излучений не только не опасны и не вредны, но, напротив, оказывают положительное действие, способствуя лучшему функционированию обменных систем организма. Известно, что здоровье населения благополучнее как раз в районах с максимальным естественным фоном, что подтверждается, кроме прочего, высоким числом долгожителей. Многие свидетельства тому, когда сниженный фон радиоактивности имел следствием угнетение жизнедеятельности животных и растений, приводит А. М. Кузин [1995]. К радиации в полной мере приложимо явление гормезиса – существенный дефицит, как и

большой избыток чего-либо относительно оптимума влекут негативные последствия. Ученым известно, что в прошлом натуральный радиационный фон был значительно выше современного.

Сотрудниками ГП «Березовгеология» в г. Новосибирске обнаружено свыше 400 неконтролируемых участков и источников ионизирующих излучений, 12 из которых характеризовались МЭД больше 1 Р/ч. При обследовании 26 населенных пунктов (в том числе городов Новосибирска, Томска, Омска, Красноярска и др., в школах) найдено 560 предметов-источников радиоизлучений. Количество радиоактивных загрязнений прямо коррелирует с размахом промдеятельности. Наибольший вклад в распространение таких загрязнений внесли предприятия ядерно-технологического цикла. Из-за ослабленного контроля за состоянием радиационной безопасности из недр многих предприятий разного профиля, а также НИИ и медресеждений в бытовую среду было выведено значительное число различных компактных источников радиации – эталонов, ампул, реактивов и пр. Только в г. Новосибирске в 600 организациях используется свыше 10 тыс. источников различного назначения, приготовленных на основе Cs-137, Co-60, Ra-226 и других радионуклидов.

Геоэкоцентром «Березовгеология» выделены следующие виды природных и антропогенных радиоаномалий, зафиксированных и отраженных на картосхеме г. Новосибирска и его окрестностей:

1. НЗХК в начальный период его деятельности произведено загрязнение радием донных отложений речки Ниж. Ельцовка вплоть до ее устья и далее по правому берегу р. Обь.

2. Вследствие нарушения правил, хранения, транспортировки и захоронения радиоактивных веществ допущены локальные загрязнения ураново-рудными концентратами грунтов и строительных материалов на прилегающей к площадке НЗХК территории.

3. В отсутствие надлежащей культуры и бдительности при обращении с радиоактивными материалами многими потребителями осуществлены точечные загрязнения почво-грунтов светосоставами постоянного действия уран-радиевой природы, которые используются при покраске шкал и тумблеров приборов. Аналогичные загрязнения произошли в результате разбрасывания в жилых кварталах радиоактивных источников, реактивов и недеактивированных деталей оборудования.

4. Использование (по незнанию) в качестве стройматериалов для дорожных насыпей и покрытий горных пород и шлаков, характеризующихся повышенной удельной активностью естественных радионуклидов.

5. Закартированы участки с аномальными содержаниями в почвенно-грунтовой атмосфере радона, притоки которого в слабовентилируемые помещения особо опасны.

В Калининском районе города с наиболее неблагоприятной радиационной обстановкой специалисты Геоэкоцентра зарегистрировали 22 участка (площадью от 1 до 15 м<sup>2</sup>) с МЭД от 40 до 590 мкР/ч. Обнаружено небольшое захоронение РАО в районе частных гаражей по ул. Народной с МЭД от 74 до 350 мкР/ч. На глубине 0,5–0,7 м МЭД достигала 5 200 мкР/ч. Общая площадь техногенной аномалии составила примерно 100 м<sup>2</sup>. Объем грунтов, которые признано необходимым удалить в могильник, составляет около 600 м<sup>3</sup>. Загрязненный грунт перемещается на хвостохранилище НЗХК. С начала выполнения дезактивационных работ остается еще нес-

колько пятен. Наиболее крупные в районе Ельцовки-2 и в районе НЗХК. Следует отметить, что выявленные участки загрязнений составляют мизерную часть территории района и существенно не сказываются на радиационной обстановке: уровень радиации здесь повсеместно более или менее постоянен и варьирует от 10 до 14 мкР/ч. Дезактивация после ее полного завершения исключит вероятность получения некоторыми жителями малых доз облучения и уменьшит тревогу горожан в целом. Выполненное обследование и принятые в результате этого профилактические меры существенно оздоровят экологическую ситуацию в г. Новосибирске.

“Программа управления природопользованием в Новосибирской области”, подготовленная в восьми томах комиссией по экологии областного Совета народных депутатов и областным советом ВООП в 1991 г., раскрывает не только широкую панораму экологически крайне напряженной ситуации в г. Новосибирске и области, но и значительно более низкий, чем в развитых странах научно-методический уровень освоения и использования имеющейся информации. Отмечая в общем огромную полезную работу по выявлению масштабов и форм нарушения экологической обстановки региона, нельзя не отметить определенную фрагментарность полученных данных. Истинная картина экологического его состояния была бы много полной при анализе большего числа элементов, с привлечением медицинской статистики и мирового опыта. Впрочем, отмеченная особенность свойственна даже отечественным монографиям [Кист, 1987; Саев и др., 1990; Биогеохимическая индикация., 1988].

Значительно более тяжелая, чем в Новосибирске, экологическая обстановка сложилась в Екатеринбурге, Магнитогорске, Новокузнецке, Красноярске, Норильске и некоторых других промышленных городах Сибири. Учитывая, что подобная информация о нетерпимом состоянии внешней среды получает в последнее время все более широкое освещение в печати, в том числе и научной, отметим лишь кратко те обстоятельства, выявление и учет которых, судя по мировому и отечественному опыту, могли бы реально способствовать улучшению экологической ситуации в Сибирском регионе. Прежде всего, это более полный и специализированный анализ первопричин негативных явлений. Этой цели должен быть подчинен более системный выбор объектов дальнейших геоэкологических исследований, для чего и необходимо их функциональное подразделение и более глубокое и направленное изучение. Так, существенно повысило бы эффективность использование медицинской статистики негативных явлений не только по административным районам города, а также по социальным слоям населения, по участкам и местам непосредственного проживания и трудовой деятельности людей, по возрастным группам, наконец, по генетическим и наследственным данным. Убедительный пример эффективного выявления токсигенных источников и степени их влияния на здоровье и резко повышенную смертность населения дал анализ близости проживания людей к предприятиям-загрязнителям среды, проведенный экологическим центром г. Томска. В домах, находящихся в направлении преобладающих ветров от заводов, расположенных в черте города, многократно возрастает частота раковых заболеваний, сокращается средняя продолжительность жизни на 5-10 лет и в два с лишним раза возрастает смертность сравнительно с другими районами города. Подобный опыт аргументирует целесообразность крупномасштабного и обязательно комплексного картирования локальных

участков каждого города. И совершенно необходимы не только обязательный учет подобных площадей на основе дифференцированного функционального районирования, но также публикация получаемых данных и неотложное принятие мер охраны среды и ликвидации подобных смертоносных очагов в густонаселенных районах. В этом случае принесет пользу и существующая практика административного районирования, так как поможет уточнить местным муниципальным организациям свои права и обязанности. При геоэкологическом картировании лесов, садов, парков полезно учесть немецкий опыт регулярного определения степени поражения лесов и отдельных деревьев, выявления негативных тенденций и их профилактики [Daten., 1990].

Для объективной экологической оценки окружающей среды городов Сибири необходимо расширить спектр элементов, определяемых в воздухе, речной, родниковой и сбрасываемой в разные водоемы воде и тем более питьевой, включив в него особо токсичные Tl, Te, Se и другие там, где это подобно Новосибирску еще не сделано. Кроме того, специального исследования заслуживает выявление истинных допустимых пределов содержаний суммы тех или иных компонентов в разных средах и районах городов. Так, даваемая, например, суммарная оценка питьевой воды в г. Новосибирске в единицах ПДК как 4,3 нуждается в оценке с точки зрения реального ее воздействия на организм. Еще в большей мере следует обратить внимание на изучение форм нахождения элементов в природных средах городов и реального воздействия их на население. Однако эта большая работа требует специальной организации и значительных затрат, которые в конечном счете себя обязательно оправдают. Не случайно в Германии считается самым выгодным вкладывать средства в экологические мероприятия.

---

## **5. ТИПОВЫЕ ПРИРОДНЫЕ ЭКОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОБСТАНОВКИ И ПРОЦЕССЫ НА ЮГЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ**

---

Излагаемый ниже материал является логическим продолжением первой части, но он приводится с учетом полученных нами результатов натурных исследований, что позволило переосмыслить, углубить и повернуть в практическое русло ряд теоретических представлений.

### **5.1. Типизация природных экогеохимических обстановок**

Ранее отмечалось, что проблема типизации природных обстановок в экологии находится в зачаточном состоянии. Значительно глубже она проработана в географии, которая с самого начала интересовалась физико-географическими условиями по флористическому и почвенному покровам, по расселению фауны и человека. В недрах этой дисциплины предпринято расчленение по энергетическому балансу и биопродуктивности территорий и т. д. Постепенно здесь формулируется взгляд на обстановку как на комплекс физических и биологических условий, в которых развиваются те или иные экосистемы. Вместе с тем, несмотря на то, что термин “обстановка” получил широкое употребление, у него нет строгого определения. Кто-то отождествляет его с режимами и многопараметрическими условиями, но многие сводят к восприятию в чисто ситуативном смысле, отталкиваясь от одного ведущего параметра. Так, в той же географии интересовались такими пространственными обстановками, как высоко- и низкогорная, равнинная и прибрежно-низинная и т. п. Часто в химическом аспекте аттестуют обстановку как окислительную или восстановительную, соленую или пресноводную, т. е. с позиций тех или иных физических или химических переменных. Такой подход часто применяется к характеристике локальных обстановок. Он может представлять некую гносеологическую ценность, но мало что дает к раскрытию условий становления даже этих низкоранговых систем. Для региональных и глобальных целей он не приемлем.

Под экогеохимическими обстановками следует понимать интегральные геохимические показатели среды обитания, характеризующие современное состояние природной среды. С точки зрения условий жизнедеятельности и жизнеобеспечения, понятие обстановки должно учитывать сумму всех влияний, сказывающихся на развитии жизни, и, в конечном счете, включать оценки качества окружающей среды: нормальной – аномальной, опасной – безопасной, чистой – грязной, благоприятной – неблагоприятной, спокойной – напряженной, комфортной – дискомфортной, однородной – контрастной, специфичной – неспецифичной и т. д. Но обстановка содержательно определяется не только как положение и не только как состояние (статус). Обстановка понимается еще и как условия и обстоятельства, как ситуация и окружение, в которых пребывает кто-то или

что-то. Наиболее подходит по смыслу к этому английское слово environment, которое понимается одновременно и как окружающая обстановка, и как среда. Поэтому экогеохимическая обстановка эквивалентна понятию окружающая среда, характеризующаяся в геохимическом отношении с точки зрения качественно и количественно различаемой ее специфики. Эта специфика может объединяться термином хемотип. Хемотип дает информацию о системе с присущими ей особенностями и показателями химизма. Характеризовать геохимическую обстановку (среду, хемотип) можно контингент-распределениями или заселенностью типовыми, избыточными и дефицитными компонентами главных составляющих географической, экологической среды-субстрата, почвы, воды и биоса. Эти данные предоставляют все необходимые сведения, достаточные для анализа, обобщения и систематизации эмпирического материала. Вообще-то говоря, обстановку правильнее характеризовать с позиций имеющих здесь место геохимических процессов, но допустимо и со стороны субстанциального выражения генерируемых продуктов и эдуктов, коль скоро они являются производными соответствующих процессов. Такая подмена широко практикуется в геохимии. Она правомерна и в чисто эвристическом аспекте. В логических связках “действие – эффект”, “процесс – результат” нами прежде всего воспринимаются их материальные воплощения (часто только после обобщения эмпирического материала), о причинах которых мы должны лишь догадываться.

Типизация объектов исследования суть процедура, необходимая для их вычленения из неких вышестоящих иерархических совокупностей. Такие объекты могут характеризовать разные уровни в иерархической шкале экосистем – глобальный, трансконтинентальный, провинциальный, региональный, районный и локальный. Каждому масштабу должен корреспондировать свой набор признаков. Типизация необходима для экогеохимического районирования и картирования географического пространства, для составления кадастров земель по их ценности и состояниям (девственному, щадящего режима эксплуатации и др.), для выбора эталонных объектов с целью постановки мониторинга и прочее. Она подразумевает установление нормы и патологии в экосистемах любого иерархического положения, установления удельного веса комфортных, ординарных и маргинальных участков среды. Типизация должна предварять разработку мероприятий по оздоровлению среды. Она должна давать информацию о главных индикаторах и маркерах качества среды. По сути, она должна служить основой выбора видов и масштабов хозяйственно-экономической деятельности. Геохимическая типизация экосистем в первую очередь необходима биологам и медикам.

Типизацию экогеохимических обстановок, безусловно, следует опирать на данные по химизму основных компонентов экосистем – атмосферных смесей и подземных газов, дождевых, снеговых, подземных и поверхностных вод, донных осадков, почв, элювия и исходных пород, растений и животных. Все они вместе представляют собой чуткие индикаторы пространственной дифференцированности среды. Часть из перечисленных объектов изучения являются депонентами основных питательных веществ, часть – продуктами химических преобразований пород в результате совместного химического действия органических и неорганических реагентов, часть – агентами химических элементов в биосферу и в среду. По этим

данным представляется возможным говорить о перераспределении элементов между названными природными телами. Депонентами являются многие организмы, илы, почвенные органические и неорганические поглощающие комплексы, минералы кор выветривания и даже, в крайних проявлениях – воды. По составу вод пресных, минерализованных, соленых (в том числе рассолов) можно судить об интенсивности процессов мобилизации, рассеяния и концентрации главных и второстепенных элементов. Изучение почвенного профиля может дать информацию о скорости растворения и элювиирования коллоидальной размерности частиц и накопления вымытого и осажденного вещества ниже по разрезу, выяснить какие из элементов подвижны и цикличны, какие консервативны, а какие вообще удаляются за пределы системы. Эти же данные могут определить долю участия в переносе металлоорганических и неорганических соединений. Наконец, анализ всех данных по химизму перечисленных компонентов экосферы обеспечивает получение сведений о кругооборотах (и их скоростях) веществ и невосполнимых изъятиях в связи с подземной денудацией и создания резервов на геохимических барьерах. Такой подход позволит получить необходимые оценки наблюдаемого интегрального геохимического поля среды.

Выполненное на этой основе картирование почв, почвенных субстратов, донных осадков и вод и должно вскрыть геохимическую специфику, обличье конкретной среды, выявить напряженность, избирательность и направленность химических процессов, связанную с физико-географическими процессами и условиями жизни. Именно на эту базу должна опираться инвентаризация экогеохимических обстановок. На этом фундаменте должна проявить себя, так сказать, химическая география окружающей среды. Поскольку давно уже выяснено, что основные характеристики геохимического профиля определяет, за рядом исключений, не геологический фундамент (представленный на континентах в целом одинаковым веществом), а климатические условия и связанный с ними биотический комплекс, то в первую очередь следует геохимически охарактеризовать уже упоминавшиеся широтные зоны, пояса и высотные ярусы. В поясах следует затем охарактеризовать проявляющие себя секторы и только после этого выделять геохимические провинции, области (зоны), районы (узлы) и элементарные площадки (аномалии). Последними объектами внимания в этом ряду должны стать геохимические ореолы и потоки рассеяния.

Исследуемая часть Западной Сибири принадлежит к средне- и малообводненным областям умеренного пояса Центральной Азии. Низкой водностью характеризуется южная часть умеренного пояса, сопрягающаяся с горными сооружениями Алтая–Саян. К востоку от р. Обь расположены территории, годовая сумма осадков в которых укладывается в интервал 500–1000 мм. В сторону р. Иртыш осадков выпадает 250–500 мм, а в некоторых районах всего 100–250 мм [Власова, 1976]. Засушливые районы заметным языком внедряются во в недавнем прошлом лучше обводнявшуюся зону черноземов, рассекавшуюся некогда долинами полноводных рек, которые сейчас заняты ленточными борами. Берущие начало в горах крупные реки района поддерживаются в основном ледниковым (25–30 % стока) и снеговым (50 %) питанием. После установления бореальных условий в Евразии в конце неогена в регионе получает развитие таежная и мелколиственная флора. В период плейстоценовых оледенений бореальные леса занимали отроги Алтая и Саян, а также Казахский мелкосопочник. После

таяния и смены водности эти леса положили начало тайге в Западной Сибири [Шубаев, 1977]. К настоящему времени сформировалась широкая зона тайги, узкая переходная зона смешанных лесов, узкая зона лесостепей и, прерываемая Салаирским хребтом и Кузнецким Алатау, зона степей и сухих степей [Неклюкова, 1976]. Как отмечалось ранее, каждая из этих зон характеризуется определенным комплексом генетических типов почв.

Если на Западно-Сибирской равнине почвы развиваются на озерно-аллювиальных отложениях, а по долинам главных рек на подверженных эоловому перевеванию песках и супесях, то в предгорных и горных районах они формируются непосредственно на коренных породах. В предгорьях Алтая и отчасти Салаира появляется узкий пояс лесостепных почв низкогорий. Более обширную зону в Кузнецком Алатау, на Салаире и в северной части Горного Алтая представляет ярус горно-лесных, иногда подзолистых и дерново-глубокоподзолистых почв с фрагментами серых оподзоленных почв. В высокогорном ярусе развиты горно-тундровые примитивные, торфянистые и глеевые, дерново-перегнойные и горно-луговые почвы. По долинам рек наблюдаются каштановые, темно- и светло-каштановые пойменно-луговые почвы с пятнами солончаковато-солонцеватых и солончакowo-солонцовых комплексов.

Южно-таежные геохимические ландшафты Западной Сибири сформировались на бескарбонатных алюмосиликатных породах и характеризуются сиаллитной корой выветривания. Характерной чертой их является слабая дренированность водораздельных пространств и сравнительно хорошая на склонах. Из почв здесь вымывается Na, K, Ca, Mg, Fe, Al и кремнекислота силикатов. Миграции тут подвержены почти все элементы ряда подвижности. Биогенная аккумуляция выражена достаточно полно. Хорошо здесь представлен иллювиальный горизонт. Почвы в основном характеризует кислая реакция. Дерново-подзолистые почвы обеднены элементами пищи растений и особенно кальцием. Подзолистые почвы дефицитны по большинству элементов. Главный типоморфный катион здесь – протонированный водород. Для болотных почв, кроме водорода, типоморфным является двухвалентное железо. Воды пресные, слабоминерализованные, гидрокарбонатные, иногда со значительным количеством органики – они характеризуют кислый класс водной миграции. На юге Западно-Сибирского края, в зоне южной тайги, развиты геохимические ландшафты с кальциевым классом водной миграции. Автономные ландшафты характеризуются высокой биологической продуктивностью. Наличие соединений кальция в поглощающем комплексе почв обуславливает их щелочную реакцию. Передвижения коллоидов по почвенному профилю не наблюдается – они коагулируются ионами кальция. Подобные условия благоприятны для наложения гумуса. Часть растворенной извести выпадает в местах выхода вод на поверхность в виде тонкопористой массы. Основной тип почв – дерново-лесной.

В степных ландшафтах недостаток влаги лимитирует биологический круговорот и прочие геохимические процессы. Здесь накапливаются черноземные и каштановые почвы. Для степей характерны ландшафты кальциевого, кальциево-натриевого и натриево-гидроксильного типа. Черноземы особенно характерны для Приобского плато. Общая масса водных мигрантов здесь в 10 раз превышает соответствующую массу зон тайги. В ходе минерализации здесь освобождаются Ca, Mg, P, K, S и др. В этих

профилях образуются гидрокарбонатно-кальциевые почвенные растворы, отлагающие кальций в иллювиальном горизонте. Наиболее растворимые хлориды и сульфаты вымываются из почв. В отличие от таежных пространств, где круговорот веществ не замкнут, здесь он почти полностью обратим. Состав грунтовых вод определяется сиаллитно-карбонатной корой выветривания. Появляется лессовидный элювий. Воды, формирующиеся в этом профиле, особо чисты и прозрачны, так как не содержат коллоидов. Иногда, в более засушливых участках, воды обретают сульфатно-кальциевый состав. В засушливых и сухих степях края формируются геохимические ландшафты с содовым и хлоридно-сульфатным классами водной миграции. Здесь возникает в первом случае иллювиальный солонцовый горизонт, поглощающий комплекс которого содержит много натрия. Профиль солонца сходен с дерново-подзолистыми почвами. Небольшие водотоки, дренирующие эти ландшафты, обогащены иногда содой. Образуются содовые озера. В этих водах легко растворимы многие элементы – Cu, Mo, V, U и даже редкоземельные. В почвах наблюдается дефицит азота. Наряду с солонцами, в этой зоне развиваются каштановые почвы. Распределение элементов по профилю каштановых почв близко к таковому у черноземов. Дефицитны азот и вода. Грунтовые воды определяются здесь составом карбонатной коры выветривания и почти не зависят от элювиальных почв и биологического круговорота. Такой разрыв характерен для всех степных и пустынных ландшафтов. Вода отлагает карбонат при достижении концентрации менее 1 г/л [Шварцев, 1992].

Таким образом, экогеохимическое картирование и геохимическая типизация ландшафтной среды представляются обязательным условием правильного экогеохимического районирования юго-восточной части Западной Сибири. По необходимости такое картирование является комплексным – оно должно раскрывать закономерности площадного изменения состава пород в зоне выветривания, почв и природных вод. Совокупное выражение этих закономерностей проявляется прежде всего в геохимических особенностях ландшафтов, что отмечено в известных работах А. И. Перельмана, М. А. Глазовской и других авторов. Значительная роль в формировании экологических особенностей ландшафтных зон принадлежит природным водам, как весьма динамичной среде, в которой активно мигрирует большое число различных соединений и элементов.

Как показано в публикациях Н. И. Плотникова [1968], Ф. И. Тютюновой [1987], В. А. Кирюхина с соавторами [1989], Ю. Е. Саета с соавторами [1990], С. Р. Крайнова и др. [1991, 1992], С. Л. Шварцева [1992] и других исследователей, геохимическая обстановка в водной среде определяется прежде всего значениями ведущих показателей их физико-химического состояния – рН, Eh, t°, общей минерализацией и основными ее составляющими, а также характерными газами и органическими веществами. В зависимости от их концентрации протекает жизнедеятельность микрофлоры и накапливаются (или рассеиваются) биологически активные соединения, определяющие специфику экологического состояния природных вод. Рост содержания ведущих компонентов природных вод, прежде всего подземных, определяется в зоне гипергенеза рядом факторов, контролирующих ход геохимических взаимодействий в системе вода–порода. Одним из основных среди них является интенсивность водообмена [Шварцев, 1978], в значительной степени определяющая геохимическую среду и вынос про-

дуктов реакций и регулирующая их накопление в системе. Это, в свою очередь, оказывает контролирующее воздействие на ход вторичного минералообразования и процессы сорбции–десорбции микрокомпонентов. В результате происходит либо их накопление в природных растворах, либо высаживание через определенное время. В связи с этим активность водообмена мы взяли в качестве одного из основных факторов при выполнении районирования в верхней гидродинамической зоне юго-востока Западной Сибири, отраженного в виде изолиний на соответствующей карте, в процессе выполнения которой обобщены материалы многолетних гидрогеохимических исследований в регионе, определен для многих компонентов природный фон [Рассказов, 1993]. На этой основе (м-б 1 : 1 500 000) выделены площади с различной концентрацией характерных компонентов. В частности, выявлены территории с повышенным содержанием железа и марганца, пользующиеся здесь широким развитием.

При выработке научно-методических подходов в рамках данных исследований были намечены в качестве первоочередных следующие направления:

1. Разработка классификации типовых экогеохимических обстановок по составу продуктов выветривания, почвенных образований и природных вод (применительно к рассматриваемой территории).

2. Выделение типовых экогеохимических обстановок в участках распространения геохимических типов кор выветривания, почв и природных вод в пределах данного региона.

3. Обоснование основных показателей, характеризующих эколого-геохимические особенности выделяемых обстановок и геохимических типов объектов изучения.

4. Выявление критериев оценки степени антропогенного воздействия на экогеохимическое состояние почвенного покрова водоносных горизонтов.

В этой связи была намечена классификация экогеохимических обстановок и геохимических типов природных тел, развитых в верхней зоне геологического разреза данного региона. За основу приняты критерии, предложенные А. В. Щербаковым [1982] и увязанные с ландшафтно-геохимическим подходом А. И. Перельмана [1966, 1979]), а также основные характеристики состава природных вод.

Это позволило в пределах окислительной и окислительно-восстановительной обстановок региона произвести районирование с выделением одного абиогенного и одиннадцати биогенных геохимических ландшафтов, расчленив их по особенностям водной миграции элементов на классы, а по интенсивности водообмена, соотношению химической и механической денудации, контрастности между автономными и подчиненными ландшафтами – на роды (табл. 83). На рис. 27 оконотурены, кроме того, районы и подрайоны распространения геохимических типов грунтовых вод.

Роды геохимических ландшафтов имеют следующие параметры.

Род I – плоскоравнинный рельеф, медленный водообмен, химическая денудация часто преобладает над механической, граница между автономными и подчиненными ландшафтами постепенная, различие местами незначительное.

Род II – холмистый рельеф, расчлененные возвышенности со средним водообменом и различным соотношением между механической денудацией и химическим выветриванием, резкая граница между автономными и подчиненными ландшафтами.

## Характеристика геохимических ландшафтов Западной Сибири

Ландшафт, по А. И. Перельману	Характеристика геологических условий ландшафта	Классы водной миграции элементов		Род ландшафта
		индекс	название	
Абиогенные высокогорья	Нивальные и субнивные с развитием курумов; коренные породы различного возраста и состава, четвертичные флювиогляциальные отложения	$H^+$	Кислый	III
Биогенные: высокогорные степные	Аллювиальные, флювиогляциальные, пролювиально-делювиальные кайнозойские отложения; выходы коренных пород	$Ca^{2+}$	Карбонатный	II
среднегорные лесные	С наличием снежников, курумов, коренные породы и рыхлые отложения разного состава	$H^+, Ca^{2+}$	Кислый, карбонатный	III
среднегорные степные	Аллювиальные, пролювиально-делювиальные кайнозойские отложения и коренные породы разного состава	$Ca^{2+}$	Карбонатный	II
горно-луговые	Делювиальные отложения и коренные породы разного состава	$H^+, Ca^{2+}$	Кислый, карбонатный	III
низкогорные лесные	Коренные породы перекрыты рыхлыми отложениями разной мощности	$H^+$	Кислый	II
низкогорные лесостепные	Четвертичные рыхлые отложения сплошным чехлом перекрывают коренные породы	$Ca^{2+}$	Карбонатный	II
низкогорные степные	Редкие выходы осадочных часто угленосных пород перекрыты пролювиально-делювиальными и аллювиальными отложениями: на промываемых участках на засоленных участках	$Ca^{2+}$ $Ca^{2+}, Na^+$	Карбонатный Карбонатный и натриевый	II I
равнинные лесные	Аллювиальные и флювиогляциальные отложения разного состава: в северной части региона  в южной части региона	$H^+$ , $H^+-Fe^{2+}$ $H^+-Fe^{2+}$	Кислый, кислый глеевый Кислый глеевый	I  I
болотные лесные	Торф, сапрпель, аллювиальные и флювиогляциальные отложения: на заболоченных площадях  на суходолах	$H^+-Fe^{2+}$  $H^+$	Кислый глеевый Кислый	I  I
равнинные лесостепные	Озерно-аллювиальные отложения с широким развитием лессовидных покровных суглинков:  на засоленных участках Барабы  на промываемых участках Барабы  на остальной территории	$Ca^{2+} - SO_4^{2-}$  $Ca^{2+}$ ,  $Na^+ - HCO_3^-$ $Ca^{2+} - H^+$ , $Ca^{2+}$	Карбонатно-сульфатный  Карбонатный, содовый  Кислый карбонатный, карбонатный	I  I  I
равнинные степные	Аллювиальные, озерно-аллювиальные отложения и лессовидные покровные суглинки:  на участках развития черноземных почв  на участках засоленных почв	$Ca^{2+} - Na^+$  $Na^+ - HCO_3^-$	Карбонатно-натриевый  Содовый	I  I

Род III – сильно расчлененный рельеф, энергичный водообмен, преобладает механическая денудация над химическим выветриванием, значительные различия и резкая граница между автономными и подчиненными ландшафтами.

В пределах площадей распространения природных вод с указанными в табл. 83 классами химической миграции элементов выделяются как классификационные единицы соответствующие типы и подтипы.

**I тип** в условиях глеевой геохимической обстановки, приуроченной к болотным ландшафтам.

*Подтипы:*

**Ia** – ультрапресные (до 50 мг/л) кислые ( $pH = 3,5-5,5$ ) воды верховых болот с фоновым содержанием  $Cu = 0,3$ ,  $Zn = 1,2$  и  $Pb = 0,1$  мкг/л;

**Iб** – слабопресные (100 мг/л) слабокислые ( $pH = 5,5-6,5$ ) воды водораздельных низинных болот с фоновым содержанием  $Cu = 0,4$ ,  $Zn = 1,0$  и  $Pb = 0,5$  мкг/л;

**Iв** – пресные (100–200 мг/л) нейтральные ( $pH = 6,5-7,5$ ) воды долинных низинных болот с фоновым содержанием  $Cu=0,4$ ,  $Zn=1,0$  и  $Pb = 0,5$  мкг/л.

**II тип** в условиях высокогорий.

*Подтипы:*

**IIa** – ультрапресные (до 50 мг/л) слабокислые ( $pH = 5,5-6,5$ ) и нейтральные ( $pH = 6,5-7,5$ ) воды нивальных ландшафтов с фоновым содержанием  $Cu = 0,5$ ,  $Zn = 0,3$  и  $Pb = 0,1$  мкг/л;

**IIб** – пресные (50–150 мг/л) нейтральные ( $pH=6,0-7,5$ ) воды горнолуговых ландшафтов с фоновым содержанием  $Cu = 0,6$ ,  $Zn = 1,0$  и  $Pb = 0,2$  мкг/л;

**IIв** – пресные и солоноватые (500–3000 мг/л) нейтральные и слабощелочные ( $pH = 7,0-8,0$ ) воды высокогорных степных ландшафтов с фоновым содержанием  $Cu = 1,0$ ,  $Zn = 5,0$  и  $Pb = 0,5$  мкг/л.

**III тип** для обстановки таежных ландшафтов.

*Подтипы:*

**IIIa** – пресные (100–300 мг/л) нейтральные ( $pH = 7,0-7,5$ ) воды таежных среднегорных ландшафтов с фоновым содержанием  $Cu = 1,0$ ,  $Zn = 1,4$  и  $Pb = 0,4$  мкг/л;

**IIIб** – пресные (200–400 мг/л) нейтральные ( $pH = 6,5-7,5$ ) воды таежных низкогорных ландшафтов с фоновым содержанием  $Cu = 1,1$ ,  $Zn = 4,0$  и  $Pb = 0,8$  мкг/л;

**IIIв** – пресных (300–500 мг/л) нейтральных ( $pH = 6,5-7,0$ ) и слабощелочных ( $pH = 7,5-8,0$ ) вод таежных предгорных и равнинных ландшафтов с фоновым содержанием  $Cu = 1,1$ ,  $Zn = 4,0$  и  $Pb = 0,8$  мкг/л.

**IV тип** для лесостепных ландшафтов.

*Подтипы:*

**IVa** – пресные (до 1000 мг/л) нейтральные ( $pH = 6,5-7,5$ ) воды залежных участков с фоновым содержанием  $Cu = 0,8$ ,  $Zn = 2,5$  и  $Pb = 0,2$  мкг/л;

**IVб** – солоноватые (1000–3000 мг/л) нейтральные ( $pH = 7,0-7,5$ ) и слабощелочные ( $pH = 7,5-8,5$ ) воды, приуроченные к безлесным участкам с фоновым содержанием  $Cu = 1,1$ ,  $Zn = 4,0$  и  $Pb = 0,8$  мкг/л;

**IVв** – соленые (более 3000 мг/л) слабощелочные (рН = 7,5–8,5) и нейтральные (рН = 7,0–7,5) воды, приуроченные к безлесным пониженным участкам с фоновым содержанием  $Cu = 1,1$ ,  $Zn = 4,0$  и  $Pb = 0,8$  мкг/л;

**V тип** стенных ландшафтов.

*Подтипы:*

**Vа** – солоноватые (1000–3000 мг/л) слабощелочные (рН = 7,5–8,0) и околонейтральные (рН = 7,0–7,5) воды, развитые на значительной части территории;

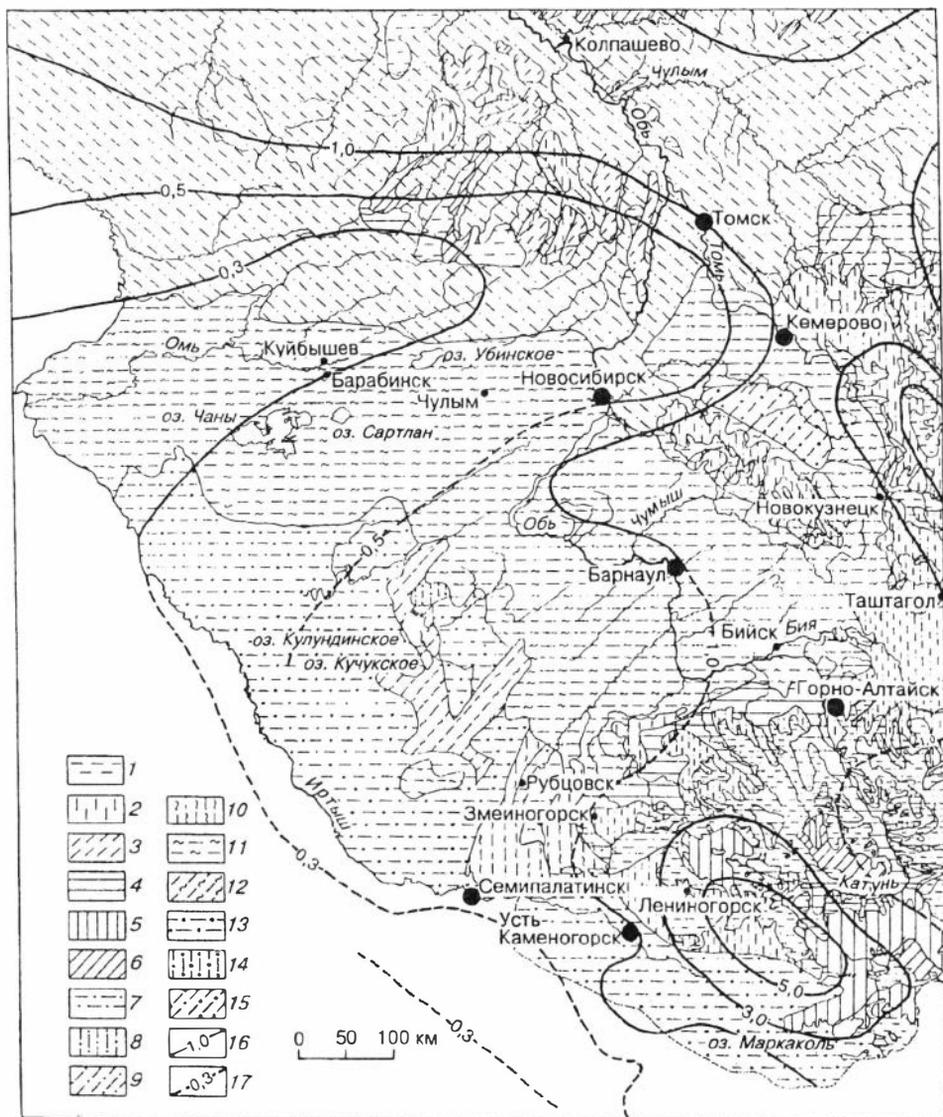
**Vб** – соленые (более 3000 мг/л), преимущественно щелочные (рН > 8,5) и слабощелочные (рН = 7,5–8,5) воды, приуроченные к понижениям рельефа;

**Vв** – пресные (до 1000 мг/л) нейтральные (рН = 7,0–7,5) и слабощелочные (рН = 7,5–8,0) воды, встречающиеся в виде линз и потоков грунтовых вод.

Значительное внимание уделено выбору и оценке геохимических показателей экологического состояния вод верхней гидродинамической зоны региона. Анализ значений этих показателей был использован для выявления степени изменения их состава под влиянием антропогенных факторов. Это позволило определить, в какой стадии данного влияния находятся водоносные горизонты ряда характерных районов, в частности переходных от практически стерильных в экологическом отношении к сильно загрязненным (промышленным) территориям.

Отмечены показатели, характеризующие бытовое, промышленное и сельскохозяйственное их загрязнение. Выяснена с их использованием степень техногенного воздействия на водоносные горизонты ряда территорий и обозначены стадии антропогенного влияния применительно к подземным водам региона. В частности выяснено, что даже в относительно слабо промышленно и сельскохозяйственно освоенных территориях юга Западной Сибири подземные воды верхней зоны содержат на значительных площадях повышенные концентрации органических загрязнителей, переносимых, по-видимому, атмосферными потоками. Так, например, в грунтовых водах аллювиальных отложений бассейна р. Верхняя Терсь в восточной части Кузбасса, очень слабо освоенной в хозяйственном отношении, обнаружены повышенные концентрации некоторых ксенобиотиков и полициклических ароматических углеводородов, что свидетельствует о региональном распространении этих соединений, способных при дальнейшем накоплении отрицательно сказаться на экологическом состоянии гидросферы.

В связи с растущим антропогенным влиянием на природные воды встает вопрос не только об уменьшении сбросов загрязненных стоков в водные объекты, но и о проведении мелиорации ряда водоносных горизонтов, в значительной степени уже затронутых такими негативными процессами. Прежде всего это относится к водам городов Кузбасса, обводненным территориям многих промышленных предприятий, а также площадям, занятым отходами металлургической и некоторых других видов промышленности. Примером такой площади является долина р. Томь ниже по течению от складированных отходов ЗапСиб. За счет их выщелачивания и других стоков этого завода происходит ухудшение качества воды р. Томь, прежде всего повышение ее щелочности до 9,0, о чем упоминалось ранее.



**Рис. 27.** Схема районирования типовых природных гидрогеохимических обстановок Западной Сибири.

**Район I.** Подрайоны (1–3) вод с миграцией микрокомпонентов преимущественно в органокомплексных соединениях в условиях глеевой геохимической обстановки болотных ландшафтов: 1 – ультрапресных кислых вод верховых болот; 2 – слабопресных слабокислых вод водораздельных низинных болот; 3 – пресных нейтральных вод долинных низинных болот. **Район II.** Подрайоны (4–6) вод с миграцией микрокомпонентов в гидрокарбонатной форме в условиях окислительной геохимической обстановки высокогорных ландшафтов: 4 – ультрапресных слабокислых и нейтральных вод нивальных ландшафтов; 5 – пресных нейтральных вод горнолуговых ландшафтов; 6 – пресных и солоноватых вод нейтральных и слабощелочных степных ландшафтов. **Район III.** Подрайоны (7–9) вод с миграцией микрокомпонентов в гидрокарбонатной и металлоорганической формах в условиях окислительной и глеевой геохимической обстановки таежных ландшафтов: 7 – пресных нейтральных вод среднегорий; 8 – то же, но низкогорий; 9 – то же, но равнин. **Район IV.** Подрайоны (10–12) вод с миграцией микрокомпонентов в

сульфатной, хлоридной и металлоорганической формах в условиях окислительной и глеевой геохимической обстановки лесостепных ландшафтов: 10 – пресных и нейтральных вод залежных участков; 11 – солоноватых нейтральных и слабощелочных вод безлесных участков; 12 – соленых слабощелочных и нейтральных вод пониженных безлесных участков. **Район VI.** Подрайоны (13–15) вод с миграцией микрокомпонентов преимущественно в сульфатной и хлоридной формах с подчиненным значением гидрокарбонатных и металлоорганической форм в условиях окислительной геохимической обстановки степных ландшафтов: 13 – солоноватых слабощелочных и нейтральных вод, развитых на большей части степей; 14 – соленых щелочных и слабощелочных вод, приуроченных к понижениям рельефа; 15 – редко встречающихся пресных нейтральных и слабощелочных вод.

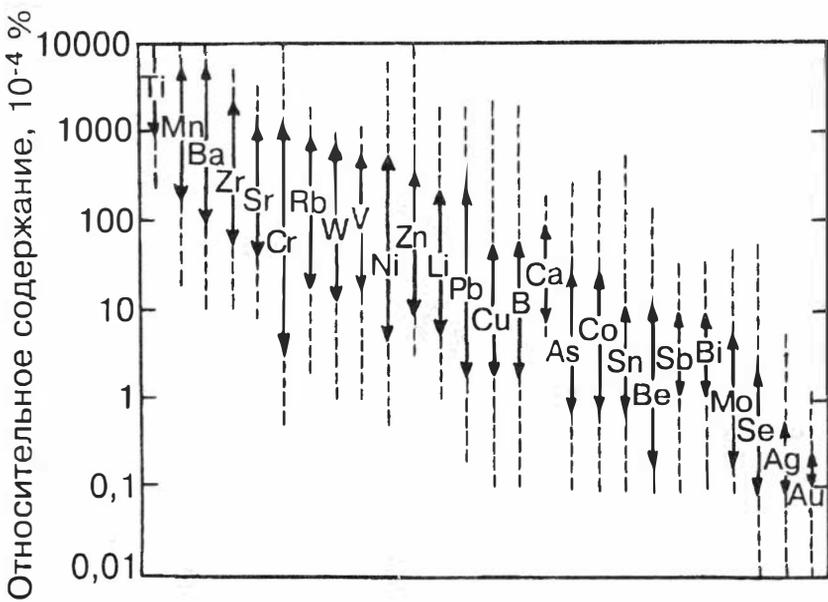
**Изолинии** (л/с·км<sup>2</sup>) модулей подземного стока: 16 – предполагаемые; 17 – установленные.

В аспекте выбора и оценки пригодности тех или иных геохимических показателей для типизации экогеохимических обстановок, особенно вследствие желания прямо использовать их для аттестации сред по фоновым содержаниям токсичных металлов, был осуществлен анализ выявленных уровней концентраций ряда микроэлементов в ведущих типах почв региона. Эти данные сведены в таблицах раздела 3. Обычно к микроэлементам относят все элементы 5-, 6- и 7-го периодов таблицы Д. И. Менделеева, а также многие элементы 4-го и отдельные элементы 2-го периодов. Они по критерию распространенности в веществе земной коры принадлежат IV–XII декадам В. И. Вернадского [Трофимов, Рычков, 1979]. Интервалы (уровни) содержаний большинства химических элементов (вес.%) и кларковые содержания каждого из них (г/т) показаны в табл. 84. Пользуясь этими данными, легко оценить недостаток или избыток тех или иных элементов в конкретных компонентах экосистем, в частности в почвах.

**Таблица 84**

**Осредненные содержания (кларки) химических элементов в земной коре, сведенные в декады В. И. Вернадского**

Декада	Кларк, вес.%	К-во элементов	Элемент, г/т (по Б. Мейсону [1971])
I	$>10^{-1}$	2	O 46 6000; Si 27 7200
II	$10^0 - 10^1$	6	Al 81 300; Fe 50 000; Ca 36 300; Na 28 300; K 25 900; Mg 20 900
III	$10^{-1} - 10^0$	3	Ti 4400; H 1400; P 1050
IV	$10^{-2} - 10^{-1}$	9	Mn 950; F 625; Ba 425; Sr 375; S 260; C 200; Zr 165; Cl 130; Cr 100
V	$10^{-3} - 10^{-2}$	17	Rb 90; Ni 75; Zn 70; Ce 60; Cu 55; V 33; Y 33; La 30; Nd 28; Co 25; Sc 22; Li 20; N 20; Nb 20; Ga 15; Pb 13; B 10
VI	$10^{-4} - 10^{-3}$	22	Th 9,6; Pr 8,2; Sn 6,0; Gd 5,4; Yb 3,4; Hf 3,2; Dy 3,0; Cs 3,0; Er 2,8; Be 2,8; U 2,7; Br 2,5; Sn 2,0; Ta 2,0; As 1,8; Ce 1,5; Mo 1,5; Ho 1,2; Eu 1,2; W 1,5; Ar; He
VII	$10^{-5} - 10^{-4}$	9	Tb 0,9; Lu 0,5; Tm 0,5; Tl 0,5; I 0,5; Cd 0,2; Sb 0,2; Bi 0,2; In 0,1
VIII	$10^{-6} - 10^{-5}$	7	Hg 0,08; Ag 0,07; Se 0,05; Pt 0,01; Pd 0,01; Te 0,01; Ne
IX	$10^{-7} - 10^{-6}$	4	Os 0,005; Au 0,004; Re 0,001; Ir 0,001
X	$10^{-8} - 10^{-7}$	1	Kr
XI	$10^{-9} - 10^{-8}$	1	Xe
XII	$10^{-10} - 10^{-9}$	1	Ra



**Рис. 28.** Диапазон относительного содержания микроэлементов в почвах, по Р. Р. Бруксу [1986].  
Пунктирные линии обозначают предельные значения

Удачный пример извлечения полезной информации при указанном подходе с использованием логарифмической шкалы концентраций дал Д. А. Эндрюс-Джоунз [Брукс, 1986] на графике диапазонов содержаний микроэлементов в почвах США (рис. 28). В целом диапазоны содержаний элементов на нем коррелируют с кларками корового вещества, тогда как экстремальные отклонения в ту или в другую сторону связаны с локально проявляющимися особо специфическими условиями. Отсюда следует, что разные типы почв оказываются в целом плохо различимыми на микроэлементном срезе. Это обстоятельство заставляет пристальней присмотреться к основным физическим и химическим факторам, управляющим величинами концентраций микроэлементов в процессах почвообразования. Многие обращают прежде всего внимание на совершенно очевидную неравномерность распределения микроэлементов, отмечаемую уже в составе того или иного типа почв, часто упуская из виду приведенную выдержанность диапазонов содержаний их в генетически разнородных почвах.

Все исследователи ныне согласны, что на концентрацию и распределение микроэлементов, многие из которых не образуют собственных минералов, влияет в первую очередь не только состав материнского (ювенильного) материала, но и такие факторы как климат (температура), увлажненность (величина подземного стока), количество отмирающей биомассы (поставщика органических и угольной кислот), которые также имеют немаловажное значение. Ж. Педро [Pedro, 1968] по признаку относительных скоростей выщелачивания кремния и алюминия, определяющих

минеральную составляющую в структуре и составе почв, выделяет два ведущих типа выветривания алюмосиликатных субстратов в почвенно-элювиальных покровах, а именно хелювиацию и солювиацию. Первый тип определяется решающей ролью органокомплексов, обеспечивающих опережающую экстракцию алюминия в форме хелатов предпочтительно перед кремнием. Формирующиеся в ходе хелювиации почвы характеризуются прогрессивным обогащением элювия кремнием и названы подзолами. При солювиационном выветривании роль органокомплексов в преобразовании алюмосиликатов резко снижена. Здесь повышается роль угольной кислоты и вынос кремнезема опережает вынос глинозема. При низкой скорости экстракции  $\text{SiO}_2$ , уступающей скорости выноса катионов, образуются монтмориллониты – глинистые минералы, в которых гиббситовый слой обрастает двумя слоями сеток кремнекислородных тетраэдров (бисиаллитизация). В результате повышения скорости выщелачивания  $\text{SiO}_2$  образуется каолинит – минерал, в котором на один октаэдрический гиббситовый слой приходится лишь один кремнекислородный слой (моносиаллитизация). И, наконец, при наивысшей скорости выноса  $\text{SiO}_2$  и оснований остается только гидроксид алюминия – гиббсит (аллитизация). Продуктами солювиации являются черноземы, каштановые почвы и красноземы.

Не подлежит сомнению, что на формировании почв сказывается и соотношение между скоростями процессов эрозии (денудации и седиментации) и химического выветривания. В результате механического разрушения горных пород, сопровождаемого перемещением продуктов дезинтеграции, имеет место как перемешивание разнородного материала, так и его разделение. Максимальное перемешивание достигается на некотором удалении от областей денудации в отсутствие условий, способствующих механическому или физико-химическому обогащению терригенных осадков какими-либо ингредиентами. Здесь химический состав почвенных субстратов достигает того осреднения, которое в целом характеризует геохимические особенности эродируемых провинций. В денудированных областях в участках разрушения рудных выходов формируются глинисто-песчанисто-дресвянистые ореолы и шлейфы в разной степени обогащенных рудным веществом миктитов.

В большинстве географических ландшафтов, характеризующих и области сноса, и области накопления терригенного материала, процессы физического выветривания тесно переплетаются с процессами выветривания химического. Это арена действия геохимических и биогеохимических реакторов, в той или иной мере истощающих или обогащающих почвенные покровы теми или иными компонентами. Эти процессы в зоне гипергенеза вызывают как вынос, так и привнос химических элементов. Причем вынос сопровождается не только снижением содержаний подвижных элементов, но и соответственно ростом концентраций не только инертных элементов, но также и удерживаемых от миграции вполне подвижных в соответствующих условиях. Привнос также может сопровождаться не только концентрированием, но и рассеянием. Однако в любом случае мы должны констатировать известное изменение в химическом составе почвенно-элювиальных комплексов. В сфере действия геохимических и биогеохимических реакторов помимо явлений разделения (дифференциации) вещества действуют также механизмы его перемешивания. Концентрируемые в почвах и растительности элементы могут легко вымываться и разноситься

ливневыми и тальми водами. Реален и значим также золотой перенос на значительные расстояния листвы, опада, перегной, золы и пеплов пожаров.

Как известно, в процессах гипергенеза участвуют все элементы, но следует различать поведение главных элементов от поведения второстепенных. Те и другие подчинены закону действия масс, но последние, как более тяжелые, менее легко покидают занимаемые в минералах и органоминеральных комплексах структурные позиции, будучи более прочно химически и сорбционно связанными с соответствующими радикалами. Их соединения более устойчивы и скомпенсированы. К тому же их несравненно меньше, чем изоморфных им порообразующих элементов. Из-за явлений сорбции и рассеяния микроэлементы никогда не насыщают природные воды в согласии с их растворимостью, так как их в процессах экстракции оттесняют элементы преобладающие. Указанные особенности поведения главных и второстепенных элементов находят отражение в коэффициентах водной миграции А. И. Перельмана [1968], устанавливаемых эмпирическим способом и описываемых формулой

$$K_x = \frac{m_x \cdot 100\%}{an_x},$$

где  $K_x$  – коэффициент водной миграции,  $m_x$  – содержание элемента  $x$  в воде (г/л),  $n_x$  – содержание того же элемента в почве (%) и  $a$  – сумма растворенных в воде веществ (г/л).

Так, в частности, для горно-степных ландшафтов Тянь-Шаня А. И. Перельман приводит  $K_{SiO_2} = 0,1$ ;  $K_{CaO} = 31$ ;  $K_{MgO} = 10$ ;  $K_{Na_2O} = 1,3$ ;  $K_{K_2O} = 0,3$ ;  $K_{SO_2} = 102$ ;  $K_{Cl} = 307$ ;  $K_F = 1,5$ . Элементы с  $K_x$  от  $n \cdot 100$  и выше он отнес к весьма подвижным, от  $n$  до  $n \cdot 10$  ( $n < 2$ ) – к легкоподвижным, от  $0,1n$  до  $n$  ( $n < 5$ ) к подвижным и от  $0,1n$  и ниже к слабоподвижным и инертным. Обычно содержания большинства даже легко растворимых микроэлементов в большинстве природных вод резко дефицитны, что указывает на их удержание поглощающими минеральными и органоминеральными комплексами почв и элювия. Как видно из этих данных, подвижность Са и Mg в десятки раз превосходит подвижность Na и K. В сотни раз и более и те и другие превышают миграцию одно- и двухвалентных металлов с низкими кларками.

Как показано многими исследователями, в поддержании необходимого для жизнеобеспечения баланса макро- и микроэлементов в почвах ведущую роль играет накапливающееся в них в специфической форме органическое вещество – гумус. Оно снимает отрицательное действие на растения как неблагоприятных физико-химических режимов, так и многих токсичных химических ингредиентов, оптимизируя регуляцию пищевого режима. Гумус является своеобразным буфером по отношению к неблагоприятным факторам, гарантом здорового развития растений. Оптимальное содержание гумуса обеспечивает необходимую структуру, подходящий водно-воздушный режим и требуемую энерго- и элементонасыщенность почв. Нормальное гумусное состояние почв повышает их устойчивость к действию разрушающих факторов. Органическая компонента почв, являя собой стационарное биотермодинамически стойкое (доказано определениями

времени жизни гумуса по изотопу С-14) образование, надежно поддерживает повторяемость биологических циклов [Орлов, 1985]. Для почв этих сложных биокосных систем приложимо в полной мере явление гомеостаза. Гомеостазис – способность сложных систем противостоять разрушительным (энтропийным) воздействиям и выполнять присущие ей регулятивные функции [Экологический словарь, 1993]. Почвы – главный фундамент жизни, средоточие негэнтропийного начала. В них идет накопление необходимых для биологических циклов веществ, энергии и информации. Обогащаясь наиболее устойчивыми и долгоживущими органическими и органоминеральными соединениями, т. е. осуществляя некий отбор всего необходимого, почвы являют собой самоподдерживающуюся, самодостаточную и саморазвивающуюся систему. Почвы представляют собой аккумуляторы необходимых для жизни растений компонентов и аккумуляторы запасаемой солнечной энергии (на атомно-молекулярном уровне).

Роль аккумуляторов микроэлементов выполняют органические вещества, глинистые минералы (аккумуляция ими энергии раскрыта Н. В. Беловым [1952] и В. И. Лебедевым [1954] по увеличению длин связей алюминия с кислородом) и коллоидные гидроксиды, которые образуют соединения, адсорбируют, вступают в катионный обмен и обеспечивают соосаждение малых металлов при коагуляции зольей. Многие исследователи подчеркивают особенную роль в установлении микроэлементного фона в почвенных разрезах биологического цикла [Брукс, 1986; и др.]. Растения “перекачивают” элементы из оснований почвенных разрезов в гумусовый слой. Так, в лесах Северного Кавказа [Алексеевко, 1989] в растениях устанавливается до 100–200 кг/га зольных элементов, в том числе тяжелых металлов. В золе пырея и листьях дуба зафиксировано соответственно Pb – 1,0 и  $1,7 \cdot 10^{-3}$  %, Zn – 11 и  $44 \cdot 10^{-3}$  %, Cu – 5 и  $15 \cdot 10^{-3}$  %, Ba – 41 и  $72 \cdot 10^{-3}$  %, Sr – 38 и  $87 \cdot 10^{-3}$  %, Mn – 98 и  $208 \cdot 10^{-3}$  %, Ti – 128 и  $228 \times 10^{-3}$  %. В золе ковылей степной части содержится Pb –  $5,0 \cdot 10^{-3}$  %, Zn –  $(11-14) \cdot 10^{-3}$  %, Cu –  $(10-11) \cdot 10^{-3}$  % и Ba –  $(85-88) \cdot 10^{-3}$  %. В сравнении с этими данными содержания тех же элементов в золе травянистых растений Горного и Степного Алтая выглядят следующими: Pb –  $1,8 \cdot 10^{-3}$  %, Zn – 30 и  $39 \cdot 10^{-3}$  %, Cu – 5,9 и  $14,1 \cdot 10^{-3}$  г/т.

Большинство микроэлементов включено в биологический круговорот как в автономных, так и в подчиненных ландшафтах. Особенно высокой емкостью характеризуется биологический круговорот лесных ландшафтов. Здесь типично накопление мощной биомассы, состоящей из главных элементов растений С, О, Н, N, S, P, а также малых элементов. Ежегодный вклад отмирающих биомасс составляет здесь от единиц до десятков т/га. В степных и луговых ландшафтах ежегодный прирост не уступает лесам. Микроэлементы ненадолго задерживаются организмами и снова возвращаются в почву, поддерживая круговорот. В засушливых степях активно проявляет себя золовый вынос наиболее легких частиц, не содержащих тяжелых металлов, благодаря чему также идет обогащение почв микроэлементами. Состав металлов определяется сорбционными свойствами почвенных коллоидов. В Ростовской области В. А. Алексеевко [1989] в ходе ветровой эрозии отметил обогащение верхнего 30-сантиметрового слоя почв Pb и Ga. Истощение почв микроэлементами свойственно в основном пустынным почвам золового происхождения. Так, в Джунгарском Алатау в таких почвах на суглинках отмечено снижение содержания Pb в три, а Zn

в пять раз. Таким образом, биологический цикл обогащает верхние слои почвы многими элементами, в том числе Pb, Zn, Cd, Hg, As и др. Г. М. Ирвинг и Р. П. Уильямс [Брукс, 1986] указывают на наличие в почвах стабильных металлоорганических комплексов одновалентных Na, K, Rb, Cs, Li, Te, Ag и двухвалентных Cu, Pb, Zn, Cd, Ni, Co, Sr, Ba. Отсюда становится ясным, что почвы представляют собой своеобразный биогеохимический барьер, накапливающий малые элементы. И. Н. Антипов-Каратаев, Г. М. Кадер и В. Н. Филиппова [Виноградов, 1957] еще в 1947 г. обратили внимание на необратимую сорбцию Cu сильно гумированными почвами (медь фиксируется в форме органокомплексов и становится малоподвижной).

Обогащение почвенно-элювиальных профилей тяжелыми элементами свойственно для всех горизонтов почв, развивающихся над эродлируемыми рудными залежами, чем пользуются при поисках месторождений. Тем не менее, в зависимости от условий формирования почвенных покровов показатели ореолов рассеяния (контрастность, эффективность разубоживания, размеры и т. д.) сильно варьируют [Трофимов, Рычков, 1979]. Поэтому корреляция между субстратом и горизонтом почвенно-элювиального покрова меняется в достаточно широких пределах. Иногда аномальные содержания сохраняются в горизонте А, чаще в горизонте В и всегда в горизонте С. Эти примеры доказывают, что гумусовый горизонт не только накапливает тяжелые металлы, но и избавляется от их избытка. При высоких концентрациях элементы обретают свойственную им подвижность. В окислительных условиях Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Hg, Ag выносятся присутствующими в зонах окисления неорганическими кислотами, в частности  $H_2SO_4$ . Нередко в ореолах устанавливаются горизонтальные ряды зональности. Так, в направлении от рудного выхода Г. А. Голевой [Алексеев, 1989] выстроен ряд обогащенности ореола металлами в последовательности: W-Be-Co-Bi-Au-Cd-Pb-As<sub>1</sub>-Sn-Hg-Ni-Cu-As<sub>2</sub>-Mo-Ag-Zn. Как видим, здесь Pb, Cu и Zn, а также Co и Ni далеко расходятся друг с другом. Однако совместное нахождение Cu, Pb, Fe, Zn и Zn, Pb, Cu, Ni устанавливается на колчеданных и полиметаллических месторождениях. Из всего изложенного следует, что почвенный поглощающий комплекс в присутствии сильных минеральных кислот разрушается. Активно идет разложение (окисление) органокомплексов до  $CO_2$  и  $H_2O$ , разрушение структуры глинистых частиц до  $SiO_2$  и  $Al_2O_3$ . Происходит также сильное декатионирование уцелевших слоистых алюмосиликатов (вытеснение катионов гидроксонием -  $H_3O^+$ ). В почвах исчезают сильные органические и неорганические аккумуляторы микроэлементов, т. е. можно заключить, что в активной стадии формирования зон окисления гипогенных месторождений с сульфидами превалируют химические реакторы неорганической природы.

В таежных ландшафтах Сибири на алюмосиликатных породных субстратах с  $H^+$  классом водной миграции оказываются дефицитными Ca, K, Na и Mg, а избыточными Pb, Mo, Cu, Zn, Ag, Co, Ni и другие металлы. Наличие в водах подвижных соединений Ca обуславливает щелочную реакцию почв. Присутствие в них обменных Ca и Mg помогает задержке катионов названных тяжелых металлов. Вынос этих элементов не реализуется из-за биологического поглощения. В лесостепной зоне Западной Сибири

с  $Ca^{2+}-N^+$ ,  $Ca^{2+}$  и  $N-HCO_3^-$  классами водной миграции дефицитны N, P и

К. Здесь очень подвижны S, Cl, Br и I и подвижны Ca, Na, Mg, Sr, F. Слабоподвижны катионы K, Ba, Rb, Li, Be, Cs, Te, а из анионогенов – S, P, As, Ge, Sb. Слабо подвижны также Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Hg, Ag. Они становятся резко инертными в восстановительных болотных обстановках. В степных и лугово-степных ландшафтах юга Западной Сибири с  $\text{Ca}^{2+}$  классом водной миграции (реже с  $\text{Ca}^{2+}-\text{Na}^+$  и  $\text{Na}^+-\text{OH}^-$  классами) в почвах появляются свободные P, S, Ca, Mg, K. В верхних частях черноземов скапливаются Cu, Zn, Pb, Co, V и другие металлы. В стяжениях кальцита аккумулируется Sr. В сухих степях с каштановыми почвами (с развитием солонцового процесса) распределение микроэлементов то же, что и в черноземах. В большинстве обстановок в крае слабоподвижны и инертны Al, Ti, Zr, Cr, TR, Sc, Y, La, Th, Ga, Nb, Ta, W, Hg, Zn, Bi, Te, платиноиды и Au. Все приведенные тенденции поведения элементов в наблюдаемых ландшафтах находят соответствующее подтверждение и отражение в количественных характеристиках фона микроэлементов в почвах юга Западной Сибири.

Если обобщить полученный в ходе исследований материал (см. таблицы в разделе 3), то видно, что почвы юга Западно-Сибирской равнины в среднем характеризуются примерно одинаковым фоном микроэлементов. Так, относительно кларков для земной коры таежные, лесостепные и степные почвы отмечены повышенными содержаниями Rb (отношения средних содержаний в соответствующих выборках к кларку равны 1,4; 1,8 и 1,2) и пониженными содержаниями Cs (отношения характеризуют цифры 0,9; 0,8 и 0,7). Несколько более выдержанны отношения средних содержаний Sr и Ba к их кларкам в земной коре. Для Sr отношения равны 0,71 в тайге, 0,60 в лесостепи и 0,57 в степи, а для Ba – 0,80; 0,80 и 0,82 соответственно. Почвы выделенных растительных зон равнины в целом заметно обогащены Cu и Zn относительно кларка коры, а Pb повсеместно вдвое. В то же время они обеднены Cd, входящим по химическим свойствам в одну группу с Zn и Hg. Одновременно они в 6–8 раз больше обогащены Hg. Богаты почвы относительно кларка и As (отношение названных характеристик близко к 4,0). В целом почвы равнины бедны V (0,7) и Cr (0,3–0,5). Провинциальная выдержанность характеристик фона микроэлементов, в том числе подтвержденная по избыточности и дефицитности родственных элементов-химических аналогов, наводит на мысль, что микроэлементный фон почв равнины, представленных разнообразиями от подзолов и лесных сероземов до черноземных и каштановых почв, формируется на более или менее однородном терригенном субстрате, вынесенном в кайнозой в Западно-Сибирский седиментационный бассейн с поднятий Центрально-Азиатского подвижного пояса, сложенными комплексами фанерозоя. Заметная обогащенность почв Cu, Zn, Pb и Hg, унаследованная от терригенных субстратов, объясняется тем, что сама область их сноса (Алтай, Салаир) отмечена развитием полиметаллического колчеданно-сульфидного, и ртутного оруденения.

Существенно отличными от монотонных по микроэлементному составу преобладающих в пределах равнины почв являются распространенные локально промывные аллювиальные и болотные почвы и почвы солонцов и сухих степей. Особенно бедны Cu (до 0,8 кларка) аллювиальные почвы долин крупных рек, характеризующихся сезонными паводками. В них также падает содержание Pb (отношение среднего содержания к кларку равно 1,2 вместо 2,0 в главных типах почв). Максимальные содержания Cu и Pb

характерны для солончаковых почв. Они богаче  $\text{Cu}$  относительно кларка в 1,8 раза,  $\text{Pb}$  в 2,7 раза. Пока не находит убедительного объяснения заметный дефицит  $\text{Pb}$  в каштановых почвах сухих степей. Быть может, он уходит из почв в форме  $\text{PbCl}$  с осолоненными водами в нижние горизонты профиля выветривания.

Сходные характеристики фона элементов-примесей отмечены и для почвенных покровов Горного Алтая, новейшие поднятия которого происходили в альпийское время. Здесь изучались почвы трех ярусов – высокогорных лугов, таежной и низкогорной лесостепной зон. В первых двух ярусах повышение над кларком содержания  $\text{Cu}$  и  $\text{Zn}$  невелико, и только для третьего, самого нижнего, значимо (для  $\text{Cu}$  в 1,9, а для  $\text{Zn}$  в 1,7 раза). Первые две зоны отличаются содержаниями  $\text{Pb}$ , близкие к кларку, а третья отмечена резко повышенным местным кларком (обогащена в 2,4 раза). Как и на равнине, почвы всех зон обеднены  $\text{Cd}$ . Они меньше заражены  $\text{As}$  (всего в 2,3–3,6 раз), но значительно обогащены  $\text{Hg}$  (в 5,3–10,6 раз) в сравнении с почвами равнины. Возможно, это следствие меньшей осредненности химического состава субстратной основы почв горных областей складчатоглыбового строения, характеризующихся пестротой состава слагающих их комплексов скальных горных пород.

Таким образом, провинциальной спецификой почв региона является их зараженность цветными металлами,  $\text{Hg}$  и  $\text{As}$ . Состояние  $\text{Hg}$  в почвах, как и у  $\text{Zn}$ , определяется способностью к образованию труднорастворимых солей и комплексных соединений. Ртуть оказывается меньше всего в луговых болотах и аллювиальных почвах, хорошо промываемых водами. Почвы региона не обогащаются  $\text{Sr}$  и  $\text{Ba}$ , так как они вымываются в иллювиальный горизонт почв, давая устойчивые к растворению сульфаты и карбонаты, а частью теряются с подземным стоком. При этом  $\text{Sr}$  выщелачивается из почв несколько лучше, чем  $\text{Ba}$ . Видимо этим следует объяснять сниженное против кларка содержание их в почвах региона. Хорошо удерживается во всех почвах, за исключением болотных, в которых отношение фоновых количеств близко к кларку,  $\text{Li}$ . Накапливается он лучше всего в солонцеватых почвах, в 1,5 раза превышая кларк. Поведение  $\text{Rb}$  в основном аналогично поведению  $\text{K}$  в почвах, но как более тяжелый элемент он легко сорбируется и входит в структуры глинистых минералов, превосходя в этом отношении  $\text{K}$ . Поэтому в большинстве почв отмечено накопление  $\text{Rb}$ . В лесостепных почвах количество его в 2–3 раза больше кларка. Вероятно, схоже и поведение  $\text{Cs}$ . Тем не менее, все почвы обеднены им в сравнении с кларком. Возможно, его содержание ниже кларка уже в субстратах, представленных аллювиально-озерными отложениями. Наблюдения показали во всех случаях перемещение  $\text{Cs-137}$  в направлении подпочвы. Возможно, он более хороший мигрант, нежели  $\text{Rb}$ .

Завершая анализ поведения микроэлементов в почвенных профилях, характеризующихся разным климатом, мы должны констатировать, что на формировании их фона в верхнем слое почв сказывается, во-первых, исходный химический состав минерального субстрата, а во-вторых – биологическое “перекачивание” многих тяжелых микроэлементов в гумусовый слой. Это наиболее ярко проявляется в областях умеренного климата. В холодных и жарких широтах этот процесс подавлен. В тундрах и моховых болотах слишком низка скорость биологического круговорота микроэлементов. В скудных растительностью примитивно-пустынных ландшафтах,

несмотря на высокий круговорот органического вещества, “перекачка” микроэлементов также ничтожна.

Хотя, как было отмечено, биологический цикл приводит к обогащению верхних слоев почвы микроэлементами и во многом препятствует их уходу в подземный сток, снижая миграционную подвижность. Это обогащение общекорового кларка относительно местных невелико (в несколько раз и максимум на порядок). Поэтому все значения концентраций укладываются в диапазоны, установленные эмпирически Д. А. Эндрюсом-Джоунзом. Только локально и экзотически на соответствующих геохимических барьерах (сорбционных, щелочно-кислотных, окислительно-восстановительных) могут образовываться природными водами аномальные аккумуляции тяжелых металлов, но они не могут характеризовать собственно почвообразующие процессы.

На юге Западной Сибири отчетливо проявляется однопорядковое и относительно равномерное распределение в почвенных покровах тяжелых металлов, что, естественно, не позволяет проводить на этой основе типизацию экогеохимических обстановок. Поскольку, как было показано, в почвообразующих процессах разных климатических зон решающее значение имеет в изменении химического состава исходных субстратов и в формировании гумуса поведение макроэлементов – металлов и анионогенов, а также биогенных Н, О, С, N и Р, то именно на этот фундамент должна, прежде всего, опираться типизация обстановок. Действительно, значительно точнее и проще типизировать почвы зон по органическому и неорганическому макросоставу, по ведущим тенденциям процессов трансформации макровещества, по характеру типов водной миграции. Микроэлементы же в основном связывают свою судьбу с гумусом, глинами, гидроксидами и оксидами и для типизации продуктов почвообразующих процессов и самих процессов малопригодны. Разумеется, это не означает, что они вообще не должны использоваться для нужд типизации. Их, несомненно, надо привлекать к характеристике автономных и подчиненных элементарных ландшафтов, к аттестации сильнопромывных и испарительных обстановок, к параметризации локальных зон гипергенной концентрации и деконцентрации рудообразующих элементов (геохимические барьеры, зоны окисления и пр.).

“Перекачка” микроэлементов в почвенный слой из субстрата корнями растений в биологических циклах отнюдь не исключает ухода части их из элювиальных профилей в подземный сток. Это хорошо видно на примере тех же Сu, Zn и Pb. В подземных водах верхних водоносных горизонтов области поднятия (Горный Алтай, Салаир, Кузбасс), питающих речные системы региона (рек Томь и Обь), фиксируется присутствие микроконцентраций этих металлов, определяемых уровнями их содержаний в промываемых породах, химическими свойствами каждого из них и гидродинамическими условиями. В таежных, лесостепных и степных ландшафтах, проявленных на поднятиях фанерозойского фундамента, приповерхностные воды содержат (мкг/л) Сu от 1,4 до 4,1, Zn от 9 до 28 и Pb от 0,7 до 1,6. И только в горных степях с недостаточным увлажнением и повышенной испаряемостью воды наблюдается увеличение содержания Pb до 4,8 мкг/л. Повышение содержания названных металлов в связи с дефицитом влаги и работой испарительного барьера следует, видимо, связать с возрастанием их концентрации в подземных водах первого водоносного

горизонта в лесостепных и степных ландшафтах Западно-Сибирской равнины (Алтайский край). Первые содержат в среднем Cu – 6,0, Zn – 36 и Pb – 2,4 мкг/л, вторые – Cu до 10,0, Zn – 52 и Pb– 4,3 мкг/л. Впадая в реки и озера, такие воды начинают освобождаться от излишков этих металлов на биоорганических и глинистых осадках. В частности, в бассейне среднего течения р. Томь поверхностные воды содержат Cu – 2,7, Zn – 11 и Pb – 0,9 мкг/л против содержаний в подземных водах Cu – 3,6, Zn – 17 и Pb – 1,0 мкг/л. Особенно наглядно очищение вод от цветных металлов с участием сорбционных геохимических барьеров видно на примере донных осадков озер Кольванское и Белое. В них идет накопление (г/т): Cu от 21,5 до 38,8, Zn от 59,4 до 115 и Pb от 21,0 до 41,6.

## **5.2. Современное состояние подвижности элементов в почвах и водах**

Оценка миграционной способности тяжелых металлов и радионуклидов в среде обитания имеет важное экогеохимическое значение, так как большое многообразие форм их нахождения в почвах и водах чутко реагирует на изменения окружающей обстановки. По этому критерию в пределах окислительной и окислительно-восстановительной обстановок основных ландшафтов было выделено пять геохимических типов природных вод, подтипы которых охарактеризованы выше:

**I тип** – с резким преобладанием вод, характеризующихся миграцией микрокомпонентов преимущественно в комплексах с органическими соединениями в условиях глеевой геохимической обстановки;

**II тип** – с преобладанием вод, характеризующихся миграцией микрокомпонентов преимущественно в гидрокарбонатной форме в окислительной обстановке;

**III тип** – с преобладанием вод, характеризующихся широким развитием гидрокарбонатной и металлоорганической форм миграции микрокомпонентов в условиях окислительной и глеевой геохимической обстановки;

**IV тип** – с преобладанием вод, характеризующихся сульфатной и хлоридной формами миграции микрокомпонентов (подчиненное распространению вод с гидрокарбонатной формой миграции) при широком участии вод с металлоорганической формой миграции в условиях окислительной и глеевой обстановки;

**V тип** – с развитием вод, характеризующихся широким распространением сульфатной и хлоридной форм миграции микрокомпонентов, с подчиненным участием гидрокарбонатной и металлоорганической форм в условиях окислительной с наличием глеевой геохимическими обстановками.

Изучение подвижности рассматриваемых элементов в фоновых и аномальных почвах в зависимости от кислотности водных вытяжек позволило получить следующие результаты.

Объектом исследования почв с фоновым содержанием элементов служили широко развитые в регионе черноземы с хорошо сформированными горизонтами A<sub>1</sub>, A<sub>2</sub> и B на субпесчанистом субстрате. По всему разрезу почва с соляной кислотой не реагирует (не вскипает).

Изучение препаратов почв под микроскопом показало, что в горизонтах A<sub>1</sub> и A<sub>2</sub> основная криптозернистая масса интенсивно пропитана пели-

томорфным органическим веществом, которое преимущественно в чистом виде слагает также небольшие бесформенные участки, линзочки и глобулы, бессистемно расположенные по полю препарата. На фоне изотропной криптозернистой и пелитоморфной массы отмечаются отдельные обломки минералов, которые при большом увеличении диагностируются как кварц, разложенный полевои шпат и трудно определяемые изотропные минералы. С глубиной количество глинистого вещества, не пропитанного гумусом, резко возрастает, а примесь мелких минеральных обломков в нижней части горизонта В становится более заметной. Последние, вероятно, представляют собой реликты исходного терригенного субстрата, за счет которого сформировались почвы природных изучаемых ландшафтов. Для существенно суглинистых и глинистых разновидностей почв характерны гидроксиды железа, располагающиеся в виде пленок, пятен и линзочек. Поведение тяжелых металлов и радионуклидов таково:

*Радиоактивные элементы.* В исследованных почвах валовое содержание  $U = 1,7-2,4$  г/т,  $Th = 6,6-7,9$  г/т,  $K = 1,36-1,71$  % и  $Cs-137 = 29$  Бк/кг в горизонте  $A_1$  и 8 Бк/кг – в горизонте  $A_2$  (в горизонтах В и С не обнаружен). Эти цифры близки к средним оценкам главных генетических типов почв Западной Сибири и отвечают фоновым характеристикам пород, близких по составу к средним гранитам. В общем естественные радионуклиды равномерно распределяются по генетическим горизонтам почв, тогда как продукт поверхностных испытаний ядерных зарядов –  $Cs-137$  – установлен только в верхней части почвенного разреза с заметным накоплением в горизонте  $A_1$ .

Полученные на лавсане автордиографии фиксируют распределение РАЭ в виде рассеянных единичных треков и реплик с густой их концентрацией над некоторыми минералами. Невысокие величины  $Th/U$  отношения и рассеянная форма распределения треков свидетельствуют об очень малом вкладе следов от осколков деления  $Th-232$  в их суммарную плотность. Исключение могут составить плотные реплики от минералов-концентраторов, в которых возможна более высокая концентрация  $Th$  по сравнению с  $U$ , а следовательно, и более высокое  $Th/U$  отношение.

Распределение рассеянных единичных треков над основной субстанцией почвы не подчинено текстурным элементам, представляющим участки различного состава (например, включения собственно органических остатков растений, вещество почвы, в различной степени пропитанной пелитоморфным гумусом, или поверхности соприкосновения тех и других образований). В более глубоких частях почвенного разреза, сложенных существенно суглинистым веществом, рассеянный характер распределения урана визуально не нарушается, хотя возможно некоторое уплотнение треков над ореолами гидроксидов железа по сравнению с основным фоном. Следует отметить, что с глубиной несколько увеличивается содержание минералов-концентраторов РАЭ. Несмотря на сильные гипергенные изменения, "изотропию" и очень малые размеры, среди этих минералов удалось установить в различной степени концентрирующие РАЭ циркон, апатит и включения "лейкоксена". Наиболее обогащены радиоактивными элементами циркон, "лейкоксеновые" и гидрогетитовые включения, которые после облучения на лавсане оставляют четкие реплики с границами, соответствующими очертаниям зерен. Распределение РАЭ внутри зерен равномерное. Количественные соотношения минералов-концентраторов по

всему разрезу трудно установить из-за относительно редкой их встречаемости. Есть основание считать, что титан- и железосодержащие первичные минералы, а возможно и апатит, в направлении к верхним горизонтам разреза ( $A_1$  и  $A_2$ ) претерпевают полное разложение и растворение в почве, насыщенной органикой, с последующим переводом РАЭ в рассеянное состояние почвообразующими растворами. Именно с этим процессом, на наш взгляд, связано сбалансированное распределение РАЭ по всей глубине вскрытого разреза. Об отсутствии ярко выраженной динамики РАЭ в связи с почвообразующими процессами и жизнедеятельностью растений свидетельствуют и сводные характеристики фона в целинных разрезах, основанные на представительной выборке.

*Элементы I группы* периодической системы: Cu, Cs. Незначительное количество Cs извлекалось 1N раствором соляной кислоты: среднее 6 % по горизонту  $A_1$  и 9 % по горизонту  $A_2$  от общего содержания металла в почве, соответственно равного 5,2 и 5,7 г/т. Доля извлеченной Cu тем же раствором составила 28 и 24 % (содержание её в почве 39 и 36 г/т). В остальных вытяжках эти элементы обнаружены в крайне малых количествах, близких к нижнему порогу чувствительности атомно-абсорбционного метода.

*Элементы II группы* периодической системы. Be, Sr, Zn, Cd, Hg. Поведение Be в связи с изменением кислотности вытяжки остается невыясненным.

Небольшие накопления легкоподвижного Sr отмечены в трех вытяжках горизонта  $A_1$  – 2,2–8,0 г/т или 2–5,2 % от общего количества. В слабокислой среде доля подвижного Sr в среднем возрастает до 15–17 %, а в сильнокислой – до 19 и 20 %. При этом далеко не всегда им обогащен горизонт  $A_1$ . Зависимость выщелоченного Sr от валового его количества отсутствует.

Поведение Zn в условиях повышенной кислотности аналогично такому Cd, несмотря на более высокий и равномерный его фон в обоих горизонтах. В водных вытяжках его доля составила менее 1 %. В вытяжках 1N уксуснокислого аммония количество подвижного цинка (по отношению к общему содержанию в почве) 13–29 %, среднее 20 % по горизонту  $A_1$  и 8–18 %, среднее 13 % по горизонту  $A_2$ . Извлекаемость цинка 1N раствором соляной кислоты несколько выше – 17–34 %, среднее 19 %. В последних экспериментах по всем разрезам более отчетливо прослеживается накопление легкоподвижных форм Zn в горизонте  $A_1$ .

Содержание Cd в представленной выборке сильно варьирует, что определяет количество его выщелоченной фазы. В водных вытяжках Cd определен в пределах нижнего порога чувствительности метода – менее 0,06 % от валового. Крайне неравноценная выщелачиваемость металла обнаружена в вытяжках уксуснокислого аммония: от 11 до 68 % в горизонте  $A_1$  и от 7 до 75 % в горизонте  $A_2$ , в то время как в вытяжках 1N соляной кислоты она составила соответственно 32–62 % (среднее 45 %) и 17–20 % (среднее 19 %). В трех разрезах проявлена тенденция к накоплению кадмия в горизонте  $A_1$ .

Доля растворенной Hg в водных вытяжках по отношению к общему содержанию составляет в горизонте  $A_1$  – 2,5–10 %, среднее – 5,3 % и в горизонте  $A_2$  – 2–8,5 %, среднее – 4,1 %. Раствором уксуснокислого аммония Hg из почв практически не выщелачивается – менее 0,5 % от валового.

В присутствии 1N соляной кислоты доля Hg, перешедшей в раствор, имеет значительную флуктуацию: 9–94 % в горизонте A<sub>1</sub> и 7–100 % в горизонте A<sub>2</sub>.

*Элементы III группы:* Sc. Остаточный элемент почв, плохой мигрант мигрирует только в процессе хелювиации и на близкие расстояния.

*Элементы IV группы:* Pb. Поведение этого токсиканта в растворах заданной кислотности остается неопределенным.

*Элементы V группы:* Представлены как типичными биофилами (P), так и биофобами (As, Sb). Из них P и As обладают высокой подвижностью а Sb – низкой.

*Элементы VI группы:* Cr и Mo. Поведение Mo, так же как и Pb, остается не ясным.

Содержание Cr в почвах варьирует от 92 до 354 г/т. Водными вытяжками он почти не извлекается (менее 0,17–0,7 %). В слабокислой среде доля подвижного Cr в горизонте A<sub>1</sub> составила всего 0,3–9,8 %, среднее – 2,4 %, а в горизонте A<sub>2</sub> – 0,6–17 %, среднее – 6,6 %. Процент извлекаемости Cr в сильноокислых условиях выше, но часто неоднозначен: из горизонта A<sub>1</sub> – 4,9–55 %, среднее – 23 %; из горизонта A<sub>2</sub> – 7–28 %, среднее – 17 %.

*Элементы VII группы:* Mn. Поведение его в заданных условиях более разнообразно и активно по сравнению с металлами других групп. В водных вытяжках обнаружено до 38 г/т марганца, или до 4,5 % от его общего содержания. Раствором уксуснокислого аммония извлечено наибольшее количество этого элемента 324–827 г/т (среднее соответственно для горизонтов A<sub>1</sub> и A<sub>2</sub> – 59 и 61 вал.%). Несколько меньше марганца поступило в 1N раствор соляной кислоты, соответственно 53 и 57 %. Не обнаружено количественной зависимости между подвижным марганцем и его общим содержанием.

*Элементы VIII группы:* Co и Ni. Оба металла инертны в отношении водного и уксуснокислого растворов. Лишь воздействие 1N соляной кислоты содействует появлению подвижных форм этих элементов, доля которых составляет для никеля 12–46 %, среднее 25 % (горизонт A<sub>1</sub>), 8–13 %, среднее 19 % (горизонт A<sub>2</sub>); для кобальта соответственно 8–62 %, среднее 27 % и 1–100 %, среднее 35 %.

По данным многих авторов, все перечисленные элементы обладают средней степенью подвижности в кислых и восстановительных с переменными потенциалами средах. В почвенной водной фазе самые распространенные лиганды – органические вещества и молекулы воды, поэтому гидролиз и комплексообразование с органикой – обычные реакции в почвенных растворах. Они чувствительны к изменению pH. В кислых почвах многие элементы (Mn, Co, Cu, Zn и др.) легко выщелачиваются, а Be, Mo, Pb слабоподвижны.

Результаты наших исследований не являются исключением, хотя подвижность этих элементов при прочих равных условиях проявилась далеко не одинаково. Отметим отсутствие подвижных форм у большинства металлов в слабокислом интервале pH (pH водной вытяжки 5–6,1), а также низкую извлекаемость водным раствором Mn, Sr, Zn и Hg. В слабокислой среде уксуснокислого аммония по степени подвижности катионы исследованных почв можно представить рядом: Mn > Cd > Zn > Sr > Cr > Hg > Pb, Co, Ni, Cs, Cu. Обращает на себя внимание высокая и устойчивая подвижность марганца в этих условиях. Известно, что растворимость Mn воз-

растает с увеличением кислотности почв, однако его способность образовывать анионные комплексы и с органическими лигандами может приводить к увеличению его подвижности и в щелочном интервале рН. В условиях сильноокислой среды (IN раствор соляной кислоты) формируется следующий ряд подвижности:

$Mn > Hg > Cd > Co > Cu > Zn > Ni > Cr > Sr > Cs > Be, Mo, Pb.$

Подчеркнем, что извлекаемость Mn и Cd в заданных условиях осталась на прежнем уровне, а у Cr, Sr и Zn она немного повышается. Вместе с тем, становятся подвижными Co, Ni, Cu, Cs и Hg. Неподвижны или мало-подвижны в сильноокислой среде Be, Mo, Pb.

Изучение распределения форм ртути в различных объектах окружающей среды позволило В. Л. Таусону с соавторами [1995] разработать критерии отличия природного и техногенного ртутного загрязнения. По их данным в природных объектах с аномальным содержанием ртути она присутствует в изоморфной и сульфидной формах. Для антропогенного загрязнения характерны в основном сорбционные (низкотемпературные) ее формы.

На примере Cu, Zn и Pb рассмотрим распределение в почвах подвижных форм токсичных элементов в зависимости от элементарных ландшафтов: орто-, пара- и неоэлювиальных. В данном эксперименте начальные рН вытяжек задавались HCl (рН = 2,2), дистиллированной водой (рН = 6,1) и NaOH (рН = 9,6). Результаты эксперимента показывают следующее (табл. 85).

После пропускания солянокислого раствора или дистиллированной воды через почву в течение 16–18 ч при начальных рН = 2,2 и 6,1 конечное рН вытяжки увеличивается до 4,2–4,5 и 7–8,4 соответственно. Следовательно, процесс выщелачивания солянокислой вытяжкой сначала и до конца эксперимента проходил в кислой среде с рН в пределах 2,2–4,95. В этих условиях в системе почва–почвообразующая порода в подвижное состояние переходили главным образом Pb и Cu, притом в почвообразующей породе доля подвижных их форм больше (0,9–3 % от валового содержания у Pb и 0,2–43 % – у Cu), чем в почвах (от не обн. до 3,2 % от валового у Pb и до 0,1 % – у Cu). Подвижный Zn зафиксирован лишь в солянокислых вытяжках из почвообразующих лессовидных суглинков.

Аналогичная тенденция наблюдается в околонефтяных вытяжках дистиллированной водой. Но интенсивность выщелачивания водой в несколько раз ниже, чем солянокислым раствором. Щелочные вытяжки в целом повторяют водные (их конечные рН почти адекватны).

Экспериментальные данные хорошо согласуются с оценкой подвижности элементов методом привноса–выноса вещества при почвообразовании. Проранжировав главные типы почв по возрастающей величине рН водной суспензии и балансу привноса–выноса элемента в системе почва–почвообразующая порода, можно подметить эволюцию подвижности токсичных элементов в зависимости как от рН, так и от элементарного ландшафта, т. е. от состава почвообразующих пород. В обобщенном виде подвижность тяжелых металлов с фоновым содержанием в почвах представлена в табл. 86. Из таблицы следует, что наибольшая дифференциация элементов наблюдается при формировании слаборазвитых почв, когда почвообразующие породы еще не достаточно полно выветрелые особенно в ортоэлювиальных элементарных ландшафтах.

Распределение подвижных форм Cu, Zn и Pb в элементарных ландшафтах черноземных почв

Элемент	Элементарный ландшафт					
	ортоэлювиальный		параэлювиальный		неоэлювиальный	
	I	II	I	II	I	II
А. Начальная рН = 2,2 (вытяжка раствором НСl)						
рН конечная	4,5	4,5	4,2	4,5	4,5	4,5
Cu	2,6	0,0-0,3	0,5-0,4	0,0-2,9	0,6-8,8	Не обн.
	0,2	0,0-0,1	0,2-3,9	0,0-0,1	1,6-43,0	
Zn	Не обнаружен				0,3-10,0	Не обн.
					0,1-1,2	
Pb	4,0	0,6-1,0	6,0-8,3	Не обн.	1,8-13,4	3,5
	0,9	0,6-3,2	1,1-2,8		0,3-3,0	2,6
Б. Начальная рН = 6,1 (вытяжка дистиллированной водой)						
рН конечная	7,1	7,1	7,1	7,1	7,1-8,4	7,0
Cu		0,0-0,36	Не обн.	0,0-0,3	0,0-1,8	Не обн.
		0,0-0,1		0,0-0,1	0,0-12,0	
Zn	Не обнаружен					0,1
						0,1
Pb	1,0	0,0-0,6	3,0-3,3	Не обн.	0,0-0,3	Не обн.
	0,3	0,6-0,6	0,7-2,6		0,0-1,2	
В. Начальная рН = 9,6 (вытяжка раствором NaOH)						
рН конечная	8,3	7,9-8,0	7,8-8,1	7,9-8,1	7,8-8,5	8,3
Cu	Не обн.	0,3-0,4	0,0-2,0	0,1-1,0	0,0-2,5	1,0
		0,1-0,4	0,0-2,0	0,1-2,5	0,0-15,0	0,1
Zn	Не обнаружен					
Pb	1,0	0,0-0,6	0,0-2,6	0,1-1,0	0,0-0,3	Не обн.
	0,3	0,0-0,6	0,0-0,2	0,0-0,6	0,0-1,2	

**Примечание.** Продолжительность вытяжки 16-18 ч; Т : Ж = 1 : 10; 1 - почвообразующие породы: домезозойского фундамента, глины коры выветривания, суглинки кочковской свиты соответственно орто-, пара- и неоэлювиальных элементарных ландшафтов; II - черноземный горизонт (A<sub>1</sub> + A<sub>2</sub>) почв. Над чертой - содержание, в г/т, под чертой - процент от валового.

В ландшафтах со слабокислым классом миграции (рН = 6,65) большинство элементов склонно к миграции и почвы обогащаются лишь Sc, Pb, иногда Zn и Mo. В ландшафтах с околонеутральным классом миграции (рН = 7,25) по элементарным ландшафтам в общем сохраняется тенденция перераспределения микроэлементов как и в предыдущем классе, но их миграционные места в ряду подвижности порою меняются. Важно, что в этих ландшафтах почвы активно загрязняются таким сильнейшим токсиантом, как ртуть. В ландшафтах с щелочным классом миграции (рН = 8,47) токсичные элементы в почвах на корках выветривания склонны к накоплению, а на коренных породах и суглинках - к дифференциации (см. табл. 86).

Что касается элементарных ландшафтов, то вне зависимости от рН вытяжки, среди почвообразующего субстрата более богаты подвижными металлами суглинки. Подвижные формы Pb предпочтительнее накапливаются в почвах орто- и неоэлювиальных элементарных ландшафтов, тогда как Zn везде находится в трудноподвижном состоянии. Причины такого распределения токсикантов по элементарным ландшафтам пока не совсем ясны и требуют дальнейшего изучения. В общем доля подвижных форм Pb, Zn и Cu в почвах и почвообразующих породах орто-, пара- и неоэлювиальных природных ландшафтов оценивается первыми процентами относительно их валового содержания. На геохимических барьерах они мо-

## Ряды подвижности микроэлементов при формировании главных генетических типов почв

Тип почв и их местонахождение	pH водной суспензии	Элементарный ландшафт	Ряды подвижности
Горные подзолистые и дерново-подзолистые почвы Салаира и Кузнецкого Алатау	6,65	Ортоэлювиальный	$Mn_{0,68}-Cr_{0,64}-Co_{1,0}-Sr_{1,1}-Cu_{1,54}-Mo_{1,67}-Zn_{1,97}-Sc_{2,2}-Pb_{2,5}$
		Параэлювиальный	$Sr_{0,16}-Mn_{0,51}-Pb_{0,59}-Zn_{0,66}-Cu_{0,82}-Cr_{0,91}-Mo_{1,0}-Co_{1,1}-Sc_{1,67}$
		Неоэлювиальный	$Zn_{0,71}-Cu_{0,72}-Cr_{0,94}-Co_{1,0}-Pb_{1,62}$
Черноземы Новосибирской области и Алтайского края	7,25	Ортоэлювиальный	$Mo_{0,28}-Mn_{0,56}-Sr_{0,71}-Pb_{0,87}-Co_{0,83}-Cu_{1,14}-Cr_{1,61}-Zn_{1,94}-Hg_{2,63}$
		Параэлювиальный	$Cu_{0,66}-Sc_{0,86}-Zn_{0,87}-Mn_{1,1}-Co_{1,25}-Mo_{1,25}-Hg_{1,31}-Sr_{1,38}-Cr_{1,61}-Pb_{2,76}$
		Неоэлювиальный	$Co_{0,71}-Cr_{0,75}-Pb_{0,91}-Sc_{1,0}-Mn_{1,1}-Zn_{1,27}-Sr_{1,47}$
Каштановые почвы Казахстана и Алтайского края	8,47	Ортоэлювиальный	$Mn_{0,36}-Pb_{0,8}-Cu_{0,98}-Mo_{1,33}-Co_{1,38}-Sc_{1,62}-Sr_{1,27}-Cr_{2,1}-Zn_{2,3}$
		Параэлювиальный	$Cu_{1,0}-Mo_{1,0}-Pb_{1,0}-Cr_{1,09}-Mn_{1,58}-Sc_{1,67}-Co_{1,68}-Zn_{1,69}$
		Неоэлювиальный	$Sc_{0,43}-Sr_{0,8}-Cu_{0,92}-Co_{0,94}-Mn_{1,08}-Cr_{1,25}-Mo_{1,5}-Zn_{1,67}-Pb_{1,71}$

гут формировать природные аномалии, создающие в окружающей среде экологическую напряженность. Выявление и изучение этих барьеров является актуальной задачей.

В почвообразующих породах Cu, Zn, Sb, Hg, Pb находятся в рассеянном состоянии. Наибольшие их содержания приурочены к темноцветным минералам и к магнетиту в первичных породах, к лимонитам, гидрослюдам и реликтовым первичным минералам-концентраторам – в корках выветривания и покровных рыхлых отложениях. Здесь очень редко в тяжелой фракции присутствуют киноварь и пирит, содержащий рассматриваемые токсичные элементы. В связи с формационным многообразием почвообразующих пород, отчетливых ассоциаций элементов в них не установлено. В одних случаях выявляется ассоциация Pb–Cu, в других – Zn–Cu, в третьих – Pb–As и т. п. По этой же причине, а также в силу эпигенетического наложения, pH водной суспензии почвообразующих пород колеблется в пределах 6,48–9,47. В общем наблюдается подкисление пород параэлювиальных ландшафтов и более щелочная реакция неоэлювиальных.

Относительно исходного субстрата, почвы, как правило, имеют более кислую реакцию. Разность  $\Delta pH$  кислотности в системе почва–порода находится в пределах 0,1–2,09. Большие значения свойственны почвам ортоэлювиальных элементарных ландшафтов, меньшие – пара- и неоэлювиальных, что во многом предопределяет баланс токсичных элементов в системе почва–порода. Установлена тенденция увеличения степени подвижности As и Pb при почвообразовании с увеличением величины  $\Delta pH$ . Медь на изменение  $\Delta pH$  реагирует слабо. Зависимость подвижности Zn от  $\Delta pH$  более сложная. При

одном и том же уровне  $\Delta pH$  он может как накапливаться в почвах, так и выноситься из них. Такое поведение элементов обусловлено формой их нахождения в почвах. Как было экспериментально установлено, As и Pb в почвах находятся главным образом в их собственно гипергенных минералах, Си частично еще и в сорбированном состоянии, тогда как для Zn эта форма доминирует.

Выявленную тенденцию в поведении подвижных форм элементов целесообразно использовать в прогнозных целях при создании математических моделей по предсказанию экогеохимических изменений и постановке мониторинга. К примеру, кислые дожди будут благоприятствовать выносу Pb из почв и загрязнению им окружающих водоемов, и наоборот известкование почв будет способствовать накоплению в них Pb и очищению окружающих водоемов от этого токсиканта.

---

## 6. ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ

---

---

Как показано в предыдущих разделах, в отдельных гипергенных геохимических системах данного региона (горных породах, почвах, поверхностных и подземных водах) существуют природные и антропогенные экогеохимические аномалии, причем последние нередко имеют тенденции к постоянному росту контрастности и интенсивности. Это вызвано значительными по объему выбросами экологически опасных веществ в атмосферу и другие среды вместе с продуктами сжигания, химической переработки, отходов испытаний атомного оружия и других процессов, а также с отходами животноводства, удобрениями и ядохимикатами. В геосистемах эти соединения нейтрализуются, теряя опасные для биосферы свойства, но к сожалению, не полностью. В связи с этим возникает необходимость оценивать соответствующие пределы устойчивости этих систем к техногенным воздействиям, для чего применительно к каждому региону следует разработать критерии достаточной их сохранности при разных типах загрязнений, причем они должны быть взаимосвязаны с основными параметрами, определяющими главные особенности химической среды. К ним относятся окислительно-восстановительные, кислотность-щелочность, контингент-распределения химических элементов и их состояний и другие свойства. Такие критерии следует ставить в зависимость от хода основных реакций в системе вода-порода. Очевидно, что превышение их критических значений вызовет потерю геосистемой способности к самоочищению и самовосстановлению.

На данной стадии исследований предоставляется возможность констатировать лишь качественную сторону явления, связанную с неизбежностью физико-химического и геохимического преобразования природных ландшафтов под воздействием многосторонних антропогенных факторов, сгруппированных Ю. Е. Саеом и др. [1990] в собственно агрогенные, агротехнические и техногенные. Изучение роли каждого из этих факторов для каждой геохимической системы Западной Сибири представляет предмет будущих исследований.

### 6.1. Легенда экогеохимических карт и их макеты

Разработка легенды экогеохимических карт должна проводиться с учетом охвата геохимических свойств элементов в зависимости от среды обитания биоты, биохимических процессов в системе элемент-биота, поведения элементов в биологических циклах, обстановок, характеризующих разные типы почвенно-элювиальных профилей, характера и источника техногенных и агрогенных нагрузок, условий землепользования и принципов районирования территорий по экогеохимическим нагрузкам. Легенда предусматривает таксономические единицы, последовательно нарастающие необходимую информацию по нагрузке экогеохимической карты. В том числе по:

- 1 – количественным параметрам распределения элементов;

- 2 – районированию территорий по количественным параметрам;
- 3 – общему химизму почвенно-элювиальных покровов;
- 4 – типизации территорий по доминирующим химическим процессам;
- 5 – типизации территорий по восприимчивости к техногенным нагрузкам;
- 6 – районированию по системам связи элемент – биота;
- 7 – оценке оптимального уровня содержаний и форм нахождения элементов для среды обитания;
- 8 – выделению площадей с недостаточными или избыточными буферными характеристиками для развития биоты;
- 9 – районированию территории по условиям землепользования и водохозяйства.

Каждый из этих таксонов подразделяется на более мелкие составляющие, отражающие частные признаки выделяемого критерия.

1. Количественные характеристики определяются в результате опробования компонентов среды (почв, элювия, субстрата, донных отложений, вод и анализа интересующих элементов). На первом этапе составляются моно- или полиэлементные карты регистрируемого фона с выделением участков с докларковыми, кларковыми и надкларковыми содержаниями того или иного элемента. Предусматривается градация в 1,5–2 и 3 раза или более в зависимости от токсичных свойств элементов. На этом этапе не принимаются во внимание различия ведущих физико-химических и биохимических характеристик среды обитания. На картах изолиниями содержаний выделяются отрицательные и положительные аномалии, по общепринятым при геохимических методах поисков рудных месторождений методикам.

2. На основе анализа первичных карт распределений элементов осуществляется районирование территорий на поля, различающиеся интегральными (полиэлементными) характеристиками. Основной градации здесь выступают низкофоновые, фоновые и надфоновые концентрации, дополняемые комбинациями одновременно низко- и высокофоновых по тем или иным элементам. Обозначившиеся ассоциации элементов могут считаться полезными для понимания геохимических условий, приводящих к соответствующим эффектам.

3. Скапливается необходимая информация по химизму природных систем – почвенно-элювиальных профилей, сформировавшихся на разных породных субстратах и в различных географических, геоморфологических и гидрогеологических условиях. Составляются карты с разными типами почвенно-элювиального покрова. Устанавливаются градации по глубине зон химического выветривания, геоморфологической позиции и типам почв. Совмещение карт фона элементов и химических составов исходных субстратов дает информацию к установлению природы фоновых концентраций.

4. Типизация природных систем по условиям водообмена и по доминирующим в проточных реакторах “вода–порода” химическим процессам обеспечивает необходимые сведения о миграции интересующих элементов по почвенно-элювиальным разрезам. Территория членится одновременно по щелочно-кислотным и окислительно-восстановительным режимам с указанием катионно-анионного состава подземных вод и модулей подземного стока. Сопоставление этой карты с предыдущими определяет способ-

ность природных систем к самоочищению. Появляется также информация о наличии или отсутствии геохимических барьеров разного типа.

5. На основе разграничения горных и равнинных, пойменных, озерных и более низкоуровневых компонентов ландшафта, характеризующих локальные условия водо- и биообмена, наличие и отсутствие эффективных сорбционных барьеров осуществляется типизация территории на восприимчивость к техногенным нагрузкам. Шкала интенсивности с учетом подвижности конкретных элементов в конкретных условиях может быть подразделена на низкое, среднее и высокое накопление. На основе этой информации устанавливаются направления транспорта элементов к участкам их аккумуляции.

6. Районирование территории по системам связи элемент-биота осуществляется на основе разработанной классификации элементов по совокупности трех оснований их функциональной роли: а) в процессах жизнедеятельности, б) по реакции организмов на увеличение и уменьшение содержаний в среде обитания и в) по тенденциям сокращения или увеличения их доли в организмах при фило- и онтогенезе. Для четырех групп элементов (макро- и микробиофилов, толерантов и биофобов) определяются оптимальные, предельные и аномальные уровни их содержаний в средах питания организмов, которые используются в качестве выявленных характеристик фона.

7. На базе предыдущих карт производится оценка оптимального уровня содержаний в средах обитания, но уже с обязательным учетом форм их нахождения и соотношениями между безвредными и опасными для жизнедеятельности. Аномалии специфически воздействующих на организм форм элементов выносятся на карты соответствующими обозначениями. Определяются также площади с нехваткой элементов, дефицит которых сопровождается угнетающим действием на флору и фауну.

8. В результате анализа всех предшествующих карт производится выделение площадей с недостаточными буферными характеристиками среды для нормального развития коренной биоты (слабый промывной режим, замкнутый биологический обмен, появление в зонах аккумуляции специфически токсичных форм элементов и т. д.). Градации: сильные, средние и слабые буферные характеристики, комбинируемые с характеристиками среды по способности к самоочистке.

9. На основе установления всех типов аномалий осуществляется, наконец, районирование территории по условиям земле- и водопользования. Разными условными знаками на карту наносятся основные техно- и агрогенные загрязнители, отражаются роза ветров, их пути воздушной и водной миграции в разное время года. Определяются сезонные, годовые и многолетние границы зон экологического благополучия.

Из сказанного следует, что только на основе атласа карт, несущих разноусловную информацию, можно подойти к правильной оценке экологического состояния среды обитания регионов юга Сибири. Большую помощь при этом могут иметь геохимические паспорта среды обитания биоты, которые представляются в виде приложения к картам.

Поскольку вопрос о **геохимических паспортах** токсичных элементов является новым в области экологической геологии, его разработке следует уделять особое внимание. В качестве образца предлагаются макеты геохи-

мических паспортов токсичных элементов для почв и почвообразующих пород. Паспорта включают блоки, охватывающие комплекс информации по геохимии ландшафтов, геологической, металлогенической, геоморфологической ситуации на объектах исследования, по физико-химическим параметрам систем, содержанию и формам нахождения токсичных элементов, статистическим параметрам их распределения, по характеру элементных ассоциаций, балансу веществ в системе почва–порода, прогнозу поведения элементов в случае изменения физико-химических условий окружающей среды и по рекомендациям ее геохимического мониторинга. Макеты геохимических паспортов не претендуют на завершенность, так как в них должны быть синтезированы все данные, необходимые для создания математических моделей прогнозирования состояния и мониторинга окружающей среды (табл. 87, 88).

Как видно из макетов паспортов для объективной оценки прогнозирования поведения элементов с изменением природных условий и влияющих на окружающую среду антропогенных нагрузок необходимо иметь очень большую и разностороннюю информацию. Если ее можно более или менее легко обобщить и количественно представить для одного типа почв и почвообразующего литокомплекса, то с увеличением их типов трудоемкость сильно возрастает. Полученные нами аналитические данные, изложенные в предыдущих разделах, мы попытались изобразить в форме паспорта системы почва–почвообразующая порода на Cu, Zn, Sb, Cd, Hg и Pb. Оказалось, что для столь разноплановой по геологическим, ландшафтным и климатическим условиям огромной территории, как Западная Сибирь, этих данных для полных паспортов рассматриваемой системы пока явно недостаточно, и поэтому в табл. 87, 88 было бы много пустых клеток. На их заполнение количественными параметрами даже на ограниченное число элементов-токсикантов потребуются еще очень много усилий. Это задача будущего. Она трудоемка, но необходима для планирования мероприятий по охране природной среды от нежелательных на нее нагрузок.

## **6.2. Оптимальный масштаб опробования при эколого-геохимических экспертизах (на примере Катунского полигона)**

Геохимические исследования показали, что коренные породы в зоне влияния проекта Катунской и Чемальской ГЭС характеризуются весьма неравномерным (от первых десятков до десятков тысяч мг/т) распределением ртути, свойственным ртутно-рудным провинциям [Росляков и др., 1992]. Югу Западной Сибири свойственно развитие рудных полей и узлов различных полезных ископаемых. В их пределах находятся города, рабочие поселки и нередко на их площадях, составляющих сотни квадратных километров [Рослякова, Росляков, 1975], проектировались крупные стройки, такие, например, как Катунская, Чемальская, Крапивинская ГЭС. На примере ртути коренных пород Катунского полигона, где она, по данным Н. А. Рослякова и др. [1992], в повышенных концентрациях локализуется на пяти участках (Каянчинском, Бельтертукском, Куюзском, Ороктойском и Еландинском), покажем методику выбора оптимального масштаба при эколого-геохимической оценке рудных провинций по профилирующему в них металлу. Наиболее детально опробована площадь в створе Катунской ГЭС в окрестностях пос. Еланда.

Таблица 87

## Макет экогеохимического паспорта по тяжелым металлам в почвообразующих породах

Объект исследования и его местонахождение	Геолого-металлогеническая характеристика	Петрографический и литологический состав пород	Признаки оруденения и их характеристика	Кол-во проб	Содержания элементов
Первичные породы, коры выветривания, покровные рыхлые отложения	На основе картографического анализа		Для ландшафтов с аномальным распределением металлов	Или разрезов	Всех анализируемых элементов с указанием размерности

Продолжение табл. 87

Отношение содержаний			Статистические параметры распределения	Количественная оценка аномальных содержаний	Формы нахождения токсичных элементов	Физико-химические параметры pH и Eh	Геохимические ассоциации элементов
рег. фон кларк	аном. кларк	аном. рег.фон					
	Для аном. а-льных ландшафтов	Для аномальных ландшафтов		На уровне 1-3 стандартов	Водные вытяжки, для кор выветривания и покровных отложений еще и поровые растворы		С использованием парной и множественной корреляции

Окончание табл. 87

Прогноз поведения токсичных элементов с изменением условий окружающей среды	Рекомендации по геохимическому мониторингу окружающей среды	Примечание или отдельная пояснительная записка
На основе оценки современной подвижности элементов в среде		Использованная литература, принятые сокращения, метод анализа и т. п.

Макет экогехимического паспорта по тяжелым металлам в почвах

Генетический тип почв	Элементарный ландшафт	Все графы предыдущего макета	Геоморфологическая позиция	Климат	Класс водной миграции элементов	Физические свойства почв			
						мощность	строение	состав	объем. вес
	По условиям миграции вещества; по формациям почвообразующих пород; по их петрографическому и литологическому составу	Если предыдущий макет не представляется							

Продолжение табл. 88

Физические свойства почв			Горизонт опробования	Количество проб (разрезов)	Статистич. параметры распределения. элементов в почвах	Формы нахождения элементов в почвах	Тенденции распределения элемента в почвенном профиле
обмен. катионы	pH, Eh	ΔpH, ΔEh					
	Водных вытяжек и поровых растворов	Разность между pH и Eh системы почва-порода					

Окончание табл. 88

Баланс токсичных элементов в системе почва-порода	Геохимические ассоциации элементов в почвах	Характер и степень антропогенного воздействия	4 последних графы предыдущего макета	Содержание токсичных элементов				Отношение истинных соотношений к		
				кларк	ПДК <sub>n</sub>	регион фон	аномал.	кларку	ПДК <sub>n</sub>	регион. фону
С учетом уменьшения объемного веса пород при почвообразовании										

Для решения поставленной задачи на Еландинском участке выделены три площади с разной плотностью опробования и подсчитаны в них прогнозная ( $Q$ ) и удельная ( $Q_{уд}$ ) продуктивности ртути на глубину влияния уровня колебания зеркала водохранилища в случае реализации проекта. Продуктивность обсчитывалась по общеизвестным методикам и формулам, применимым для оценки рудных месторождений по их эндогенным ореолам [Инструкция., 1983]. В нашем случае расчет произведен по нижним порогам аномалий с концентрацией ртути 50 мг/т (региональный фон) и 100 мг/т (местный фон, табл. 89) для трех вариантов с подвариантами, представленными выборками с разной густотой точек опробования по неравномерной сети (см. рис. 29).

Выбор вариантов диктовался сложностью геологического строения Еландинского участка и высокой дисперсией распределения ртути в его литокомплексах (см. табл. 89). Подварианты составлялись по накопительному принципу: подварианты 1 включали пробы 1988–1989 гг.; подварианты 2 – пробы 1988–1989 и 1991 гг. (табл. 90).

Вариант I – северный фланг Еландинского участка, площадь 4 км<sup>2</sup>, густота опробования от 66 до 324 точек.

Вариант II – центральная часть участка площадью 11,1 км<sup>2</sup>, густота опробования от 140 до 447 точек.

Вариант III – южный фланг участка площадью 12,6 км<sup>2</sup>, густота опробования 136 точек.

Варианты совместно с подвариантами позволили проследить изменение величин продуктивностей вышефоновых содержаний ртути в зависимости от плотности опробования как в пределах одной по геологическому строению площади, так и площадей с разной геологией. В итоге представилась возможность оценить  $Q$  и  $Q_{уд}$  для литогеохимических съемок м-ба 1 : 100 000, 1 : 50 000 и 1 : 25 000 на уровне регионального и местного фона.

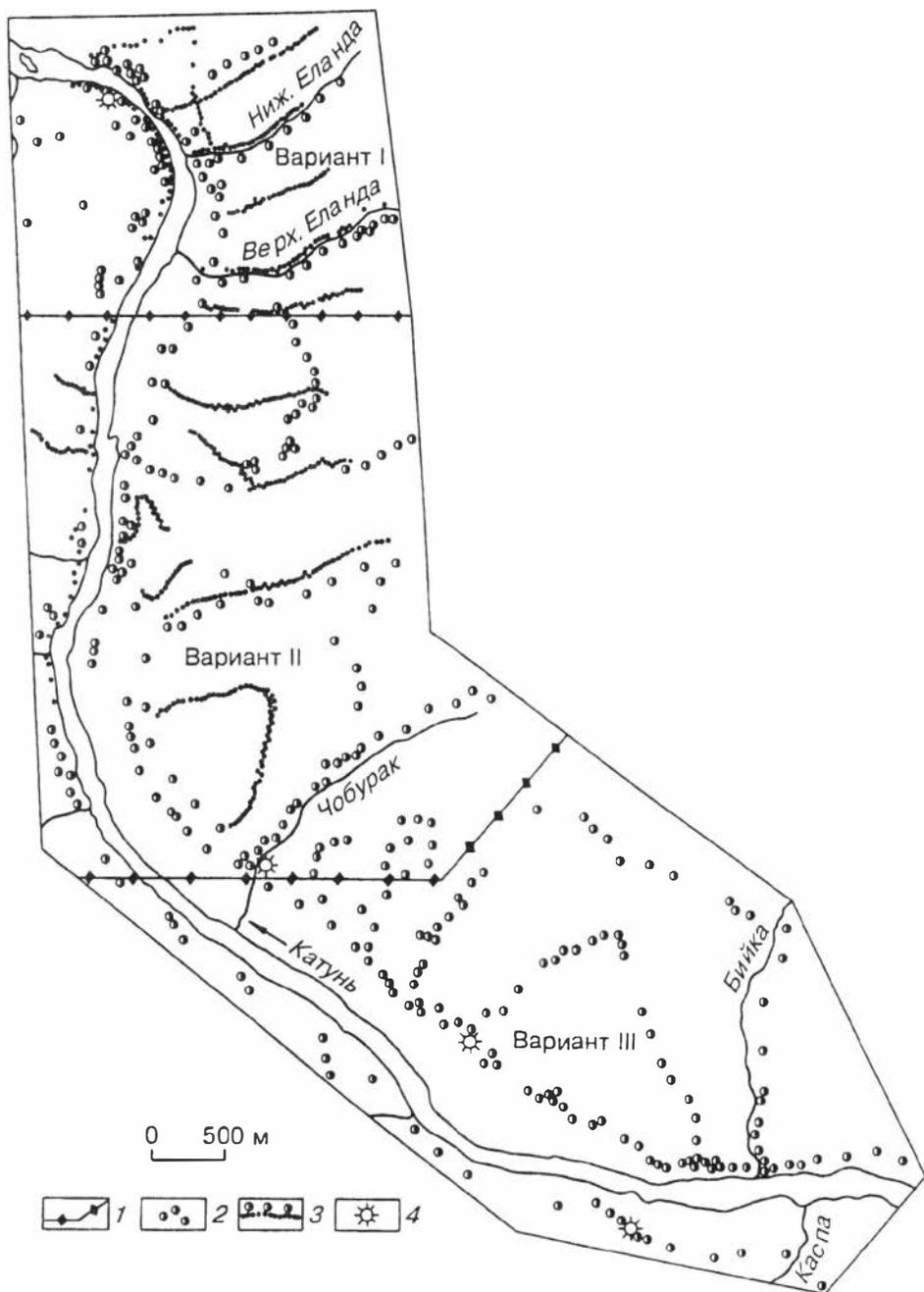
Матрицы расчетов  $Q$  и  $Q_{уд}$  из-за их большого объема не прилагаются.

Таблица 89

Распределение ртути в главных типах пород Еландинского участка

Порода	N	Содержания, мг/т			$S_{lg}$ (S)	$K_k$	Закон распред.
		$\bar{x}$	$C_{ф}$	$C_{ан}^n$			
Известняки	174	94,0	55,0	72,0	0,201	1,22	Логнорм.
Алевролиты	15	86,1	80,0	97,0	(64,2)	1,78	Норм.
Силицилиты	22	91,0	65,0	82,0	0,120	1,44	Логнорм.
Порфириты	598	104,5	80,0	97,0	0,208	1,78	То же
Туфы	62	100,4	68,0	85,0	0,246	1,51	–"
Габбро	34	112,6	104	121	(93,4)	2,31	Норм
Сланцы	8	118	160	177	(99,6)	3,56	То же
Гидротермалиты	29	2407,5	180	197	1,089	4,0	Логнорм.
В целом	942	173,0	75,0	92,0	0,260	1,67	То же

**Примечание:**  $\bar{x}$  – среднее арифметическое;  $C_{ф}$  – местный фон;  $C_{ан}^n$  – нижнее аномальное;  $S_{lg}$  – стандартное отклонение логарифма содержаний при логнормальном распределении; (S) – стандартное отклонение при нормальном распределении;  $K_k$  – отношение местного фона к региональному.



**Рис. 29.** Схема литогеохимического опробования на ртуть коренных пород Еландинского участка.

1 – граница площадей с подсчетом прогнозной продуктивности по вариантам I, II и III; 2 – точки опробования, включенные в подсчет подвариантов I.1 и I.2; 3 – то же, но подвариантов II.1 и II.2; 4 – точки с ультрааномальными концентрациями ртути ( $> 10$  г/т) в коренных породах участка.

**Изменение удельной продуктивности выпшефоновых концентраций ртути в зависимости от плотности опробования пород Еландинского участка**

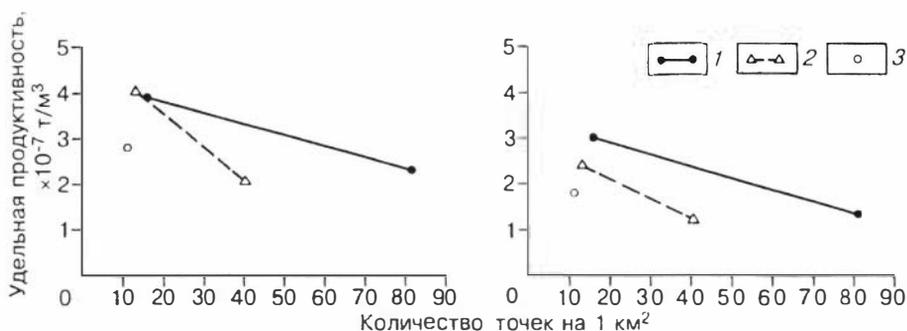
Параметр	Вариант I		Вариант II		Вариант III
	I.1	I.2	II.1	II.2	III.1
Площадь, км <sup>2</sup>	4,0		11,1		12,6
Количество точек	66	324	140	447	136
То же, на 1 км <sup>2</sup>	16,5	81,0	12,7	40,3	10,8
Масштаб по "Инструкции..." [1983]	1 : 100 000 (10-20)*	1 : 25 000 (80-100)	1 : 100 000 (10-20)	1 : 50 000 (40)	1 : 100 000 (10-20)
Прогнозная продуктивность, т:					
Q <sup>50</sup>	39,16	22,59	127,77	62,58	113,20
Q <sup>100</sup>	30,21	12,57	77,22	35,62	73,14
Удельная продуктивность, т/м <sup>3</sup> :					
Q <sub>уд.</sub> <sup>50</sup>	3,92·10 <sup>-7</sup>	2,26·10 <sup>-7</sup>	4,04·10 <sup>-7</sup>	2,09·10 <sup>-7</sup>	2,80·10 <sup>-7</sup>
Q <sub>уд.</sub> <sup>100</sup>	3,02·10 <sup>-7</sup>	1,26·10 <sup>-7</sup>	2,44·10 <sup>-7</sup>	1,19·10 <sup>-7</sup>	1,81·10 <sup>-7</sup>

**Примечание:** I.1, II.2, III.1 – подварианты; Q<sup>50</sup>, Q<sub>уд.</sub><sup>50</sup> – соответственно прогнозная и удельная продуктивности ртути с содержанием более 50 мг/т; 4 – Q<sup>100</sup> и Q<sub>уд.</sub><sup>100</sup> – то же, но с содержанием более 100 мг/т. В скобках – количество точек опробования на 1 км<sup>2</sup>, необходимых для соответствующего масштаба.

Во всех вариантах наблюдается одна и та же картина как при прогнозировании на уровне регионального фона по изолинии содержания ртути 50 мг/т, так и местного фона по изолинии 100 мг/т. Удельная продуктивность Q<sub>уд.</sub><sup>50</sup> несколько выше, чем Q<sub>уд.</sub><sup>100</sup>. Сгущение точек опробования от м-ба 1 : 100 000 к м-бу 1:25 000 существенного влияния на цифры удельной продуктивности не оказывает (см. табл. 90, рис. 30). Есть основание предполагать, что при экогеохимических съемках в рудоносных районах вполне приемлем и достаточен м-аб 1:100 000. И только в случае каких-либо сомнений или специфических условий возможно увеличение его до 1 : 50 000. Уплотнение сети до м-ба 1 : 25 000 показало соизмеримое с м-бом 1 : 50 000 снижение как прогнозных, так и удельных продуктивностей по сравнению с таковыми, полученными при густоте опробования м-ба 1 : 100 000.

Просчитан еще ряд задач, составленных из сочетаний вариантов I–III и их подвариантов. Во всех случаях подтверждается отмеченная выше тенденция незначительного снижения прогнозной продуктивности и ее удельной величины с повышением плотности опробования. Изменяются лишь количественные соотношения между этими параметрами.

Удельная продуктивность металлов в эндогенных ореолах имеет важное значение при прогнозировании масштабов месторождения. К примеру, С. А. Кекелия и др. [1990] показали, что в Балнинском рудном районе (Закавказье) локальным геохимическим критерием на месторождениях свинца, цинка и меди являются эндогенные аномалии с удельной продуктивностью 3·10<sup>-4</sup>, 4·10<sup>-4</sup> и 3·10<sup>-4</sup> т/м<sup>3</sup> соответственно. Количественное значение удельной продуктивности как критерия на ртутно-рудные месторождения эмпирически не установлено. На Еландинском участке для достоверных масштабов литогеохимической съемки 1 : 100 000 – 1 : 25 000 удельная продуктивность на глубину прогноза периодического (H = 25 м) активного



**Рис. 30.** Зависимость между удельной продуктивностью ртути и плотностью опробования пород Еландинского участка.

1 – вариант I; 2 – вариант II; 3 – вариант III

взаимодействия системы вода–порода составляет  $(1,19-4,04) \cdot 10^{-7}$  т/м<sup>3</sup>. Это на три порядка ниже тех значений, которые приводят С. А. Кекелия с соавторами по свинцу, меди и цинку. По нашим данным [Рослякова и др., 1975], удельная продуктивность эндогенных аномалий золота в пределах  $10^{-7}$  т/м<sup>3</sup> служит критерием мелкого золоторудного проявления. У крупных месторождений, таких как Дарасунское в Восточном Забайкалье, удельная продуктивность эндогенного ореола рудного поля, занимающего площадь 600 км<sup>2</sup>, оценивается в  $10^{-6}$  т/м<sup>3</sup>. Принимая во внимание то, что золото и ртуть имеют низкий кларк и оба обладают способностью к высокому концентрированию, можно полагать, что количественные значения их удельных продуктивностей как критериев геохимического прогноза в общем сопоставимы. Теоретически удельная продуктивность ртутно-рудных месторождений должна быть ниже, чем у ореолов месторождений цветных металлов и выше, чем у благородных.

Полученные статистические данные совместно с результатами изучения форм нахождения ртути в гидротермально измененных породах разных стратиграфических уровней (что стало возможным благодаря хорошей обнаженности и расчлененности Катунского полигона) позволяют считать, что даже наиболее зараженный ртутью Еландинский участок не перспективен на обнаружение выходящего на дневную поверхность ртутно-рудного месторождения.

### 6.3. Гидрогеохимические системы

На основе результатов гидрогеохимического изучения двух типов торфяных месторождений – типичных низинных и специфичных по водному питанию низинников Южного Васюганья – установлены критерии, позволяющие идентифицировать их на первой стадии изучения, что дало возможность обосновать рациональную методику последующих более детальных гидрогеологических работ. Выявлено, в частности, что типичные низинные торфяники, имеющие грунтовое питание, характеризуются нейтральной или близкой к ней средой, относительно повышенными общей минерализацией (до 250 мг/л) и концентрацией ряда микрокомпонентов. В

отличие от них низинники южной части Васюганья, формирующиеся на карбонатизированных глинистых отложениях, питаются в основном атмосферными осадками и частично поверхностными водами. Они имеют общую минерализацию воды в пределах 80–100 мг/л, более низкие средние концентрации Zn (в 10 раз), Cu (в 3 раза), Mn и Ti (в 2 раза) по сравнению с подобными компонентами, содержащимися в водах типичных низинных торфяных месторождений.

Анализ полученных данных позволил разработать критерии оценки экогидрогеохимической обстановки, позволяющие целенаправленно сравнивать результаты изучения состава природных вод в пределах различных территорий (табл. 91). Они подразделены на региональные поэлементные абсолютные, региональные суммарные абсолютные и региональные обобщенные (группы азота, тяжелых металлов и др.). На данной основе оценена

**Таблица 91**  
**Критерии оценки экогидрогеохимической обстановки (на примере юга Западной Сибири)**

Критерий	Компонент	Усредненные значения критериев			
		I	II	III	IV
Р <sub>ок</sub>	NO <sub>3</sub> , мг/л,	0,2	1,1	2,2	1,1
	NH <sub>4</sub>	–	0,4	0,2	0,17
	Zn, мкг/л	–	8	30	9
	Pb	–	1,8	5	1,5
	Cu	–	0,7	0,7	3,3
	P	–	53	63	17
	Fe	–	153	315	–
	Hg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	As	–	2,5	–	–
	Sb	–	–	4	2,3
	Фенолы нелетучие	–	0,014	–	0,7
	Пестициды	0,006	–	–	–
	Гербициды	0,08	–	–	–
	Гексадекан	0,4	0,2	0,9	6,9
Эйкозан	0,6	0,5	0,2	8,1	
Р <sub>ск</sub>	Σ (NO <sub>2</sub> + NO <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ), мг/л	0,2	2,5	2,4	1,3
	Σ (Zn + Pb + Cu), мкг/л	–	10,5	35,3	13,8
	Полициклические ароматические углеводороды, нг/л	0,01	0,03	–	–
	Σ фенолов, мг/л	–	0,04	–	0,7
	Пестициды + гербициды, мкг/л	0,086	–	–	–
	углеводороды(C <sub>12</sub> + C <sub>20</sub> ),	3,1	1,3	3,6	36,3
Р <sub>оск</sub>	Группа азота (ΣN), мг/л	0,2	–	–	–
	Σ тяжелых металлов, мкг/л	–	164	350	–
	Нефтепродукты, мг/л	0,02	–	–	–
	C <sub>орг.</sub>	–	3,5	4,4	3,0
	Хлорсодержащие органические соединения, мкг/л	0,09	–	–	37,4

**Примечание:** Р<sub>ок</sub> – региональные одиночные критерии; Р<sub>ск</sub> – региональные суммарные критерии; Р<sub>оск</sub> – региональные обобщенные суммарные критерии. I – бассейн р. Верх. Терсь (юго-запад Кузбасса), II – Северо-Западный Салаир, III – Степной Алтай (восточная часть), IV – Бассейн среднего течения р. Катунь (Горный Алтай). Прочерк – компонент не определялся.

степень антропогенного воздействия на состав подземных вод ряда районов в пределах верхней гидродинамической зоны [Шварцев и др., 1993; Расказов и др., 1995].

Применительно к гидрогеохимическим системам, предотвращение экологической опасности включает следующие мероприятия:

- выяснение динамики изменения во времени фоновых соединений, концентраций и отдельных элементов, находящихся в природных водах различных ландшафтов;

- оконтуривание площадей экогидрогеохимических аномалий и оценка степени их экологической опасности;

- проведение детализационных работ в пределах аномалий, представляющих максимальную биогенную опасность, с целью выяснения изменчивости содержаний токсичных компонентов в водах в течение года;

- выяснение форм нахождения в растворах как основных компонентов химического состава природных вод, так и токсичных;

- проведение экспериментальных исследований, а также опытных полевых работ;

- выяснение источников поступления загрязняющих веществ в природные воды и принятие мер по их нейтрализации;

- перехват потоков загрязненных вод, в том числе и подземных, с целью защиты рек и водоносных горизонтов от проникновения токсичных компонентов.

Безусловно, что независимо от проведения этих работ должны выполняться мероприятия по уменьшению (вплоть до полной ликвидации) неочищенных выбросов промышленных и сельскохозяйственных предприятий в окружающую среду. Без выполнения этого основного условия трудно избежать экологической опасности в любом регионе.

Авторы понимают, что из-за ограниченного объема монографии, а также недостатка аналитических данных о состоянии экосистем невозможно дать исчерпывающую информацию о поведении тяжелых металлов во всем многообразии природных систем Западной Сибири.

На протяжении всего нынешнего столетия, особенно во второй его половине, произошли резкие региональные и глобальные изменения природной среды в результате все возрастающей деятельности человека, формы которой плохо вписываются в естественные циклы перераспределения вещества в биосфере. Эти изменения грозят не только необратимыми преобразованиями главных компонентов жизнеподдерживающих систем и даже полным разрушением последних, но и порождением новых неизвестных доселе процессов, враждебных современным биологическим сообществам. Чтобы противостоять этим тенденциям, необходимо понять, откуда исходит опасность, иметь ясное представление о степени зараженности экосистем, основанное на убедительных доказательствах вредности поступающих в них техногенных ингредиентов. Требуемую информацию в состоянии обеспечить экогеохимическое картирование и углубленное изучение процессов перераспределения вещества в современных системах экосферы. Только на этой основе следует разрабатывать систему мероприятий, ориентированных на предотвращение и элиминацию нежелательных изменений среды жизнеобитания и жизнеобеспечения, а также создавать эффективную систему мониторинга. Этим вопросам и посвящена настоящая монография.

На современном научном и аналитическом уровне рассмотрены актуальные проблемы геохимии окружающей среды. Показано, что среди наук, изучающих различные аспекты экологических проблем, геохимия занимает центральное место. Она играет роль фундамента, на котором могут далее изучаться различные вопросы загрязнения окружающей среды, проблемы ее сохранения, поскольку именно современный аппарат теоретической и прикладной геохимии позволяет выделять техногенные аномалии токсичных элементов и других загрязняющих веществ. Без знания основных путей их миграции, масштабов накопления в различных объектах окружающей обстановки невозможно решать многие вопросы нежелательных эколого-геохимических изменений. Без знания глобальных и локальных геохимических циклов химических элементов крайне трудно и едва ли возможно решать вопросы об источниках загрязнения. В арсенале геохимии исторически сложился широкий комплекс аналитических методов для выявления самых разнообразных загрязнений окружающей среды.

Дана оригинальная классификация химических элементов, проявляющих в соответствующих количествах биофильные, биофобные и индифферентные свойства в растениях и животных. Показано, что элементы жизни не связаны напрямую с кларками нахождения их в земной коре, и более того, H, C, O и N, играющие исключительную роль в составе организмов, принадлежат в основном атмо- и гидросфере. Подчеркнуто, что из элементов литосферы большую роль играет только часть распространенных и малых элементов, а главные ее составляющие Si и Al мало участвуют в сложении организменных тканей. Приведены свидетельства того, что угнетает жизнедеятельность не только дефицит или избыток ряда элемен-

тов, но и формы их нахождения. Вся эта информация в сумме составляет естественно-феноменологический фундамент экогеохимических систем. Кроме того, экогеохимия подробно рассмотрена как самостоятельный раздел геоэкологии вещества, а также ее соотношенность с такими областями знания, как геология и география. В этой связи обсуждены основные понятия, термины и аппарат, раскрывающие структуру и организацию экосистем, соотношения и взаимосвязи между составляющими их элементами как сложных самоорганизующихся систем. Здесь же показано полное смысловое тождество понятий обстановки и среды.

Значительное место в книге занимают разделы, посвященные теоретико-методологическому анализу сложных природных экосистем в увязке их с географическим и гипсографическим положением и климатом (природными физико-химическими условиями), а также рассмотрению формирующихся в них почвенных профилей и кор выветривания, классов обводненности и биопродуктивности. На географической основе оцениваются типы и скорости разрушения органики и включение ее в активные процессы преобразования минерального вещества и метаморфизации вод. На этой же основе рассматриваются процессы образования разных типов гидросистем, круговорота вещества и невосполнимые изъятия из него элементов на геохимических барьерах или с водными стоками. С учетом этого продемонстрирована связь природных экогеохимических обстановок с климатической зональностью, поясностью и секториальностью почво- и коробразующих процессов, в результате чего и формируется тот или иной хемотип почвенного покрова, элювия и гидросистемы. Именно хемотип является исходным элементом экогеохимической систематики природного ландшафта или экосистемы. Только на этой основе можно вести иерархическую типизацию экогеохимических обстановок, выявляя провинциальную и местную специфику среды, увязывая ее с природными и техногенными загрязнениями. Напрашивается вывод, что в областях максимального увлажнения, где отчетливо проявляется промывание почв и элювия водами, скорее, чем в засушливых районах, будет происходить необратимый вынос многих токсикантов, образующих хорошо растворимые соединения. Потенциальную угрозу здесь могут представлять участки проявления различных геохимических барьеров – метилорганических, восстановительных, сорбционных.

С использованием ландшафтного подхода обобщены накопленные геохимические и гидрогеохимические данные по всему региону, на основе которых осуществлено соответствующее районирование юго-востока Западной Сибири. Полученные значения региональных фоновых концентраций элементов в почвах и водах зоны интенсивного и дефицитного водообмена использованы для оценки степени аномальности концентраций элементов на отдельных участках. Сравнение последних с санитарными нормами позволило оценить экогидрогеохимическое состояние таких территорий.

На основе современных высокочувствительных прецизионных аналитических методов получены обширные данные о фоновом распределении элементов в системе порода–почва–вода (донные осадки)–растения и об уровне загрязнения тяжелыми металлами наиболее обжитой в Сибири территории.

В главных почвенно-климатических зонах выделены и изучены эталонные объекты, практически не подвергавшиеся антропогенному воздей-

ствию, объекты с минимальным подобным воздействием и площади со значительными нагрузками. Показана специфика распределения элементов в этих эталонных объектах.

Показана связь поведения химических элементов в системе порода–почва–вода с характеристиками физико-химических параметров, степенью гидронасыщения и интенсивностью химического преобразования почвообразующих пород. Именно эти процессы определяют экогеохимическую специфику основных природных ландшафтов.

Установлено, что донные отложения водоемов, в том числе бессточных, – чувствительные индикаторы уровня загрязнения территорий, поскольку они накапливают различные тяжелые металлы, естественные и техногенные радионуклиды, поступающие в разнообразных химических формах со значительных территорий. К тому же донные осадки длительное время сохраняют долгоживущие техногенные радионуклиды, которые образовались еще при ядерных испытаниях на Семипалатинском полигоне и в Китае.

На юге Западной Сибири в равнинных ландшафтах выделены площади с вышефооновыми, порою превышающими ПДК, содержаниями тяжелых металлов, которые дают моноэлементные и полиэлементные аномалии. По мере приближения к городам контрастность этих аномалий и искусственных радионуклидов возрастает. Наиболее значительной антропогенной экогеохимической нагрузке подвержены территории городов, а в их пределах окрестности крупных предприятий.

В заключительных главах даются методические рекомендации по экогеохимической экспертизе, мониторингу окружающей среды и устранению нежелательных факторов ее изменения. Показано, что именно геохимические исследования являются фундаментом и основой мониторинга природной Среды.

---

Алексеевко В. А. Геохимические методы поисков месторождений полезных ископаемых. М.: Высш. шк., 1989. 304 с.

Алексеевко В. А., Войткевич Г. В. Геохимические методы поисков месторождений полезных ископаемых. М.: Недра, 1979. 311 с.

Анализ радиоактивного загрязнения окружающей природной среды на территории Российской Федерации в 1994 г. (Справка Росгидромета) // Бюл. центра общественной информ. по атомной энергии. М.: ЦНИИАтоминформ, 1996. № 6. С. 25–28.

Аношин Г. Н., Маликова И. Н., Ковалев С. И. и др. Ртуть в окружающей среде юга Западной Сибири // Химия в интересах устойчивого развития. 1995. Т. 3, № 1–2. С. 69–113.

Баранов В. И., Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова Э. В. Особенности распределения стронция-90 в поверхностных горизонтах черноземных почв лугово-степной зоны // Проблемы геохимии. М.: Наука, 1965. С. 556–561.

Баранов Э. Н. Эндемические геохимические ореолы колчеданных месторождений. М.: Наука, 1987. 296 с.

Барьбье М. Введение в химическую экологию. М.: Мир, 1978. 229 с.

Белов Н. В. Геохимические аккумуляторы // Тр. Ин-та кристаллографии АН СССР. М.; Л.: Изд. АН СССР, 1952. Вып. 7. С. 73–80.

Беспамятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Л.: Химия, 1985. 528 с.

Беус А. А., Григорян С. В. Геохимические методы поисков и разведки месторождений твердых полезных ископаемых. М.: Недра, 1975. 280 с.

Биогеохимическая индикация окружающей среды / Ред. А. В. Лапо, Н. В. Никитин. Тез. докл. к Всесоюз. семинару, посвящ. 125-летию со дня рождения В. И. Вернадского. Л.: Наука, 1988. 68 с.

Бобров В. А., Гофман А. М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов: Метод. разраб. Новосибирск: ИГиГ СО АН СССР, 1971. 67 с.

Бондарев Л. Г. Ландшафты, металлы и человек. М.: Мысль, 1976. 72 с.

Бондаренко В. Н. Статистические решения некоторых задач геологии. М.: Недра, 1970. 248 с.

Брукс Р. Р. Биологические методы поисков полезных ископаемых. М.: Недра, 1986. 312 с.

Вернадский В. И. Очерки геохимии. М.: Наука, 1983. 422 с.

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: АН СССР, 1957. 238 с.

Виноградов А. П. Среднее содержание элементов в земной коре // Геохимия. 1962. № 7. С. 555–557.

Власова Т. В. Физическая география материков. М.: Просвещение, 1976. 464 с.

Воротников Б. А. и др. Результаты геохимических исследований на ртуть в бассейне проектируемого Катунского гидроузла // Материалы к общественно-науч. конф. 13–15 апр., 1990 г. Новосибирск: СО АН СССР, 1990. С. 55–57.

Временные методические указания по проведению геохимических поисков. Иркутск: Иркут. геол. упр., 1962. 55 с.

Гавершин А. И. Оценка и контроль качества геохимической информации. М.: Недра, 1980. 228 с.

- Гавшин В. М., Бобров В. А., Демина Р. Г. и др. Распределение урана, тория и калия в морских терригенных отложениях мезозоя Западно-Сибирской плиты // Геохимия рудных элементов в процессе выветривания, осадконакопления и катагенеза. Новосибирск: ИГиГ СО АН СССР, 1979. С. 128–160.
- Гавшин В. М., Сужорукоев Ф. В., Маликова И. Н. и др. Распределение радионуклидов на территории Алтайского края // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Т.1, кн.1. Барнаул, 1993. С. 34–72.
- Гаррелс Р. М., Крайст Ч. Л. Растворы, минералы, равновесия. М.: Мир, 1968. 386 с.
- Геологическая деятельность и история воды в земных недрах. Новосибирск: Наука, 1982. 240 с.
- Гидрогеохимия. Новосибирск: Наука, 1982. 287 с.
- Гуров В. Н., Керцман В. М. Рельеф как фактор возможного перемещения радионуклидов // Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере: Тез. докл. V конф. Пушино, 1991. С. 17.
- Добрецов Н. Л., Зуенко В. В., Шемякин М. В. Статистические методы в геологии. Новосибирск: Наука, 1974. 142 с.
- Дубасов Ю. В. и др. Хронология ядерных испытаний в атмосфере на Семипалатинском полигоне и их радиационная характеристика // Бюл. центра общественной информации по атомной энергии. М.: НИИАтоминформ. 1996. № 6. С. 39–46.
- Заммер К. Аккумулятор знаний по химии. М.: Мир, 1984. 296 с.
- Ильин В. Б. Биогеохимия и агрохимия микроэлементов (Mn, Cu, Mo, B) в южной части Западной Сибири. Новосибирск: Наука, 1973. 392 с.
- Ильин В. Б. Тяжелые металлы в почвах Западной Сибири // Почвоведение 1987. № 11. С. 87–94.
- Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва–растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.
- Инструкция по геохимическим методам поисков рудных месторождений. М.: Недра, 1983. 191 с.
- Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
- Катунь: экогеохимия ртути/ Росляков Н. А., Кусковский В. С., Нестеренко Г. В. и др. Новосибирск: ОИГиМ СО РАН, 1992. 180 с.
- Кекелия С. А., Надарейшвили Д. Г., Судов Б. А. Опыт количественной прогнозной геохимической оценки Болнисского рудного района на медь, свинец, цинк // Геохимические критерии прогнозной оценки оруденения. Новосибирск: Наука, 1990. С. 153–161.
- Кирюхин В. А., Никитина Н. Б., Судариков С. М. Гидрогеохимия складчатых областей. Л.: Недра, 1989. 254 с.
- Кист А. А. Феноменология биогеохимии и бионеорганической химии. Ташкент: ФАН, 1987. 236 с.
- Ковалевский А. Л. Биогеохимия растений. М.: Наука, 1991. 293 с.
- Ковальский В. В. Геохимическая экология: Очерки. М.: Наука, 1974. 298 с.
- Ковальский В. В. Геохимическая среда и жизнь // XXI чтения им. В. И. Вернадского. М.: Наука, 1982. 77 с.
- Концепция многоцелевого геохимического картирования территории СССР масштабов 1 : 1 000 000–1 : 200 000–1 : 50 000. М., 1991. 36 с.
- Кочуров Б. М. География экологических ситуаций // Природа. 1993. № 11. С. 44–49.
- Крайнов С. Р., Закруткин В. А. Геохимическая типизация загрязнения подземных вод // Сов. геол. 1991. № 11. С. 78–87.
- Крайнов С. Р., Швец В. М. Гидрогеохимия. М.: Недра, 1992. 463 с.
- Краткий справочник по геохимии / Войткевич Г. В., Мирошников А. Е., Поваренных А. С. и др. М.: Недра, 1970. 279 с.

*Критерии оценки экологической обстановки территории для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия.* Утв. министром ООС и ПР РФ В. И. Даниловым-Данильяном. М., 1992. 58 с.

*Кузин А. М.* Идеи радиационного гормезиса в атомном веке. М: Наука. 1995. 159 с.

*Лагутин А. А., Гончаров А. И., Гамаюмов К. В. и др.* Ретроспективная оценка эффективных доз внешнего облучения от локальных выпадений ядерных взрывов по величине осадка цезия-137 // Ядерные испытания. Окружающая среда. Здоровье населения. Барнаул, 1994. № 4. С. 41–59.

*Лебедев В. И.* О возможности поглощения солнечной энергии кристаллическим веществом земли // Изв. АН СССР. Сер. геол. 1954. № 4. С. 50–74.

*Лебединский М. Н.* Радиационная емкость ландшафта: содержательный анализ, понятия, терминология, перспективные направления исследований // География и природ. ресурсы. 1992. № 4. С. 22–28.

*Лоборев В. М., Шойхет Я. Н., Лагутин А. А. и др.* Радиационное воздействие Семипалатинского полигона на Алтайский край и проблемы качественной оценки этого воздействия // Вестн. науч. программы "Семипалатинский полигон – Алтай". 1994. № 1. С. 10–26.

*Лукашев К. И., Лукашев О. В.* Техногенез и геохимические изменения в окружающей среде. Минск: Наука и техника. 1986. 204 с.

*Людвиг В. М.* Механизм загрязнения природных вод влиянием отходов Новокузнецкого алюминиевого завода // Тез. докл. XIII совещ. по подземным водам Востока СССР. Иркутск; Томск, 1991. С. 199.

*Мальгин М. А.* Биогеохимия микроэлементов в Горном Алтае. Новосибирск: Наука, 1978. 272 с.

*Малога Д. П.* Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 264 с.

*Маханько К. П., Работнова Ф. А., Волокитин А. А.* Оценка загрязнения почвы цезием-137 на территории СССР в 1988 г. // Атом. энергия. 1990. Т. 68. С. 262–264.

*Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами.* М.: ИМГРЭ, 1982. 111 с.

*Медоуз Д. Х., Медоуз Д. Л., Рэндерс Й., Беренс III В. В.* Пределы роста. М.: Изд-во МГУ, 1991. 206 с.

*Мейсон Б.* Основы геохимии. М.: Недра, 1971. 312 с.

*Митропольский А. К.* Техника статистических вычислений. М.: Госиздат, 1961. 480 с.

*Мияки Я.* Основы геохимии. Л.: Недра, 1969. 328 с.

*Неклюкова Н. П.* Общее землеведение. М.: Просвещение, 1976. 391 с.

*IV Объединенный международный симпозиум по проблемам прикладной геохимии, посвящен. памяти акад. Л. В. Таусона.* 7–10 сент. 1994, Иркутск: Тез. докл. Иркутск, 1994. Т. 2. 190 с.

*Оллиер К.* Выветривание. М.: Недра, 1987. 348 с.

*Орлов Д. С.* Химия почв. М.: Изд-во МГУ, 1985. 376 с.

*Орлов Д. С., Малинина М. С., Мотузова Г. В. и др.* Химическое загрязнение почв и их охрана: Словарь-справочник. М.: Агропромиздат, 1991. 303 с.

*Осинцев С. Р.* Поведение ртути в рыхлых осадках р. Катунь и верхнего течения р. Оби // Ртуть в реках и водоемах: Тез. докл. Всесоюз. симпоз. - Новосибирск, 1990. С. 28.

*Папина Т. С., Темерев С. В., Третьякова, Е. И.* Сезонная изменчивость транспорта ртути в р. Катунь и ее притоках // Ртуть в реках и водоемах: Тез. докл. Всесоюз. симпоз. Новосибирск, 1990. С. 29.

*Пахомов В. Г., Попов Ю. П., Зубов Е. В. и др.* Радиоактивное техногенное загрязнение и проблема радона Юга Сибири // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы Междунар. конф., посвящен. 100-

летию открытия явления радиоактивности и 100-летию Томского политехн. ун-та. Томск, 1996. С. 212–215.

*Перельман А. И.* Геохимия ландшафта. М.: Высш. шк., 1966. 392 с.

*Перельман А. И.* Геохимия эпигенетических процессов. М.: Недра, 1968. 332 с.

*Перельман А. И.* Геохимия. М.: Высш. шк., 1979. 423 с.

*Перельман А. И., Борисенко Е. Н., Касимов Н. С. и др.* Геохимия ландшафтов рудных провинций. М.: Наука, 1982, 262 с.

*Плотников Н. И.* К вопросу захоронения вредных промышленных стоков в глубоких горизонтах земной коры // Вопросы формирования состава подземных вод. М.: Изд-во МГУ, 1968. С. 184–191.

*Покаржевский А. Д.* Геохимическая экология наземных животных. М.: Наука, 1985. 300 с.

*Почвенная карта* Новосибирской области. Масштаб 1 : 400 000 / Ред. Г. В. Романова, 1987. На 4-х листах. Новосибирск: Картогр. ф-ка ГУГК СССР, 1990.

*Почвенная карта* юго-восточной части Западной Сибири. Масштаб 1:2 500 000 / Под ред. Р. В. Ковалева. М.: ГУГК, 1977.

*Почвенно-географическое районирование* юго-восточной части Западной Сибири. Масштаб 1 : 2 500 000 / Отв. ред. Р. В. Ковалев. М.: ГУГК СССР, 1977.

*Почвы Горно-Алтайской автономной области.* Новосибирск: Наука, 1973. 352 с.

*Рассказов Н. М.* Гидрогеохимия рудных районов Юга Западной и Средней Сибири: Автореф. дис. ... на соиск. учен. степени д-ра геол.-мин. наук. Томск: ТПУ, 1993. 45 с.

*Рассказов Н. М., Шварцев С. Л., Трифонова Н. Л. и др.* Нелетучие органические вещества и микроорганизмы в подземных водах района Крапивинского водохранилища на р. Томь (Кузбасс) // Геология и геофизика 1995. № 4. С. 30–36.

*Росляков Н. А.* Зоны окисления сульфидных месторождений Западного Алтая. Новосибирск: Наука, 1970. 255 с.

*Росляков Н. А.* Геохимия золота в зоне гипергенеза. Новосибирск: Наука, 1981. 239 с.

*Росляков Н. А., Воротников Б. А., Калинин Ю. А. и др.* Результаты геохимических исследований на ртуть в бассейне проектируемого Катунского гидроузла // Катунский проект: проблемы экспертизы. Новосибирск, 1990. С. 55–57.

*Росляков Н. А., Калинин Ю. А., Гера А. В. и др.* Ртуть в коренных породах Катунского полигона // Катунь: экогеохимия ртути. Новосибирск: Изд. ОИГГиМ СО РАН, 1992. С. 6–77.

*Росляков Н. А., Кириллова О. В.* Ртутное загрязнение окружающей среды при добыче золота в России // Химия в интересах устойчивого развития. 1995. Т. 3, № 1-2. С. 43–55.

*Рослякова Н. В., Росляков Н. А.* Эндогенные ореолы месторождений золота. Новосибирск: Наука, 1975. 132 с.

*Савкин В. М., Жердева Т. В., Кукушкин В. П. и др.* Особенности гидрологического режима р. Катунь и ее притоков на участке проектируемых водохранилищ в период исследований транспорта ртути // Ртуть в реках и водоемах: Тез. докл. Всесоюз. симпоз. Новосибирск, 1990. С. 30–31.

*Саит Ю. Е., Ревич Б. А., Янина Е. П. и др.* Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

*Силантьев А. Н., Шкуратова И. Г.* Обнаружение промышленных загрязнений почвы и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. 136 с.

*Симонова В. И.* Атомно-абсорбционные методы определения элементов в породах и минералах. Новосибирск: Наука, 1986. 212 с.

*Соловов А. П.* Основы теории и практики металлометрических съемок. Алма-Ата: АН КазССР, 1959. 266 с.

*Справочное руководство* гидрогеолога. Л.: Гостоптехиздат, 1959. 836 с.

- Сухенко С. А. Транспорт ртути рекой Катунь // Ртуть в реках и водоемах: Тез. докл. Всесоюз. симпозиум. Новосибирск, 1990. С. 33.
- Сухоруков Ф. В., Маликова И. Н., Гавшин В. М. и др. Тяжелые металлы в целинных почвах и донных отложениях озер сибирских территорий с различной экологической напряженностью // IV Объедин. междунар. симпозиум по проблемам прикладной геохимии, посвящен. памяти акад. Л. В. Таусона, 7-10 сент. 1994 г.: Тез. докл. Иркутск, 1994. Т. 2. С. 97-98.
- Таусон В. Л., Гелетий В. Ф., Меньшиков В. И. Уровни содержания, характер распределения и формы нахождения ртути как индикаторы источников ртутного загрязнения природной среды // Химия в интересах устойчивого развития. 1995. Т. 3, № 1-2. С. 151-159.
- Требования к геолого-экологическим исследованиям и картографированию масштабов 1 : 1 000 000 – 1 : 500 000, 1 : 200 000 – 1 : 100 000, 1 : 50 000 – 1 : 25 000, 1 : 10 000 – 1 : 5000. М.: Мингео СССР, 1990.
- Трофимов Н. Н., Рычков А. И. Геохимические поля элементов широкого рассеяния и поиски глубокозалегающих рудных месторождений. М.: Недра, 1979. 172 с.
- Тютюнова Ф. И. Гидрогеохимия техногенеза. М.: Недра, 1987. 292 с.
- Ферман А. Е. Избранные труды. М.: АН СССР, 1953. Т. 2. 768 с.
- Флеров Г. Н., Берзина И. Г. Радиография минералов, горных пород и руд. М.: Атомиздат, 1979. 223 с.
- Химия в интересах устойчивого развития / Глав. ред. акад. В. А. Коптюг. Новосибирск, 1995. Т. 3, № 1-2. 173 с.
- Шарапов И. П. Применение математической статистики в геологии. М.: Недра, 1971. 248 с.
- Шварцев С. Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. М.: Недра, 1978. 287 с.
- Шварцев С. Л. Взаимодействие подземных вод с горными породами // Основы гидрогеологии. Гидрогеохимия. Новосибирск: Наука, 1982. С. 92-118.
- Шварцев С. Л. О соотношении составов подземных вод и горных пород // Геология и геофизика. 1992. № 8. С. 46-55.
- Шварцев С. Л., Рассказов Н. М., Кусковский В. С. и др. Гидрогеохимические условия района Крапивинского водохранилища на р. Томь (Кузбасс) // Геология и геофизика. 1993. № 8. С. 89-97.
- Шнейдерген Г. Рудные месторождения. М.: ИЛ, 1958. 502 с.
- Шубаев Л. П. Общее землеведение. М.: Высш. шк., 1977. 456 с.
- Щербаков Ю. Г. Периодическая система и космогеохимическое распределение элементов // Геология и геофизика. 1982. № 1. С. 74-84.
- Щербаков Ю. Г. Геохимические свойства и распределение элементов в породах // Геология и геофизика. 1995. Т. 36, № 2. С. 80-91.
- Эйхгорн Н. М. Неорганическая биогеохимия. М.: Мир, 1978. 448 с.
- Экологический словарь / Сост.: С. Делятицкий, И. Зайонц, Л. Чертков, В. Экзарьян. М.: Конкорд Лтд-Экопром, 1993. 208 с.
- Эмсли Дж. Элементы. М.: Мир, 1993. 256 с.
- Янин Е. П. Ртуть в окружающей среде промышленного города. М.: ИМГРЭ, 1992. 169 с.
- Berzelius J. J. Lehrbuch der Chemie. Bd. 1. Leipzig, 1847. 360 s.
- Biogeochemical province Endemia, Pekin // Scientia Sinica (Ser. B). 1991. V. XXIX, № 4. P. 392-397.
- Cannon W. B. The wisdom of the body. N.Y. 1932.
- Darnley A.G. The International Geochemical Mapping Project - a Contribution to Environment Studies // Chemistry the Environment a Proc. Reg. Symposium in Brisbane, 1989 - Commonwealth Sci. Council, Makhbough Hons, Nollis B. N., Chadha M. S. (Eds). London, UK, 1990. P. 35-58.
- Daten zur Umwelt. Berlin, 1990. 613 s.
- Goldschmidt X. M. Geochemistry. Oxford: The Clarendon Press, 1954. 730 s.

*Kirk B. N., Curtis L., Atkin R. W.* // *J. Biol. Chem.*, 1986. V. 260, № 9. P. 5342-5350.

*Kitagishi K., Yamane I.* *Heavy Metal Pollution in Soils of Japan.* Tokyo: Japan Sci. Press, 1981. 302 p.

*Kloke A.* Content of arsenik, cadmiumchromium, fluorine, lead, mercury and nickel in plants grow on contaminated soil, papers presented at United Nations-ECE Symp. on Effects of Air-borne Pollution on Vegetation, Warsaw, Aug. 20, 1979. 192 p.

*Linson S. N.* *Phytotoxicology Excessive Levels for Contaminants in Soil and Vegetation*, report of Ministry of the Environment, Ontario, Canada, 1978.

*Malikova I. N., Orlova S. A., Kovalev S. I. et al.* Heavy metals and Cs-137 inventories in soils of Baschkau and Chuya basins (Republic Altay) // XIIIth conference on clay mineralogy and petrology. Prague, 1994. 109-110 p.

*Nriagu I. O.* A global assesment of natural Sources of atmospheric trace metals // *Nature*, 1989. V. 338, № 6210. P. 47-49.

*Pedro G.* Distribution des principoux types d'alteration chimigne a la Surface du globe // *Precipitation d'une esquisse geographinque*, Resu. Geographie Phus. et geol/ Dinam., 1968. P. 457-470.

*Tornton J., Webb U. S.* Aspects of geochemistry and health in the United Kingdom, in *Origin and Distribution of the Elements. V.II.* / Ed. L. H. Ahrens. Pergamon Press, 1978. 791-805 p.

ВВЕДЕНИЕ.....	5
1. Естественно-феноменологический фундамент геохимии окружающей Среды.....	9
1.1. Современные проблемы геохимии окружающей Среды.....	–
1.2. Главнейшие особенности геохимии экосферы. Типы природных экосистем и специфика протекающих в них химических процессов.....	16
1.3. Основные черты поведения элементов в обстановках гипергенеза. Химическая денудация и геохимические барьеры.....	33
1.4. Биологическая роль химических элементов и соединений.....	45
1.5. Принципы экогеохимического картирования и районирования.....	55
1.5.1. Проблемы картирования.....	–
1.5.2. Цели и методология экогеохимического картирования.....	57
2. НАТУРНОЕ, АНАЛИТИЧЕСКОЕ И МЕТРОЛОГИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ЭКОГЕОХИМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ.....	63
2.1. Ландшафты региона.....	–
2.2. Объекты и методы исследований.....	67
2.2.1. Особенности опробования почв на долгоживущие радионуклиды Cs-137 и Sr-90.....	70
2.2.2. Выбор точек опробования при обследовании почв на радионуклиды в населенных пунктах.....	76
2.2.3. Отбор проб на другие компоненты – концентраторы радионуклидов.....	–
2.2.4. Экогидрогеохимические исследования.....	77
2.3. Аналитическое и метрологическое обеспечение экогеохимических исследований.....	–
2.4. Экспериментальные исследования.....	83
2.4.1. Оценка способов подготовки проб к анализу.....	–
2.4.2. Изучение форм нахождения микроэлементов и радионуклидов в почвах.....	85
2.4.3. Определение физико-химических параметров почв.....	86
3. ГЕОФОН ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И РАДИОНУКЛИДОВ В КОМПОНЕНТАХ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ РЕГИОНА.....	89
3.1. Расчет количественных характеристик геохимического фона.....	–
3.2. Основные тенденции фонового распределения микроэлементов и радиоактивных металлов в равнинных ландшафтах.....	93
3.2.1. Геофон микроэлементов в природных почвах равнинных ландшафтов.....	–
3.2.2. Особенности распределения радиоактивных элементов в почвах равнинных ландшафтов.....	107
3.2.3. Распределение металлов в почвенном профиле.....	112
3.3. Микроэлементы и радионуклиды в горных почвах.....	116

3.3.1. Микроэлементы в почвах горных районов.....	–
3.3.2. Уран, торий и калий в горных почвах.....	123
3.4. Тяжелые металлы в растениях.....	132
3.5. Фоновое распределение элементов в природных водах.....	137
3.5.1. Равнинные ландшафты.....	–
3.5.2. Средне- и низкогорные ландшафты.....	141
3.5.3. Особенности химического состава вод локальных территорий.....	142
3.5.3.1. Бассейн среднего течения р.Томь.....	–
3.5.3.2. Северо-западный Салаир.....	146
3.5.3.3. Бассейн среднего течения р. Катунь.....	148
<b>4. ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ЭКОГЕОХИМИЧЕСКИЕ НАГРУЗКИ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ.....</b>	<b>151</b>
4.1. Аномальные концентрации элементов в почвах природных ландшафтов.....	–
4.1.1. Аномалии микроэлементов.....	–
4.2. Остаточная зараженность почв искусственными радионуклидами от наземных ядерных испытаний.....	155
4.2.1. Cs-137 в равнинных почвах.....	156
4.2.2. Cs-137 и Sr-90 в почвах.....	159
4.3. Распределение токсичных и радиоактивных элементов в системе почва – почвообразующая порода агрогенных ландшафтов.....	164
4.3.1. Динамика токсичных микроэлементов при формировании почв агрогенных ландшафтов.....	165
4.3.2. Естественные радионуклиды почв агрогенных ландшафтов.....	171
4.4. Токсичные микроэлементы и радионуклиды в донных отложениях водоемов как показатель уровня экогеохимической нагрузки.....	172
4.4.1. Тяжелые металлы в донных отложениях р. Катунь и в верховьях р. Обь.....	–
4.4.2. Микроэлементы донных осадков бассейна р. Томь в зоне влияния крупных городов и проектируемого Крапивинского водохранилища.....	177
4.5. Микроэлементы и радионуклиды в донных отложениях бессточных и слабопроточных водоемов.....	183
4.6. Площади с аномальным составом природных вод.....	190
4.7. Экогеохимическое состояние городов Западной Сибири (на примере г. Новосибирска).....	193
<b>5. ТИПОВЫЕ ПРИРОДНЫЕ ЭКОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОБСТАНОВКИ И ПРОЦЕССЫ НА ЮГЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ.....</b>	<b>199</b>
5.1. Типизация природных экогеохимических обстановок.....	–
5.2. Современное состояние подвижности элементов в почвах и водах.....	218
<b>6. ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ.....</b>	<b>226</b>
6.1. Легенда экогеохимических карт и их макеты.....	–
6.2. Оптимальный масштаб опробования при эколого-геохимических экспертизах (на примере Катунского полигона).....	229
6.3. Гидрогеохимические системы.....	235
<b>ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....</b>	<b>238</b>
<b>СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....</b>	<b>241</b>

Темат. план вып. изд.  
СО РАН на 1996 г. (монографии)

Научное издание

*Николай Александрович Росляков, Виктор Прокопьевич Ковалев,  
Федор Васильевич Сухоруков и др.*

**ЭКОГЕОХИМИЯ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ**  
**тяжелые металлы и радионуклиды**

Научный редактор  
чл.-кор. РАН Глеб Владимирович Поляков

Утверждено к печати  
Институтом геологии СО РАН

Редактор А. В. Владимирова  
Художественный редактор О. М. Вараксина  
Художник Л. Н. Ким  
Технический редактор О. М. Вараксина  
Корректор Р. Н. Ильина  
Компьютерная верстка А. В. Владимирова

---

Подписано к печати 27.12.96.

Формат 70×100/16. Бумага тип. № 1. Гарнитура Journal. Офсетная печать.

Печ. л. 20.0. Уч.-изд. л. 18.9. Тираж 500 экз. Заказ № 178.

---

Новосибирск, 90, Университетский просп., 3.  
Научно-издательский центр ОИГГМ СО РАН