

**Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации
Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова
Географический факультет**

Н.С. Касимов

ЭКОГЕОХИМИЯ ЛАНДШАФТОВ

Москва, 2013

Министерство природных ресурсов и экологии
Российской Федерации

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова
Географический факультет

К 28 Экогеохимия ландшафтов / Н.С. Касимов. М.: ИП Филимонов М.В., 2013. – 208 с.

ISBN 978-5-905097-16-4

В книге рассматриваются основные разделы экогеохимии ландшафтов. Описаны общие особенности геохимии техногенеза: человек как геохимический фактор, техногенные источники загрязнения, техногенная миграция, техногенные процессы и техногенные системы, технофильность и другие показатели техногенеза, техногенные аномалии, техногенные барьеры. Рассмотрена геохимия горнопромышленных ландшафтов – в районах добычи углеводородного сырья – нефти, угля и газа, в районах добычи черных, цветных и урановых руд.

Геохимия городских ландшафтов является ключевой в методологическом плане, города – главный источник техногенного геохимического воздействия на окружающую среду как центры сосредоточения промышленности, транспорта и бытовых отходов. Рассматривается агротехногенное геохимическое воздействие на ландшафты, различные аспекты геохимического влияния техногенеза на аквальные ландшафты рек, водохранилищ и прибрежных районов, а также ландшафтно-геохимические последствия ракетно-космической деятельности.

Ministry of Natural Resources and Environment of the Russian Federation
Lomonosov Moscow State University
Faculty of Geography

Landscape Ecogeochemistry / N.S. Kasimov. M.: publisher Filimonov M.V., 2013. – 208 p.

The book deals with the main branches of the Landscape Ecogeochemistry. General features of the environmental geochemistry are described: humans as a geochemical factor, technogenic sources of pollution, technogenic migration, technogenic processes and technogenic systems, technophilia and other indicators of technogenesis, technogenic anomalies and technogenic barriers. Geochemistry of mining landscapes – in the areas of production of hydrocarbon raw materials, i.e. oil, coal and gas, and in the areas of extraction of ferrous, non-ferrous and uranium ores – is discussed.

Urban landscapes geochemistry is of principal importance from the methodological point of view – the cities are the main source of technogenic geochemical impact on the environment as centers of concentration of industry, transport and household wastes. The agrotechnogenic geochemical impact on landscapes, various aspects of the technogenic geochemical influence on aquatic landscapes (rivers, reservoirs and coastal areas) and landscape-geochemical effects of rocket and space operations are also considered in the book.

УДК 911
ББК 26.82

СОДЕРЖАНИЕ

Введение 5

Глава 1

ОБЩИЕ ОСОБЕННОСТИ ГЕОХИМИИ ТЕХНОГЕНЕЗА 10

- 1.1. Деятельность человека как геохимический фактор 10
 - 1.1.1. Ноосфера 10
 - 1.1.2. Эволюция техногенеза 11
 - 1.1.3. Загрязнение окружающей среды 12
- 1.2. Техногенная миграция 13
 - 1.2.1. Природно-техногенная миграция 13
 - 1.2.2. Техногенная миграция 13
- 1.3. Техногенные процессы 14
 - 1.3.1. Геохимическая классификация техногенных процессов 14
 - 1.3.2. Техногенные источники загрязнения 15
- 1.4. Технофильность и другие показатели техногенеза 18
 - 1.4.1. Технофильность в конце XX века 19
 - 1.4.2. Технофильность в начале XXI века 19
 - 1.4.3. Другие показатели техногенеза 22
- 1.5. Техногенные геохимические аномалии 22
 - 1.5.1. Виды техногенных аномалий 22
 - 1.5.2. Количественные показатели загрязнения 23
- 1.6. Техногенные зоны выщелачивания и геохимические барьеры 26
- 1.7. Техногенные и природно-техногенные системы 27

Глава 2

ГЕОХИМИЯ ГОРНОПРОМЫШЛЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ 32

- 2.1. Геохимическая систематика горнопромышленных ландшафтов 33
- 2.2. Горнопромышленные ландшафты нефтяных и угольных месторождений 35
 - 2.2.1. Нефтегазоносные бассейны 35
 - 2.2.2. Угленосные бассейны 41
- 2.3. Горнопромышленные ландшафты рудных месторождений 42
 - 2.3.1. ГПЛ железорудных районов 43
 - 2.3.2. ГПЛ районов месторождений цветных и редких металлов 46
 - 2.3.3. ГПЛ урановых рудников 53
 - 2.3.4. ГПЛ в районах добычи агрономических руд 58

Глава 3

ГЕОХИМИЯ ГОРОДСКИХ ЛАНДШАФТОВ 59

- 3.1. Эколого-геохимические оценки состояния городов 60
 - 3.1.1. Оценка природного геохимического фона окружающей территории 60

3.1.2. Ландшафтно-геохимический анализ состояния городов	61
3.2. Систематика городов и городских ландшафтов	107
3.2.1. Геохимические принципы эколого-географической систематики городов	108
3.2.2. Геохимическая систематика городских ландшафтов	114
3.3. Каскадные ландшафтно-геохимические системы городов	119
3.4. Геохимическая совместимость природных и техногенных факторов в городах	120

Глава 4

ГЕОХИМИЯ АГРОЛАНДШАФТОВ.....	125
4.1 Последствия химизации сельского хозяйства	125
4.1.1 Влияние минеральных удобрений на загрязнение агроландшафтов.....	127
4.1.2 Пестициды в агроландшафтах	139
4.2. Гидромелиорации	140
4.3. Распашка и эрозия почв.....	141
4.4. Обезлесение, опустынивание и деградация ландшафтов	143
4.5. Геохимическая систематика агроландшафтов	145

Глава 5

ТЕХНОГЕНЕЗ В АКВАЛЬНЫХ ЛАНДШАФТАХ.....	152
5.1. Техноседиментогенез.....	153
5.2. Аквальные ландшафты рек	156
5.2.1. Малые реки.....	156
5.2.2. Средние и крупные реки.....	159
5.3. Водохранилища	164
5.4. Дельты	167
5.5. Техногенные озера, пруды и хвостохранилища.....	172
5.6. Техногенные потоки в прибрежных ландшафтах	174

Глава 6

ЛАНДШАФТЫ, ЗАГРЯЗНЕННЫЕ РАКЕТНЫМ ТОПЛИВОМ.....	178
6.1. Физико-химические свойства и потенциальная опасность НДМГ	178
6.2. Ракетное топливо как источник загрязнения ландшафтов.....	181
6.3. Ландшафтно-геохимическая оценка районов падения ступеней ракет-носителей.....	183
6.4. Экспериментальное изучение воздействия НДМГ на ландшафты	185

Заключение	189
Литература.....	191
Preface (in English).....	200
Conclusion (in English).....	204
Contents (in English).....	206

ВВЕДЕНИЕ

В последней трети XX века в связи с ухудшением состояния окружающей среды все большее внимание ученых, а затем и лиц, принимающих политические и экономические решения, стали привлекать экологические проблемы. Важными вехами осознания важности экологических проблем, вызванных неконтролируемым экономическим развитием, стали Конференция ООН по окружающей среде и развитию «Наше общее будущее» (1987), где подчеркивалась необходимость перехода к устойчивому развитию, Конференция ООН по окружающей среде и развитию в г. Рио-де-Жанейро (1992), где была принята «Повестка дня на XXI век» – план действий по достижению экологически устойчивого развития и Конференция на высшем уровне (Всемирный саммит) по устойчивому развитию в г. Йоханнесбурге (2002), другие международные соглашения и национальные документы в области окружающей среды.

Все это способствовало становлению в рамках традиционных естественных, социальных и технических наук особого междисциплинарного цикла наук об окружающей среде (Environmental Sciences), где основное внимание фокусировалось на различных сторонах антропогенного воздействия на окружающую среду.

Так, в химии это привело к появлению целого комплекса научных направлений, объектом изучения которых являются химические процессы в окружающей среде, связанные с деятельностью человека, такие, как *Химия окружающей среды*, или *Экологическая химия* (Environmental Chemistry), возникло особое направление *Зеленая химия* (Green Chemistry), связанное с производством экологически чистых химических продуктов, *Экотоксикология*. Для химии окружающей среды в значительной степени характерен геосферный подход: ее основными разделами являются химия атмосферы, химия гидросферы и т.д.

В биологии биосферная концепция привела к возрастанию роли экологии как науки о взаимодействии организмов и окружающей среды. Ключевым понятием стали представления об «экосистеме» как единице структурной организации биосферы разной размерности. Из-за междисциплинарного характера экологической проблематики понятие «экология», особенно в России, в значительной мере утратило свое биоэкологическое содержание (организм – среда) и превратилось в еще достаточно рыхлый конгломерат научных направлений разных наук, занимающихся проблемой современных изменений всех геосфер Земли, а не только биосферы, под влиянием человека. Такое широкое понимание экологии как науки, с одной стороны, размывает ее научное содержание, но с другой – в большей степени соответствует сложившемуся в мире циклу наук об окружающей среде (не ecology, а environmental sciences).

В науках о Земле развитие учения о биосфере выразилось еще при жизни В.И. Вернадского в создании им, как он писал в 1935 г., новой большой отрасли геохимии – *биогеохимии* и разработке лежащих в ее основе представлений о важнейшей роли биогенной миграции химических элементов, осуществляю-

щейся в результате жизнедеятельности организмов. Время показало, что биогеохимия вышла за рамки своей материнской науки — геохимии, которая в значительной мере сохранила до сих пор свою геологическую направленность и стала базовой концептуальной основой многих научных направлений, исследующих химические, биогеохимические, геохимические изменения, протекающие в биосфере Земли (Schlesinger, Bernhardt, 2013).

В современном понимании биосфера является не столько средой жизни, и наряду с атмосферой, гидросферой и литосферой, отдельной геосферой Земли, а представляет собой глобальную биокосную систему, где в неразрывной связи существует инертное вещество в твердой, жидкой и газовой фазах, а с другой — разнообразные формы жизни и их метаболиты (Перельман, 1977; Добровольский, 2003 и др.). В настоящее время существенно изменилось представление о роли живого вещества в эволюции Земли. Участие жизни в геологических процессах на самой ранней стадии развития Земли (Проблемы..., 2008) все больше подтверждает мнение Вернадского о жизни как планетарном, геологическом, а учитывая появление и развитие человечества, геосферно-биосферном явлении.

В середине XX века развитие геохимии и биогеохимии, почвоведения и создание ландшафтоведения привели к появлению на стыке этих наук нового научного направления — *геохимии ландшафтов*, предметом которой является изучение миграции химических элементов в ландшафтах (Полынов, 1956; Перельман, 1975; Глазовская, 1964, 1988). На первых этапах своего становления развитие теории и методологии геохимии ландшафтов было связано с геохимическим изучением природных ландшафтов, а в прикладном плане — геохимическими поисками рудных месторождений (Глазовская и др., 1961; Геохимия ландшафтов..., 1983 и др.).

Благодаря трудам М.А. Глазовской, А.И. Перельмана, В.В. Добровольского геохимия ландшафтов стала одной из первых естественных наук, основной целью которой в дальнейшем явилось изучение техногенной геохимической трансформации ландшафтов. В собственно биогеохимии работы В.В. Ковальского (1973) и его учеников практически одновременно привели к становлению другого нового научного направления — *геохимической экологии*, акцентировавшей внимание на реакциях животных и растений на изменения геохимических условий среды и уровней содержания химических элементов в водах, породах и почвах. Как справедливо считает В.В. Ермаков (1993), геохимия ландшафтов и геохимическая экология взаимно дополняют друг друга, отражая два подхода (ландшафтно-геохимический и биогеохимический) к изучению экологических проблем.

Теория и практика геохимических поисков полезных ископаемых, расцвет которых пришелся на 60–80-е гг. XX века, послужили методологической базой для применения геохимических методов при исследованиях загрязнения окружающей среды и становления в недрах геохимии нового научного направления — *геохимии окружающей среды*, созданного в конце 70-х годов XX века в значительной мере широко известными в нашей стране трудами Ю.Е. Саета

и его последователей (Геохимия..., 1990). Основными объектами таких эколого-геохимических оценок (Environmental Impact Assessment) явились крупные промышленные города (Москва, Ереван и др.), а также средние и малые промышленные центры страны. За рубежом это направление получило название Environmental Geochemistry. В определенной степени оно представляет собой гибрид между геохимией и биогеохимией (Hannigan, 2007), но больше ориентировано на оценку геохимического влияния на окружающую среду горнодобывающей промышленности, а также на загрязнение почв, поверхностных и грунтовых вод (Concepts..., 2007; Rose, Shea, 2007 и др.).

В США, как и в работах Ю.Е. Саета, Б.А. Ревича, Е.П. Янина и др. (Геохимия..., 1990), эколого-геохимические исследования стали проводиться в рамках проблемы «Окружающая среда и здоровье». Для этого была создана специальная научная ассоциация Environmental Geochemistry and Health. Исследования по геохимии окружающей среды городов, будучи направленными на выявление техногенных геохимических аномалий, носили в основном инвентаризационно-оценочный характер (Kelly, Thornton, 1996).

Методология геохимии окружающей среды получила широкое распространение в нашей стране. На ее основе были выполнены эколого-геохимические оценки десятков городов и других источников антропогенного воздействия на среду во многих регионах. Е.П. Янин предложил называть это направление *экогеохимией* и рассмотрел основные теоретические и методологические принципы этого нового научного направления (1993, 1999). Теоретические основы экогеохимии рассматривались В.А. Алексеенко (2000).

Геохимия ландшафтов, будучи тесно связанной с другими науками об окружающей среде объектом (поверхность Земли) и методами (химические, геохимические) исследования, в целом имеет иные методологические принципы. Если первые больше исследуют химический состав геосфер Земли (атмосферы, литосферы, гидросферы, биосферы) и его глобальные изменения под воздействием человеческой деятельности, то методология геохимии ландшафта связана с сопряженным анализом техногенных потоков вещества в целостных ландшафтно-геохимических системах преимущественно локального и регионального уровней.

Ландшафтно-геохимический анализ состояния окружающей среды отдельных районов и источников воздействия в большей степени направлен не на инвентаризацию и оценку загрязнения, а на исследование миграции загрязняющих веществ в ландшафтах, роли природных факторов в трансформации техногенных потоков, метаболизма поллютантов в ландшафтах под влиянием зонально-провинциальных, региональных и локальных особенностей тех или иных территорий.

В 70-е годы в связи с появлением новой области ее практического применения — решением проблемы загрязнения окружающей среды — начался быстрый рост геохимии ландшафтов и становление важнейшего сейчас ее раздела — геохимии техногенных ландшафтов, или экогеохимии ландшафтов. Далее в книге мы будем использовать второе название этого направления.

Экогеохимия ландшафтов изучает распределение, миграцию, трансформацию и аккумуляцию загрязняющих веществ (тяжелых металлов, углеводородов и др.) в ландшафтах различных таксономических уровней — от регионального до локального. Важной ее составляющей является изучение ответных реакций биокосных ландшафтных систем на техногенное воздействие, выражающихся в трансформации их геохимической структуры и функционирования, что является ключевым индикатором изменения экологического состояния и устойчивости природных геосистем к техногенным воздействиям.

Становление и развитие теории и методологии экогеохимии ландшафтов началось еще в конце 60-х годов прошлого века с появления статей М.А. Глазовской (1968, 1972) о техногенезе, ландшафтно-геохимическом прогнозировании и технобиогеомах — специальных физико-географических районах, обладающих сходной ответной реакцией на поступление в окружающую среду органических и минеральных загрязнителей. В целостном виде этот подход был реализован в фундаментальных монографиях М.А. Глазовской и ее учеников (Техногенные потоки..., 1981; Добыча..., 1982; Ландшафтно-геохимические основы..., 1989; Пиковский, 1993; Экогеохимия..., 1995; Глазовская, 1997; Солнцева, 1998; Башкин, Касимов, 2004; Нефть..., 2008), а также учебных пособиях (Глазовская, 1988; Перельман, Касимов, 1999 и др.).

В книге рассматриваются основные разделы экогеохимии ландшафтов. В первой главе описаны общие особенности геохимии техногенеза: человек как геохимический фактор, техногенные источники загрязнения, техногенная миграция, техногенные процессы и техногенные системы, технофильность и другие показатели техногенеза, техногенные аномалии, техногенные барьеры. Вторая глава посвящена геохимии горнопромышленных ландшафтов — в районах добычи углеводородного сырья — нефти, угля и газа, в районах добычи черных, цветных и урановых руд.

Третья глава — геохимия городских ландшафтов является ключевой в методологическом плане, так как в ней рассматривается главный источник техногенного геохимического воздействия на окружающую среду — города как центры сосредоточения промышленности, транспорта и бытовых отходов. На примере изучения городских ландшафтов приводятся методические подходы эколого-геохимического анализа техногенных источников воздействия на окружающую среду.

В четвертой главе дается краткий анализ агротехногенного геохимического воздействия на ландшафты. Пятая глава посвящена различным аспектам геохимического влияния техногенеза на аквальные ландшафты рек, водохранилищ и прибрежных районов. В шестой главе рассматриваются ландшафтно-геохимические последствия ракетно-космической деятельности.

Посвященная экогеохимии ландшафтов, книга требует знаний об общей и региональной (природной) геохимии ландшафтов, которые приводятся в работах (Перельман, Касимов, 1999; Добровольский, 2003; Глазовская, 2002). Кроме научного обобщения, книга представляет собой учебное пособие по курсам «Геохимия ландшафта», «Геохимия окружающей среды» и «Геохимия природ-

ных и техногенных ландшафтов», читаемым на географическом факультете МГУ имени М.В. Ломоносова и в других университетах страны.

Автор глубоко признателен проф. М.И. Герасимовой за критические замечания, Д.В. Власову, Е.В. Достоваловой, О.Н. Олениной, И.В. Тимофееву и Н.В. Шартовой за помощь в подготовке рукописи к изданию.

Я посвящаю эту книгу профессору Марии Альфредовне Глазовской — основателю геохимии и экогеохимии ландшафтов в нашей стране.

Н.С. Касимов

Глава 1

ОБЩИЕ ОСОБЕННОСТИ ГЕОХИМИИ ТЕХНОГЕНЕЗА

Техногенная миграция — наиболее сложный вид миграции, важность геохимического изучения которой отмечали В.И. Вернадский и А.Е. Ферсман в начале XX столетия. Однако огромное практическое значение подобного подхода выявилось только во второй половине века, когда резко возросло влияние техногенеза на природную среду. Осуществляя техногенную миграцию, человечество еще плохо знает ее законы, новые явления, которые возникли на нашей планете.

1.1. Деятельность человека как геохимический фактор

Еще в 30-х годах А.Е. Ферсман анализировал техногенез с общих методологических позиций геохимии, выяснял, как зависит использование элементов от их положения в Периодической системе, размеров атомов и ионов, кларков.

1.1.1. Ноосфера

Часть планеты, охваченная техногенезом, представляет собой особую систему — *ноосферу*. В.И. Вернадский писал в 1944 г.: «Ноосфера есть новое геохимическое явление на нашей планете. В ней впервые человек становится крупнейшей геологической силой. Он может и должен перестраивать своим трудом и мыслью область своей жизни, перестраивать коренным образом по сравнению с тем, что было раньше. Перед нами открываются все более и более широкие творческие возможности». Изучение геохимии ноосферы и техногенеза составляет теоретическую основу рационального использования природных ресурсов, охраны природы и борьбы с ухудшением качества окружающей среды. Многие теоретические проблемы техногенеза на базе геохимии ландшафтов разработаны М.А. Глазовской (1988).

В ноосфере происходит грандиозная миграция атомов. Ежегодно перемещаются миллиарды тонн угля, нефти, руд и стройматериалов. В течение немногих лет в результате эксплуатации рассеиваются месторождения полезных ископаемых, накопленные природой за миллионы лет. Эколого-геохимическая классификация веществ, участвующих в техногенезе, представлена на рис. 1.1.

С продукцией промышленности и сельского хозяйства атомы мигрируют на огромные расстояния. С экспортом и импортом зерна в мире ежегодно перемещаются миллионы тонн К, сотни тысяч тонн Р и N, что лишь в 10–100 раз меньше ионного стока рек в океан. Вывоз N, Р и К с зерновой продукции только с территории степной зоны России и Казахстана соответствует ионному стоку этих элементов в Каспийское море (Глазовский, 1982). Масштабы многих процессов техногенеза превышают природные: ежегодно из недр извлекается больше металлов, чем выносятся с речным стоком: Рb — почти в 70 раз, Сг,

Сu и Р — в 20–30, Fe, Mn — в 10, Zn — в 5, Al — в 3 раза, а при сжигании угля поступают в окружающую среду больше, чем со стоком: V — в 400 раз, Mo — в 35, С — в 20 раз.

1.1.2. Эволюция техногенеза

В первобытном обществе эффект воздействия человека на природу был незначительным, но уже в государствах античного мира коренным образом изменившим ландшафт долин Нила (Египет), Амударьи (Хорезм), Тигра и Евфрата (Шумер, Вавилон), Хуанхе (Китай), Греции, антропогенные воздействия стали важным геохимическим фактором (выплавка металлов, сведение лесов, отходы). Поэтому считается, что около 8000 лет назад начался этап геологической истории, иногда называемый технозойским, или *техногеом*.

В XX в. техногенез стал главным геохимическим фактором на поверхности Земли. Ежегодно добывается более 100 млрд т минерального сырья и каустобиолитов, горные и строительные работы перемещают не менее 1 км³ горных пород, что соизмеримо с денудационной работой рек. В.А. Ковда (1985) подчеркивал, что «диспергирование и эолизация вещества суши» ведут к

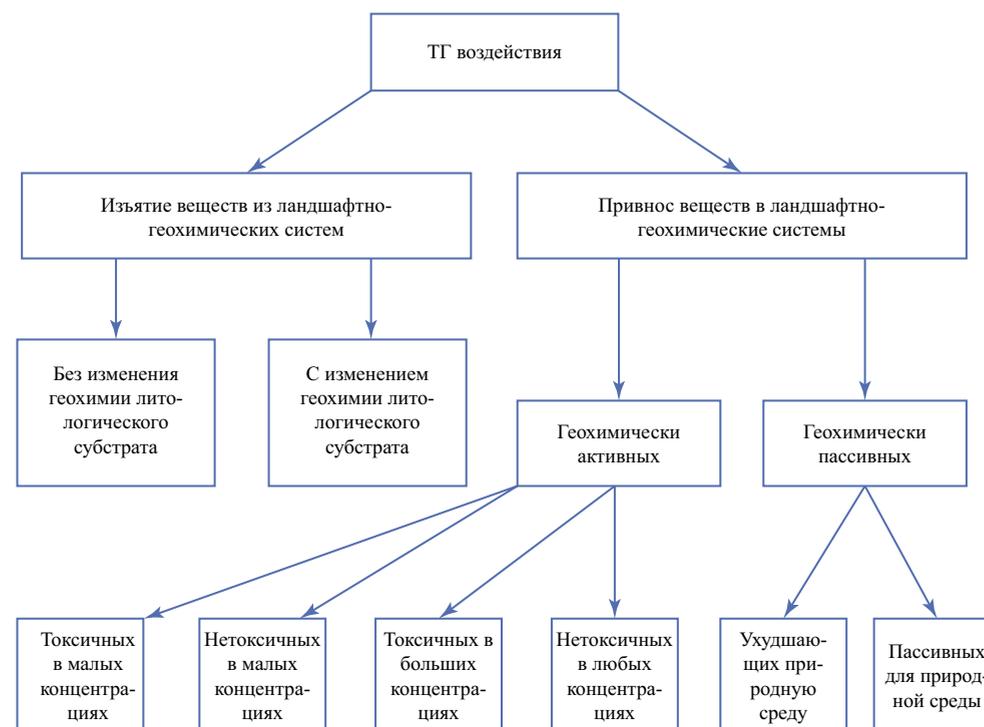


Рис. 1.1. Классификация техногенных воздействий (Солнцева, 1982)

возрастанию геохимической роли поверхностной энергии, сорбции. Мощность производства удваивается каждые 10–15 лет. Поэтому существенное отличие ноосферы от биосферы – огромное ускорение геохимических процессов.

1.1.3. Загрязнение окружающей среды

Это важное и нежелательное следствие техногенеза. Ярким примером служат кислотные дожди, связанные с работой серно-кислотных, суперфосфатных, медеплавильных заводов, котельных ГРЭС, ТЭЦ, бытовых топок, которые выбрасывают в воздух много SO_2 . Последний, окисляясь и растворяясь в атмосферных осадках, дает серную кислоту. Кислотные дожди увеличивают число легочных заболеваний, осложняют земледелие, разрушают памятники архитектуры. Приносимый ветрами SO_2 из Англии и ФРГ в Скандинавию привел к вымиранию лососей (рыба исчезла в тех водоемах, pH которых понизился до 4). В канадской провинции Онтарио из-за кислотных дождей, поступающих из США, стали безжизненными более 150 озер. В среднем около 30% SO_4^{2-} атмосферных осадков имеет техногенное происхождение, достигая в умеренной зоне Северного полушария 50%. В мире сейчас существует два «старых» (Западная и Центральная Европа, восток США) и три «новых» (Китай, Индия, восток Бразилии) мощных макрорегиональных центров выбросов серы, азота и других загрязнителей в атмосферу (рис. 1.2). Кислотные дожди характерны и для отдельных регионов России.

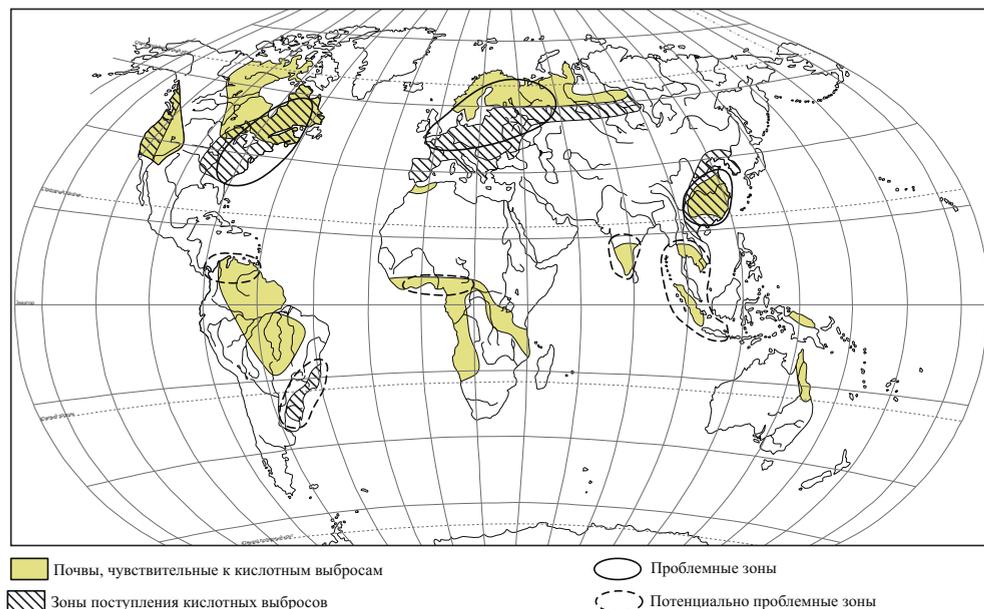


Рис. 1.2. Мировые выпадения серы

В промышленных городах и сельскохозяйственных районах увеличиваются содержания тяжелых металлов, органических веществ, пестицидов и других загрязнителей в компонентах ландшафта – воздухе, водах, почвах, растениях, донных отложениях. Следуя закону Вернадского о ведущей геохимической роли живого вещества, М.А. Глазовская (1988) предложила считать незагрязненными такие биокосные системы, в которых колебания концентрации и баланс форм нахождения техногенных веществ не нарушают газовые, концентрационные и окислительно-восстановительные функции живого вещества, не вызывают нарушения биогеохимических пищевых цепей, уменьшения количества и ухудшения качества биологической продукции, не сокращают ее генетическое разнообразие. Нарушение названных условий означает техногенную трансформацию или разрушение природной системы.

1.2. Техногенная миграция

1.2.1. Природно-техногенная миграция

Как и в биосфере, в природно-техногенных ландшафтах протекает биологический круговорот (БИК), элементы мигрируют в водах и атмосфере. Это позволяет устанавливать ряды миграции, определять типоморфные элементы, рассчитывать коэффициенты биологического поглощения. Такие понятия, как «биомасса», «ежегодная продукция», «дефицитные и избыточные элементы», приложимы и к природно-техногенным ландшафтам. В результате орошения пустынь, осушения болот, строительства гидростанций, использования подземных вод в ноосфере изменяется и круговорот воды. Дефицит пресной воды становится одной из наиболее актуальных проблем. Затрачивая энергию на опреснение морской воды, очистку водопроводной воды, уменьшение ее жесткости и т.д., человечество выступает в роли антиэнтропийного фактора. По сравнению с биосферой для ноосферы характерно еще более грандиозное рассеяние элементов, которые концентрировались природой на протяжении геологической истории. В течение немногих десятилетий отрабатываются крупнейшие месторождения Fe, Cu, Pb, Zn. При техногенной миграции элементы мигрируют с природными потоками на тысячи километров, перемещаясь различными видами транспорта через океаны и континенты.

1.2.2. Техногенная миграция

В ноосфере протекают и химические реакции, находящиеся в резком противоречии с природными условиями. Характерное для ноосферы металлическое состояние Fe, Al, Cu, Zn и других металлов не соответствует физико-химическим условиям земной коры. Человек уменьшает энтропию и тратит много энергии, чтобы получить и содержать металлы в свободном состоянии. Во все большем количестве производятся не существовавшие

ранее химические соединения, обладающие неизвестными у природных материалов свойствами (искусственные полимеры, пластмассы). Новым является производство атомной энергии, получение радиоактивных изотопов. Многие химические элементы в техногенных ландшафтах ведут себя иначе, чем в природных условиях, за счет изменения и усложнения форм миграции, образования комплексных соединений с органическими загрязнителями, метилирования и др. В природных и техногенных ландшафтах практически не изучена геохимия большинства созданных человеком искусственных органических соединений. Изучение их миграции и концентрации в окружающей среде составляет основу геохимии техногенных ландшафтов. Наконец, чужды биосфере экспорт-импорт и другие виды миграции, подчиняющиеся социальным законам. Для характеристики подобных процессов недостаточно старых понятий и методов, необходимы новый понятийный аппарат и новые подходы к исследованиям.

1.3. Техногенные процессы

1.3.1. Геохимическая классификация техногенных процессов

Техногенные процессы систематизируются по режимам (постоянные, периодические, катастрофические), модулям нагрузки на среду, объемам выбросов, источникам загрязнения, химическому составу выбросов, стоков и т.д. В геохимическом плане особенно важно различать техногенные и природно-техногенные процессы и учитывать их соотношение. Примером такого подхода является классификация техногенеза, связанная с добычей и переработкой полезных ископаемых, учитывающая типы ответных реакций природных систем на техногенное воздействие (рис. 1.3).



Рис. 1.3. Схема техногенных и природно-техногенных геохимических процессов при добыче и переработке полезных ископаемых (Солнцева, 1982)

1.3.2. Техногенные источники загрязнения

Ежегодно в мире создаются десятки миллиардов тонн промышленных, сельскохозяйственных и бытовых отходов, количество мусора возрастает на 2–3%. Среди источников загрязнения выделяются промышленные узлы и города. Геохимия городской среды наряду с природными условиями определяется количеством, расположением, мощностью техногенных источников и качественным составом загрязняющих веществ. Наиболее опасная экологическая ситуация складывается в крупных промышленных центрах, где происходит кумулятивное воздействие на природную среду и человека различных производств, транспорта, муниципальных и других отходов. Главными источниками загрязнения являются неутрализованные промышленные и коммунально-бытовые отходы, содержащие токсичные химические элементы. Особенностью городов является наложение полей загрязнения различных производств и видов хозяйственной деятельности и формирование полиэлементных техногенных геохимических аномалий в воздухе, снежном, почвенном и растительном покрове, поверхностных и грунтовых водах.

Техногенные отходы подразделяются на *жидкие и твердые* (преднамеренно собираемые и депонируемые), *стоки* (поступающие в окружающую среду в виде жидких потоков, содержащих растворенные вещества и твердые взвешенные частицы) и *выбросы* (рассеяние в атмосфере загрязняющих веществ в твердой, жидкой и газообразной формах). При мониторинге техногенные отходы делятся на *организованные* — поступающие в окружающую среду через специальные устройства (трубы, факелы, очистные сооружения, шлакоотстойники, отвалы), поддающиеся контролю, и *неорганизованные* (утечки и выбросы загрязняющих веществ в системах трубопроводов, канализации, при авариях, перевозке отходов и т.д.), постоянный контроль которых затруднен. Геохимический анализ источников загрязнения содержится в специальных работах (Геохимия..., 1990; Орлов с соавт., 2002).

Промышленные отходы. В крупных промышленных городах с выбросами и стоками в окружающую среду ежегодно поступают сотни тысяч и даже миллионы тонн загрязняющих веществ. Особую опасность представляют отходы с высокими концентрациями токсичных химических элементов и их соединений, иногда в сотни и тысячи раз превышающими их средние содержания в биосфере.

Автотранспорт и теплоэнергетика по объему поллютантов занимают одно из первых мест и поставляют в атмосферу продукты сгорания угля, нефти, газа и их производных — мазута, бензина и др. Основными поллютантами являются оксиды углерода и азота, сернистый ангидрид, пыль, нефтепродукты, токсичные микроэлементы. Для автотранспорта это — Pb, Cd, Hg, Zn и др., в теплоэнергетике — В, Ве, Мо, As, а также полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) — 3,4-бенз(а)пирен, 1,12-бенз(ghi)перилен и другие, обладающие канцерогенными свойствами. Техногенные аномалии ПАУ обра-

зуются вокруг промышленных предприятий, нефтяных промыслов, угольных шахт, автодорог. С электротехнической промышленностью связано загрязнение среды полихлорированными бифенилами (ПХБ).

Металлургия и металлообработка. Особенно высокие концентрации тяжелых металлов содержатся в выбросах и осадках очистных сооружений гальванических производств, где концентрации Cd, Bi, Sn и Ag в тысячи, а Pb, Cu, Cr, Zn и Ni – в сотни раз больше кларков литосферы. Высокие кларки концентрации имеют выбросы предприятий по переработке цветных металлов, машиностроительные и металлообрабатывающие заводы, инструментальные цехи, пыли которых отличаются самой широкой ассоциацией загрязнителей (W, Sb, Cd, Hg – тысячи КК; Pb, Bi, Zn, Cu, Ag, Zn и As – сотни и десятки КК). Отдельные производства имеют специфические загрязнители (сварка и выплавка спессплавов – Mn; переработка лома цветных металлов – As; металлообработка – V; производство никелевого концентрата – Ni, Cr, Co; алюминия – Al, Be, F, ПАУ). В осадках очистных сооружений гальванических производств Москвы содержится 1,5% Cr, 1,0% Cu, 0,9% Zn, 0,6% Sn, 0,3% Ni (Геохимия..., 1990). В пылевых выбросах металлургических заводов тяжелые металлы находятся преимущественно в форме оксидов (табл. 1.1).

Таблица 1.1

Фазовый состав соединений тяжелых металлов в пыли, взятой с очистных фильтров свинцового завода (по В.С. Горбатову, с дополнениями)

Содержание тяжелых металлов	Zn		Pb		Cd	
	мг/г	%	мг/г	%	мг/г	%
Общее	232	100	335	100	21,6	100
В том числе в составе:						
оксидов	200	86,2	295	88,0	15,4	71,3
сульфидов	18	7,8	29	8,7	0,4	1,8
водорастворимой фракции	3	1,3	0	0	5,8	26,9
остатка	11	4,7	11	3,3	0	0
Кларки литосферы	90	-	16	-	0,5	-

Нефтеперерабатывающая и химическая промышленность поставляют в окружающую среду главным образом газообразные соединения – оксиды азота, углерода, диоксид серы, углеводороды, сероводород, хлористые и фтористые соединения, фенолы и др., содержания которых иногда в десятки и сотни раз превышают предельно допустимые концентрации (ПДК) в атмосфере. Некоторые химические производства кроме газов выбрасывают в среду многие микроэлементы: коксохимия – Hg ($n \cdot 1000$ КК); производство лакокрасочных изделий – Hg, Cd ($n \cdot 1000$ – $n \cdot 10000$ КК); синтетического каучука – Cr ($n \cdot 100$ КК). С заводами по производству фосфорных удобрений связаны высокие уровни загрязнения P, Sr, F, редкими землями; азотных удобрений – соединений N.

Целлюлозно-бумажные комбинаты требуют много воды и расположены на берегах крупных водоемов (Байкал и др.), куда со стоками могут поступать

сероводород, фенолы и другие органические загрязнители, представляющие серьезную экологическую опасность для водоемов.

Строительная индустрия. В целом ее отходы отличаются меньшими концентрациями химических элементов. Среди предприятий со значительной техногенной нагрузкой на среду выделяются цементная промышленность, производство огнеупорного кирпича и теплоизоляционных изделий, в пылях которых содержание Sb, Pb, Ag, иногда Hf и Hg достигает сотен КК.

Ядохимикаты применяются в сельском хозяйстве, лесной промышленности и других отраслях хозяйства. Некоторые из них представляют большую опасность, например, ныне запрещенный ДДТ, который был обнаружен даже в кишечнике пингвинов Антарктиды. Чрезвычайно опасен диоксин (полихлорированное полициклическое соединение), широко применявшийся в качестве гербицида в ряде стран, а также во время войны во Вьетнаме (диоксин входит в состав печально знаменитого «оранж эйджент»).

Коммунально-бытовые отходы (бытовой мусор, канализационные осадки, илы городских очистных сооружений) по степени концентрации и комплексу химических элементов-загрязнителей не уступают промышленным отходам. Особенно высоки концентрации химических элементов в выбросах мусоросжигательных заводов, являющихся вторичными источниками загрязнения в городах. Концентрация Ag, Pb, Cd, Sn в пыли с электрофильтров одного из таких заводов составила более 100 КК; Pb, Zn, Sb, Cr – от 100 до 500 КК (Геохимия..., 1990).

Свалки также являются вторичными источниками загрязнения. На некоторых из них за многие годы накопилось много разнообразных бытовых, а иногда и промышленных отходов. Грунты свалок и высачивающийся из толщ отходов фильтрат содержат в десятки и сотни раз больше по сравнению с фоновыми почвами Zn, Cu, Sn, Ag, Pb, Cr и других элементов. Развевание свалок и просачивание стоков ведет к загрязнению окружающих почв, поверхностных и подземных вод. Нередко свалки расположены в черте городов и создают для них опасность, особенно в результате спонтанного возгорания.

Осадки сточных вод городской канализации накапливаются на полях аэрации на окраине городов и обычно используются как удобрения. Однако обогащенность этих осадков многими токсичными металлами (в среднем Ag – 1000 КК, Cd – 300 КК, Bi, Zn, Cu, Cr и др. – десятки КК) требует большой осторожности при их применении в сельском хозяйстве.

В целом относительно кларков литосферы первое место по степени аномальности занимают выбросы предприятий (в пыли особенно сильно концентрируются W, Sb, Pb, Cd, Ni), немного меньше или сопоставима с ними нагрузка от отходов, третье место в ряду аномальности занимают стоки. Но по абсолютной массе твердые отходы опережают выбросы.

Большое число и неравномерность размещения техногенных источников в сочетании с природными условиями создают сложную картину геохимических полей и аномальных зон на территории промышленных городов. Идентификация техногенных источников в крупном городе гораздо сложнее, чем отдельно

стоящих узкоспециализированных предприятий в малых городах и поселках. Для различных городов характерна своя геохимическая специализация источников загрязнения. Инвентаризация техногенных источников – одна из важнейших задач эколого-геохимической оценки любых территорий.

1.4. Технофильность и другие показатели техногенеза

По мере развития человеческого общества в техногенез вовлекается все большее число химических элементов. В древности использовались лишь 18 элементов, в XVIII в. – 28, в XIX в. – 62, в 1915 г. – 71, в настоящее время – все известные на Земле элементы и, кроме того, неизвестные в природных условиях нептуний, плутоний и другие трансураны, а также радиоактивные изотопы известных элементов (^{90}Sr , ^{131}I и др.).

Еще А.Е. Ферсман (1955) и затем А.И. Перельман (1975) обратили внимание на связь интенсивности использования химических элементов нашей цивилизацией с их средними содержаниями в литосфере – кларками. Элементы могли иметь близкие химические свойства, например, Si и Ge, но кларк Si – 29,5%, а Ge – $1,4 \cdot 10^{-4}\%$, поэтому их ценность для хозяйства, экономическая значимость, масштаб добычи и технологии получения были резко различны. Если бы Ge имел такой же высокий кларк, то он так же широко применялся, как и Si, то есть шел на изготовление кирпича, бетона, цемента. Исключительная роль Fe в истории цивилизации связана не только с его свойствами, но и большим кларком.

Масштабы ежегодной добычи химических элементов из недр составляют миллиарды тонн для С (уголь, нефть, природный газ, графит, алмазы, известняк), сотни миллионов тонн для Fe и десятки тонн для ультрамикроразнообразия – Ti, Pt, Th, In и др. Для понимания основных тенденций интенсивности извлечения из недр и использования химических элементов при техногенезе А.И. Перельман (1975) предложил понятие *технофильность* (Т) – отношение ежегодной добычи или производства элемента в тоннах к его кларку в литосфере (в %). Этот показатель не имеет физического смысла (измеряясь в т/%), но может использоваться в качестве информационного коэффициента, отражающего ту или иную степень регулирующей роли кларка в различные этапы технологического развития общества. Одни элементы человечество извлекает из руд пропорционально среднему содержанию в земной коре (Cd, Hg, U, Mo, Ti, Zr), для многих других такая зависимость отсутствует. Огромная контрастность (от $n \cdot 10^4$ до $n \cdot 10^{11}$) и динамичность (высокая вариабельность объемов добычи) технофильности различных элементов позволяют использовать ее в качестве одного из общих показателей техногенеза.

Существуют разные оценки кларков элементов в земной коре (Ярошевский, 2006; Wedepohl, 1995). Если использовать кларки К.Н. Wedepohl, то технофильность многих элементов будет несколько отличаться от технофильности, рассчитанной по кларкам А.П. Виноградова (1962). Так,

кларки Mn, Yb, Cr, Lu, Ni, Cu и In, по Виноградову, в 2–5 раз больше, а S, I, Cl, N, Hf, Bi, C – в 2–16 раз больше, то есть технофильность этих элементов будет соответственно в 2–5 раз меньше и в 2–16 раз больше, чем при расчете кларков по К.Н. Wedepohl.

1.4.1. Технофильность в конце XX века

А.Е. Ферсман показал, что добыча основных металлов за XIX век возросла примерно в 100 раз. За это время резко увеличилось использование Al, Cu, Mo, W, K – примерно в 200–1000 раз; Fe, C, Mn, Ni – в 50–60 раз; Zn, Pb, Na+Cl, S, P, Au – в 15–40 раз; Ag, Sn, U, Co, Hg – до 10 раз. «Особый рост добычи в последние годы обнаруживают металлы, связанные с металлургией железа (Fe, Mn, Mo, W, Cr, Ni), элементы электротехники и воздухоплавания (Al, Cu, редкие металлы) и сельского хозяйства (N, P, K)», – писал Ферсман в 1934 г.

Технофильность в середине 1960-х годов. А.И. Перельман рассчитал технофильность для середины 60-х годов (1975). Максимальна технофильность С за счет колоссальной концентрации в горючих ископаемых (уголь, торф, нефть, природный газ), а также в алмазах, графите и известняке, на фоне относительно низкого содержания в литосфере ($2,3 \cdot 10^{-2}\%$). Высокую технофильность имели некоторые тяжелые металлы (Pb, Cu, Cd, Hg, Bi), Fe и Ca, элементы солей (Na, Cl и S), а среди редких элементов – Te и Ru. Низкая технофильность была характерна для мало используемых тогда большинства редких элементов (Th, Ga, Y, In, Tl, Hg, Ge, Be, Nb, Li, Rb, TR), V и Sn. По сравнению с 1930-ми годами резко возросла технофильность U в связи с его использованием в атомной энергетике, Mg – в основном за счет производства титано-магниевого сплава, а также некоторых других элементов.

Технофильность в конце 1980-х годов. За следующие 20 лет технофильность элементов росла медленнее, чем в первой половине XX века. Расчеты, выполненные в конце века с использованием данных Дж. Эмсли (1993) о ежегодной добыче элементов, показали, что среди наибольших «технофилов» за счет увеличения добычи нефти и природного газа продолжала расти, но не так сильно, как прежде, технофильность С. Выявилась новая тенденция увеличения технофильности Cl, Si, J, B, P (фосфорные удобрения); продолжилось увеличение технофильности Mg (магнезит, доломит, сплавы). Среди металлов слабо увеличилась технофильность Fe и Cu. Развитие космической техники, электроники, теплоэнергетики в 5–10 раз увеличили технофильность редких металлов – Th, In, Hf, Nb, Zr, Be, Yb, Ge. В то же время у большинства тяжелых металлов она практически не росла (Перельман, Касимов, 1999).

1.4.2. Технофильность в начале XXI века

Новейшие данные о добыче элементов в 2000-х годах позволили оценить современные тенденции изменения технофильности (рис. 1.4). Практически

не изменилась Т главных технофилов 80-х годов – С, Cl и S, а также Au, U, Ge и K. Примечательно, что в начале века продолжилось «ожелезнение» планеты, установленное еще в конце 1960-х годов М.А. Глазовской (1968) – увеличилась технофильность Fe и, по-видимому, вслед за ней за счет роста загрязнения в развивающихся странах возобновился рост технофильности многих поллютантов – тяжелых металлов: Bi, Ag, Sn, Cu, Zn, Cr, Ni, Co, а также Sb, Mo As. Однако наметившийся перевод автотранспорта на экологически чистые виды топлива не позволил вырасти технофильности Pb. Таким образом, в последнее время подтвердилась тенденция не просто к «ожелезнению», а к более масштабному явлению – «металлизации» поверхности нашей планеты.

Использование азотных удобрений и производство биотоплива привело к увеличению технофильности N. Из редких элементов слабый рост Т отмечен у Nb, редких земель и Ga.

Однако самая яркая тенденция первого десятилетия XXI в. – более чем пятикратное увеличение технофильности ультрамикроразнообразия – Pt, Pd, стоимость которых росла на мировых рынках, а также Re, In, V, Y, среди макроэлементов – Mg (использование в автомобилестроении), что предсказывали Ферсман и Перельман, а также Si (производство строительных материалов, кремний-органических соединений, широкое применение в вычислительной технике и электронике и др.). Произошло сильное сокращение технофильности самых опасных поллютантов (Hg) или отсутствие роста технофильности (Cd), что соответствует общей тенденции уменьшения использования этих токсичных металлов в промышленном производстве.

Таким образом, технофильность различных элементов изменялась в течение последних 50 лет разными темпами. В последние 20 лет увеличивалась технофильность Y, V, In, Pd, Pt, Re, Mo, Bi, Sb, Cu, Zn. У многих элементов быстрые темпы роста Т пришлись на период «грязной модернизации» 1960–1970-х гг., однако имеются и такие элементы, у которых технофильность росла на протяжении всего полувека: Fe, Ti, Sr, Li, Al, Cr, Ni, Co, Nb, TR, Ga, B, I (Касимов, Власов, 2012).

Предсказания Ферсмана об изменении Т в XX в. в общем оказались верны, но не состоялся быстрый рост производства Mn, а также снижение уровня добычи отдельных элементов (например, Hg). В XXI в. наиболее вероятен рост технофильности Al, Be, Ga, Ge, In, K, Li, Mg, Nb, Si, Sr, Ta, Ti, Tl, TR, V и Y и снижение технофильности B, Bi, C, Cl и N.

Модификации технофильности (условная, удельная, региональная и др.) и дифференциация этих показателей для стран мира рассматриваются в (Касимов, Власов, 2013).

Дальнейшее прекращение увеличения технофильности химических элементов является неперенным условием сохранения биосферы. В дальнейшем человечеству придется активно замедлять рост технофильности и уменьшать Т наиболее экологически опасных элементов (Hg, Cd и других тяжелых металлов).

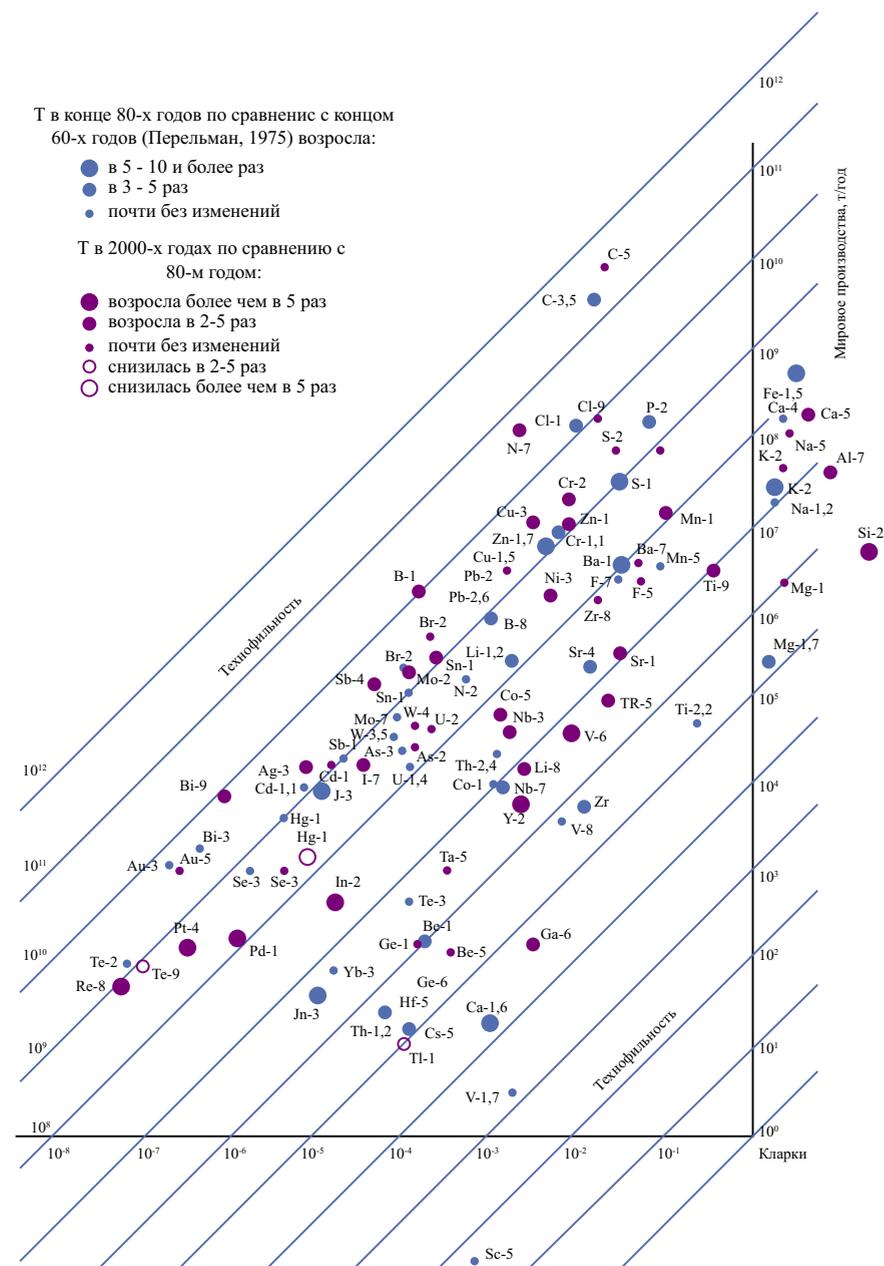


Рис. 1.4. Изменение технофильности с 1960-х по 2000-е гг. (Касимов, Власов, 2012 а). Положение пунсона – уровень технофильности в 2008 г.; размер – величина изменения Т элемента с 1960-х по 2000-е гг.; цвет – с 1980-х по 2000-е гг. Цифра – множитель уровня Т. Данные о добыче элементов (Наумов, 2008; Key World., 2010; Mineral Commodity., 2010)

1.4.3. Другие показатели техногенеза

Для оценки интенсивности техногенного воздействия, кроме технофильности, используется ряд других показателей (Глазовская, 1988; Глазовский, 1982; Аржанова, Елпатьевский, 1990; Учватов, 2004; Сорокина с соавт., 2012):

Деструкционная активность элементов техногенеза (Д) — отношение технофильности элемента (с учетом содержания его в углях) к его биофильности (на суше). Она характеризует степень опасности элементов для живых организмов. Для $D_{Hg} = n \cdot 10^4 - n \cdot 10^5$, Cd и F — $n \cdot 10^3$, Sb, As, U, Pb — $n \cdot 10^2$, Se, Be, Sn — $n \cdot 10$, для многих других элементов $D < 1$.

Техногенное геохимическое давление — количество элемента, выводимое ежегодно из техногенного потока в природный.

Модуль техногенного геохимического давления — отношение его к единице площади, измеряемого в т/км². Например, модуль Р в Дальневосточном районе составляет 7,7·10–3т/км², в Молдавии, где широко применяются фосфорные удобрения, — 0,82·10⁻¹т/км². Модуль К колеблется от 8,2·10⁻³ в Западной Сибири до 2,1 т/км² в южных районах России, то есть изменяется в 250 раз. В бассейнах Черного, Азовского и Балтийского морей техногенное давление К и S превышает речной сток этих элементов, на реках других бассейнов отношение обратное, но во всех случаях масштабы техногенного давления и речного стока сопоставимы. Для всей поверхности суши наиболее велики модули техногенного давления Na, Cl, Ca, Fe (0,5–1,0), наименьшие — у Li, Ag, W, Au, Hg, Tl (10⁻⁵–10⁻⁷).

Коэффициент техногенной трансформации — соотношение поступления элемента в техногенный и природный ландшафты.

Показатель пылевой нагрузки — соотношение количества пыли в техногенном и природном ландшафтах.

Модуль аэрального поступления — поступление веществ с атмосферными осадками и пылью.

1.5. Техногенные геохимические аномалии

1.5.1. Виды техногенных аномалий

Выявление техногенных аномалий является одной из важнейших эколого-геохимических задач при оценке состояния окружающей среды. Эти *аномалии* образуются в компонентах ландшафта в результате поступления различных веществ от техногенных источников и представляют собой некоторый объем, в пределах которого значения аномальных концентраций элементов (C_a) больше фоновых значений (C_f). Сильные аномалии, контрастность которых составляет десятки и сотни единиц геохимического фона, выявляются и интерпретируются сравнительно просто. Для оценки слабых аномалий используются статистические критерии (правило «трех стандартов» и др.). Техногенные аномалии искусственных веществ (пестицидов и др.) выделяются в основном по санитарно-гигиеническому, а не геохимическому критерию.

Техногенные ореолы рассеяния — это техногенные аномалии, имеющие четкую пространственную и генетическую связь с конкретным источником загрязнения. Они фиксируются главным образом в депонирующих средах — почвах, растениях, снежном покрове. *Техногенные потоки рассеяния* формируются в транзитных средах — воздухе, водах, донных отложениях.

По распространенности выделяются следующие техногенные аномалии:

- *глобальные* — охватывают весь земной шар (повышенное содержание CO₂ в атмосфере, накопление искусственных радионуклидов после ядерных взрывов);
- *региональные* — формируются в отдельных частях континентов, природных зонах и областях в результате применения ядохимикатов, минеральных удобрений, подкисления атмосферных осадков выбросами соединений серы и др.;
- *локальные* — образуются в атмосфере, почвах, водах, растениях вокруг местных техногенных источников: заводов, рудников и т.д.

Сравнительно локальные источники загрязнения, сливаясь, могут привести к образованию техногенных аномалий регионального масштаба (крупные промышленные города, их агломерации).

По влиянию на окружающую среду техногенные аномалии делятся на три типа. *Полезные* аномалии улучшают состояние окружающей среды. Это известкованные кислые почвы, добавки NaJ и KJ к поваренной соли в районах развития эндемического зоба, фторированная питьевая вода, микроудобрения, подкормка домашних животных Со. *Вредные* аномалии ухудшают состояние природной среды в результате появления повышенных концентраций токсичных веществ, отрицательно влияющих на живые организмы. Большинство техногенных аномалий относятся к этому типу. *Нейтральные* аномалии не оказывают влияния на качество окружающей среды (золото в банках, железо в городах и др.).

По среде образования техногенные аномалии делятся на *литохимические* (в почвах, породах, строениях), *гидрогеохимические* (в водах), *атмогеохимические* (в атмосфере, снеге), *биогеохимические* (в организмах). Последние подразделяются на фито-, зоо- и антропогеохимические аномалии.

Как правило, техногенные аномалии образуются в нескольких компонентах ландшафта. По длительности действия источника загрязнения они делятся на: *кратковременные* (аварийные выбросы), *средневременные* (с прекращением воздействия — разработка месторождений полезных ископаемых), *долговременные стационарные* (аномалии вокруг заводов, в городах и агроландшафтах).

1.5.2. Количественные показатели загрязнения

Понятие аномальности тесно связано с представлениями о геохимическом фоне. При оценке техногенных аномалий фоновые территории выбираются вдали от локальных техногенных источников загрязняющих веществ, как правило, более чем в 30–50 км. *Коэффициент техногенной концентрации или*

аномальности (K_c) представляет собой отношение содержания элемента в рассматриваемом аномальном объекте (C_i) к его фоновому содержанию (C_b) в компонентах ландшафта и служит одним из критериев аномальности:

$$K_c = \frac{C_i}{C_b}$$

Техногенные аномалии обычно имеют полиэлементный состав, поэтому для их оценки Ю.Е. Сагет предложил рассчитывать суммарный показатель загрязнения (Z_c), который характеризует степень загрязнения территории ассоциаций элементов относительно фона:

$$Z_c = \sum K_c - (n-1),$$

где K_c – коэффициенты техногенной концентрации больше 1,5, n – число элементов с $K_c > 1,5$. Суммарные показатели загрязнения рассчитываются для различных компонентов ландшафта – почв, снега, растений, донных отложений. Другие коэффициенты, используемые при ландшафтно-геохимических оценках качества среды, рассматриваются в работах И.А. Авессаломовой (1987), Ю.Е. Сагет с соавт. (Геохимия..., 1990) и др.

Предельно допустимые концентрации (ПДК) – гигиенические нормативы загрязнения, разработанные для оценки воздействия количества поллютантов, поступающих в организмы. Это максимальное содержание вредного вещества в природном объекте или продукции (воде, воздухе, почве, пище) за определенный период, еще не влияющее на здоровье человека или другие организмы. ПДК устанавливают экспериментально для отдельных химических элементов и соединений.

Сильная дифференциация условий миграции и природного фона тяжелых металлов затрудняет разработку жестких критериев предельных уровней их содержания в ландшафтах. Н.Г. Зырин и А.И. Обухов показали, что основными факторами, влияющими на ПДК тяжелых металлов в почвах, являются их кислотно-щелочные свойства и содержание гумуса, определяющие сорбционные свойства и устойчивость почв к загрязнению этими элементами. Для Cd и Pb зависимость между рН почв и предлагаемыми значениями ПДК почти линейная, то есть в кислых и щелочных почвах их ПДК могут отличаться на порядок. Поэтому единые ПДК использовать нецелесообразно, их необходимо устанавливать для отдельных крупных почвенно-геохимических регионов со сходными щелочно-кислотными и окислительно-восстановительными условиями, обладающими близким уровнем устойчивости к загрязняющим веществам. Такая шкала нормирования для лесных почв приведена в табл. 1.2. Средние уровни содержания элементов соответствуют наиболее часто встречающимся околочларковым значениям или немного меньше их. Поэтому при отсутствии детальных исследований фоновой ландшафтно-геохимической структуры территории в качестве ориентировочного показателя можно использовать кларки элементов в литосфере.

Таблица 1.2

Шкала экологического нормирования тяжелых металлов для почв со слабкокислой и кислой реакцией (Обухов с соавт., 1980)

Градации	Содержание, мг/кг					
	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Hg
Уровень содержания						
Очень низкий	<5	<0,05	<15	<5	<10	<0,05
Низкий	5-10	0,05-0,10	15-30	5-15	10-20	0,05-0,10
Средний	10-35	0,10-0,25	30-70	15-50	20-50	0,10-0,25
Повышенный	35-70	0,25-0,50	70-100	50-80	50-70	0,25-0,50
Высокий	70-100	0,50-1,00	100-150	80-100	70-100	0,50-1,00
Очень высокий	100-150	1-2	150-200	100-150	100-150	1-2
Уровень загрязнения						
Низкий (ПДК)	100-150	1-2	150-200	100-150	100-150	1-2
Средний	150-500	2-5	200-500	150-250	150-300	2-5
Высокий	500-1000	5-10	500-1000	250-500	300-600	5-10
Очень высокий	>1000	>10	>1000	>500	>600	>10

Таблица 1.3

Шкала оценки азрогенных очагов загрязнения (Геохимия..., 1990)

Уровень загрязнения	Состояние атмосферного воздуха	Показатели загрязнения снежного и почвенного покрова
I. Средний, умеренно опасный	Превышение ПДК отдельных загрязняющих веществ (пыль, оксиды углерода и азота, сернистый ангидрид); содержание тяжелых металлов выше фона	Средний уровень загрязнения по Z_c : почв 16-32, снега – 64-128. Повышенная запыленность снежного покрова (среднесуточная нагрузка 250-450 кг/км ²). Содержание Pb в почве более 100 мг/кг (5-7 кларков)
II. Высокий, опасный	Превышение ПДК комплекса загрязняющих веществ (пыль, оксиды углерода и азота, сернистый ангидрид); содержание отдельных металлов I класса опасности выше ПДК	Высокий уровень загрязнения почв (Z_c 32-128) и снежного покрова (Z_c 128-256). В составе аномалий присутствуют химические элементы I класса опасности (Pb, Hg, Cd) с $K_c > 10$. Содержание Pb в почве более 250 мг/кг (15-20 КК). Среднесуточное выпадение пыли 450-800 кг/км ²
III. Очень высокий, чрезвычайно опасный	Превышение ПДК (иногда многократное) комплекса загрязняющих веществ, в том числе ряда тяжелых металлов	Очень высокий уровень загрязнения почв ($Z_c > 128$) и снега ($Z_c > 256$). Содержание Pb в почве > 400 мг/кг (25 и более КК) и Hg > 2,1 мг/кг. Среднесуточная нагрузка пыли > 800 кг/км ²

Классы опасности загрязняющих веществ. По опасности для организмов вещества делятся на классы: I класс (высоко опасные) – As, Cd, Hg, Se, Pb, F, Zn, бенз(а)пирен, ракетное топливо – несимметричный диметилгидразин; II класс (умеренно опасные) – B, Co, Ni, Mo, Cu, Sb, Cr; III класс (мало опасные) – Ba, V, W, Mn, Sr и др. Комплексный и куммулятивный характер действия

загрязняющих веществ на живые организмы, полиэлементность техногенных геохимических аномалий требуют разработки интегральных синтетических показателей оценки качества среды.

В практике эколого-геохимических исследований используются ориентировочные оценки опасности загрязнения в аномальных зонах (табл. 1.3). Для каждого уровня характерны специфические виды заболеваемости населения, особенно детей: I уровень – увеличение общей заболеваемости; II уровень – увеличение частоты хронических заболеваний органов дыхания, функциональных отклонений (количества лейкоцитов и др.); III уровень – увеличение нарушений репродуктивных функций, иммунной системы и другие отдаленные последствия.

1.6. Техногенные зоны выщелачивания и геохимические барьеры

Техногенные зоны выщелачивания образуются при добыче металлов (U, Mo, Pb, Zn, Mn) из руд, отвалов, хвостохранилищ методом подземного выщелачивания. С помощью закачивания в скважины воды извлекают каменную и калийную соли, другие легкорастворимые компоненты. Доказана эффективность микробиологического выщелачивания Cu, Au, Mo. Техногенные зоны выщелачивания образуются также при промывках засоленных почв, орошении лёссовых грунтов, других техногенных процессах. Известны зоны сернокислого, кислого и прочего техногенного выщелачивания.

Зоны выщелачивания возникают в результате направленного технологического воздействия на почвы и горные породы (выщелачивание из руд) или за счет косвенного, иногда отдаленного по времени и месту техногенеза. Такие зоны выщелачивания достигают региональных масштабов. Типичным примером является усиленная мобилизация тяжелых металлов из почв, увеличение интенсивности их миграции в подчиненные ландшафты (долины, водоемы) в результате действия кислых дождей, связанных с выбросами соединений серы и азота в Европе, Северной Америке и Юго-Восточной Азии, где во многих индустриальных районах выпадают дожди с $pH < 3,5$. По данным ЮНЕП, за последние 20 лет на северо-востоке США и в Скандинавии произошло снижение pH лесных почв на единицу – в среднем от 4,5–5,5 до 3,5–4,5. Нейтральные и щелочные почвы обладают значительной буферностью к кислотным выпадениям и столь заметного понижения pH в них не наблюдается.

Техногенные геохимические барьеры – это участки, где происходит резкое уменьшение интенсивности техногенной миграции и, как следствие, концентрирование элементов. Как и в природных ландшафтах, здесь образуются аномалии **D1**, **E3**, **A6** и др. (см. форзац в конце книги). Искусственные барьеры создаются на пути движения техногенных потоков для локализации загрязнения. Например, известковые валы (барьер **D2-D3**) служат для осаждения металлов из кислых рудничных вод или содержащихся в водах ядохимикатов. Другой формой щелочного барьера является известкование кислых почв, препятствующее выносу

многих катионогенных металлов и элементов питания, подвижных в кислой среде. Искусственные сорбционные барьеры в районе Чернобыля сооружались для предотвращения радиоактивного загрязнения гидросети.

Вещества техногенного происхождения могут осаждаться практически на всех видах геохимических барьеров, известных в природе. Важная проблема – выявление геохимических барьеров, на которых происходит концентрация искусственных веществ (пестицидов, синтетических органических соединений и др.).

Техногенные барьеры могут быть полезными, нейтральными и вредными. Полезные формируются, например, при закачивании промышленных стоков в водоносные горизонты, при инъекционном закреплении (цементации) грунтов, в результате которого рыхлая масса превращается в твердый монолит, во многих других процессах. Примером вредного барьера служит вторичное засоление почв в орошаемых районах, когда на образовавшихся при этом испарительных барьерах (**F3-F4**) накапливаются соли и элементы, поступающие с дренажными водами. На техногенных барьерах возможно техногенное минерало- и рудообразование.

Полезное и вредное действие барьеров относительно. То, что полезно для одного компонента ландшафта, например, создание барьеров на пути миграции загрязняющих веществ в водоемы (сохранение качества вод и условий жизни водных организмов), может быть вредно для загрязняющихся почв и почвенной фауны на участках барьеров.

1.7. Техногенные и природно-техногенные системы

В результате индустриализации, урбанизации и интенсификации сельского хозяйства возникают особые природно-техногенные процессы и ландшафты, где природные и техногенные явления тесно переплетены (рис. 1.5). Иерархия уровней организации образует ряд от техногенных почв, илов, кор выветривания, водоносных горизонтов до техногенных ландшафтов и еще более крупных систем – стран, океанов и всей ноосферы.

В природно-техногенных системах важную роль играет БИК, они сочетают в себе признаки техногенных и природных систем, которые находятся в них в разных соотношениях. Это агроландшафты, парки и рекреационные зоны городов, мелиорируемые земли, аквальные ландшафты.

В техногенных системах БИК практически полностью изменен. Здесь сформировались искусственные тела – отвалы, хвостохранилища, асфальтированные поверхности городов и дорог и т.д., геохимические особенности которых определяются их специфическим химическим составом и искусственным рельефом. Техногенные свойства полностью или явно преобладают над природными.

Техногенные (антропогенные) почвы. Примерами природно-техногенных почв, которых не было в биосфере, служат осушенные торфяники и поливные почвы оазисов. Чаще природный тип почв сохраняется и происходит только их окультуривание с помощью различных агротехнических и агрохимических



Рис. 1.5. Соотношение природных, природно-техногенных и техногенных процессов, миграции, ландшафтов (по Н.С. Касимову)

приемов. Для улучшения свойств почв в них также добавляются местные горные породы, отходы горнодобывающей и перерабатывающей промышленности, каменные и другие угли, торф, металлургические шлаки, фосфоритонесные пески, пемзы, туфы. В результате неумелого окультуривания происходит ухудшение почв – их эрозия, засоление, заболачивание.

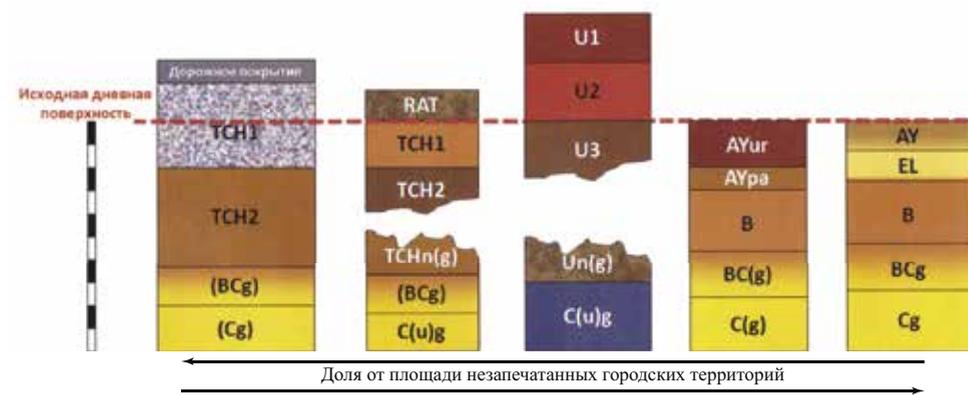
По степени изменения выделяются четыре группы почв: природные; техногенно-природные; природно-техногенные; техноземы. Примерами полностью техногенных почв – техноземов – служат искусственные почвогрунты, грунтосмеси на территории промышленных предприятий, карьеров, шахт и т.п., нередко содержащие высокие концентрации токсичных элементов. Остальные группы отражают большую (природно-техногенные) или меньшую (техногенно-природные) степень преобразования исходных почв техногенными процессами (Геннадиев с соавт., 1992).

На территории любого города распространены следующие почвенные образования (Герасимова с соавт., 2003):

- естественные почвы с урбаногенными признаками;
- *эмбриоземы* – молодые слаборазвитые почвы с профилем АС;
- *естественные поверхностно-преобразованные почвы* – *урбо-почвы*, прошедшие сложную природно-антропогенную эволюцию и в разной степени нарушенные урбопедогенезом;

- почвы глубоко преобразованные в результате длительного механического и(или) химического воздействия поселений, в том числе погребенные – *урбаноземы*;
- искусственно созданные, сконструированные из насыпных или намывных грунтов почвоподобные тела – *техноземы*.

На открытых поверхностях города залегают непочвенные образования – насыпные, перемешанные, намывные, техногенные и природные *грунты* – *реплантоземы*, *рекреаземы*. На заасфальтированных территориях под асфальтобетоном или другим дорожным покрытием формируется особая группа тел – «*экрanoземы*» и «запечатанные» почвы и грунты (рис. 1.6).



Сохранение свойств исходных почв					
Расположение	Запечатанные территории (дорог, площадей)	Жилые кварталы, промышленные зоны	Исторический центр города	Почвы парков и лесопарков	Почвы фоновых территорий
Типы почв*	Экраноземы, запечатанные грунты	Реплантоземы, рекреаземы	Урбаноземы	Урбопочвы, постагропочвы, технопочвы	Естественные почвы (дерново-подзолистые, ржавоземы и т. д.)
Примечания	Представляют собой не почву, а новое антропо-природное образование. Экологические функции существенно изменены	Рукотворные почвоподобные тела возрастом в десятки лет. Основа - насыпные грунтовые слои	Результат длительного воздействия поселений (культурные слои)	Культивируемые, или измененных «догородским» воздействием почвы; почвы троп и мест стихийного отхода горожан	Сохраняются «остатками» на территории лесопарков или пригородных лесов

* использована классификация городских почв, разработанная под руководством М. Н. Строгановой, Т.В. Прокофьевой, А.В. Раппопорта

Рис. 1.6. Схематическое строение профилей автоморфных городских почв (Попутников, 2011)

Систематика и геохимия техногенно-измененных почв находятся в стадии становления. А.Н. Геннадиев с соавт. (1992) в качестве критериев систематики предлагают следующие характеристики:

– тип техногенного воздействия на почву (механогенно-трансформированные почвы; гидрогенно-трансформированные – орошаемые, осушаемые; техно-химизированные – агро-, индустриально-, коммунально-; экранированные – асфальтом, камнем и др.);

– текущий техногенно-обусловленный процесс (почвы с изменяющимися окислительно-восстановительными и щелочно-кислотными свойствами – подкисляющиеся, ощелачивающиеся, заболачивающиеся; дегумифицирующиеся, гудронизирующиеся; зафосфачивающиеся, нуклидирующиеся, рассоляющиеся; эродирующиеся, оглинивающиеся и др.);

– характер строения новообразованного почвенного профиля и остаточные признаки исходной почвы (сернокислый солончак на скальпированном подзоле, засоленная темно-каштановая).

Техногенно-измененные почвы выделяются в современной классификации почв России (Классификация..., 2002).

Техногенные илы. Техногенный седиментогенез. Техногенные потоки, поступающие в результате антропогенного воздействия с окружающей территории в водоемы, несут значительное количество твердых и растворенных веществ, осаждающихся в виде техногенных илов различного состава и происхождения. В урбанизированных, горнопромышленных и сельскохозяйственных районах возникает особый вид осадкообразования – техногенный седиментогенез, не свойственный биосфере. От природного осадкообразования он отличается высокими скоростями накопления осадочного материала, техногенным минералообразованием, формированием специфической среды миграции химических элементов и техногенных геохимических барьеров, аномально высокими содержаниями многих химических элементов, изменением их фазового состояния, накоплением в илах неизвестных в биосфере синтетических веществ. Геохимия техногенных донных отложений изучалась В.В. Батояном, А.Д. Хованским, Е.П. Яниным, Дж. Мур и С. Рамамурти, V. Förstner, W. Salomons и др. Как особый вид осадкообразования техногенный седиментогенез детально изучен А.Ю. Опекуновым (2005, 2012). Более подробно эти явления рассматриваются в гл. 5.

Техногенные коры выветривания наиболее изучены на рудниках, вскрывающих сульфидные месторождения, где кислород проникает к сульфидным рудам и значительно ускоряет их окисление (или вызывает его заново). В результате рН вод местами понижается до 1–2, формируется искусственная зона окисления – техногенная сернокислая кора выветривания, изучение которой имеет большое практическое значение.

Техногенные водоносные горизонты. Техногенный гидрогенез. Водоносные горизонты подземных и, особенно, грунтовых вод в районах промышленного и интенсивного сельскохозяйственного освоения находятся под мощным

техногенным прессом. Загрязнение почв, донных отложений, сброс сточных вод в водоемы приводят к изменению химического состава подземных и грунтовых вод, их загрязнению. Нередко эти процессы имеют региональное распространение, что создает угрозу питьевому водоснабжению, особенно промышленных регионов.

Характерно изменение состава подземных вод и вмещающих пород (техногенный эпигенез). Шахтные и рудничные воды часто имеют кислую реакцию, сернокислый состав, агрессивны, содержат высокие концентрации тяжелых металлов. Водоносные горизонты, образующиеся в аридных районах за счет ирригационных вод, имеют повышенную минерализацию, нейтральную и щелочную реакцию среды, которая неблагоприятна для миграции тяжелых металлов.

Глава 2**ГЕОХИМИЯ
ГОРНОПРОМЫШЛЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ**

Использование полезных ископаемых лежит в основе нашей цивилизации. Рудные металлогенические пояса, зоны, провинции и нефтегазоносные бассейны, месторождения полезных ископаемых являются местами природно-обусловленной концентрации рудных элементов и углеводородов в верхней части литосферы. Поэтому поиски, разведка и эксплуатация полезных ископаемых является одним из важнейших видов человеческой деятельности.

Становление геохимии ландшафта в середине XX в. неразрывно связано с геохимическими поисками рудных месторождений, где ее теория и методология использовались для совершенствования методики поисков месторождений и оценки геохимических аномалий. С другой стороны, горнопромышленные районы являются местами активного рудного и нефтегазового техногенеза и наряду с городами и агроландшафтами представляют собой один из основных объектов эколого-геохимических оценок состояния окружающей среды.

Добыча полезных ископаемых — один из наиболее мощных видов техногенеза. Его воздействие на природную среду возрастает и захватывает все большие территории. В горнорудных регионах при извлечении полезных ископаемых образуются миллиарды тонн отходов. Велики площади почти полного уничтожения природных ландшафтов, занятые скважинами, шахтами, карьерами, отвалами пород, отходами первичного обогащения руд (хвостохранилища), угольными терриконами, транспортными магистралями и др.

Горнопромышленные ландшафты (ГПЛ) — особые техногенные ландшафтно-геохимические системы, для которых характерно слабоконтролируемое рассеяние больших масс веществ с аномально высоким содержанием элементов, как правило, негативно воздействующих на ландшафт. В ГПЛ происходит наложение формирующихся техногенных ореолов и потоков рассеяния на природные геохимические аномалии — вторичные ореолы и потоки рассеяния месторождений в почвах, растениях, поверхностных и подземных водах.

Большое значение имеет изучение техногенных геохимических барьеров — механических, физико-химических и биогеохимических, на которых увеличивается концентрация элементов-загрязнителей. Подобные барьеры образуются в ходе техногенной миграции или создаются специально с целью локализации загрязнения. Так, для многих ГПЛ характерны сильнокислые воды с высокими концентрациями рудных элементов, образующие ручьи и грунтовые потоки. Если на их пути создать искусственный геохимический барьер из углекислой извести и других карбонатных материалов, то на таком щелочном барьере **DI** будут осаждаться Cu, Zn и другие тяжелые металлы-загрязнители, что уменьшит загрязнение нижних звеньев каскадной миграционной системы. Искусственные геохимические барьеры, как и природные, относятся к окислительному (**A**), сероводородному (**B**), глеевому (**C**), сорбционному (**G**) и другим классам (Перельман, Касимов, 1999). Существенно, что материал для создания техногенных барьеров может быть в самом ГПЛ в виде горных по-

род, почв, отходов производства и т.д. Задерживая загрязняющие элементы, геохимические барьеры являются важным фактором самоорганизации ГПЛ.

В районах развития горной промышленности, как и в природных условиях, выделяются геохимические и элементарные ГПЛ. Обособление последних представляет определенные трудности, так как не ясно, можно ли относить к элементарным ГПЛ отдельные терриконы здания шахт. Возможно, для этого целесообразно использовать критерий «площадь выявления ландшафта», предложенный для природных ландшафтов. Напомним, что согласно этому критерию элементарный ландшафт представляет собой такой компонент геохимического ландшафта, размеры которого хотя бы мысленно можно распространить на значительную площадь. В природном геохимическом ландшафте имеются и другие составные части, сама природа которых строго ограничивает их размеры — муравейники, болотные кочки, норы землероев, одиноко стоящие деревья. Эти компоненты именуется деталями ландшафта. С указанных позиций терриконы и отдельные строения будут деталями ГПЛ, а к элементарным ГПЛ относятся группы терриконов, искусственные насаждения (парки, роши), «техногенные болота» и т.д.

2.1. Геохимическая систематика горнопромышленных ландшафтов

Главные геохимические особенности ГПЛ определяются техногенными параметрами, второстепенные — природными. В пределах горнопромышленных ландшафтов выделяются три таксона: *колена*, *секция*, *звено* (табл. 2.1).

Колена выделяется по отраслевому признаку и основному компоненту добываемого полезного ископаемого. Различаются следующие главные колена ГПЛ:

- нефтяных и газовых месторождений;
- угольных, сланцевых и торфоразрабатывающих районов;
- ГПЛ рудных месторождений — районы добычи и переработки железной руды, руд цветных металлов;
- атомной промышленности — районы урановых месторождений и АЭС;
- строительного и облицовочного сырья.

Каждое колено имеет особую технологическую схему добычи полезного ископаемого, различную глубину проникновения в недра, характеризуется своеобразными геологическими, гидрогеологическими и ландшафтно-геохимическими условиями.

Секции выделяются по характеру производства. Различаются ГПЛ с преобладанием добычи, переработки или хранения горной массы, формирующиеся соответственно на стадии горнодобычных и перерабатывающих работ на территории рудника, на стадии обогатительного, гидро- и пирометаллургического передела на фабриках и заводах, на отвалах, хвостохранилищах и могильниках.

Звенья выделяются в пределах секций по способу отработки месторождений: звенья открытой и подземной разработки, подземного выщелачивания и др. С этих позиций следует, например, различать ландшафты карьеров и

Таблица 2.1

**Основные таксоны геохимической систематики горнопромышленных ландшафтов
(по А.И. Перельману и А.Е. Воробьеву)**

Таксон	Признак выделения	Пример
Колено	Отраслевой	ГПЛ черной и цветной металлургии, атомной, угольной, химической, строительной и прочей промышленности
Секция	Характер производства	ГПЛ добычи, переработки и хранения сырья
Звено	Технология обработки	ГПЛ с открытой и подземной разработкой, с подземным выщелачиванием, с кучным выщелачиванием, отвалообразованием
Группа	БИК. Соотношение биомассы и ежегодной продукции в природных ландшафтах	Лесная, лугово-степная, пустынная, тундровая группы ГПЛ
Тип		Типы ГПЛ: таежный, черноземных степей и др.
Семейство		ГПЛ северной тайги, южных черноземных степей и др.
Класс	Класс водной миграции	Сернокислый, кислый, кальциевый и др.
Род	Интенсивность водообмена	Горные, холмистые и равнинные ГПЛ
Вид	Геологические условия	ГПЛ на ультраосновных, основных, щелочных и кислых породах, в различных тектонических условиях

разрезов, рудников и шахт, участков подземного выщелачивания, складов некондиционных руд, отвалов металлосодержащих пород, терриконов угольных шахт, хвосто- и шламохранилищ, а также ландшафты отходов обогатительных фабрик, гидрометаллургических и химико-металлургических заводов.

Группы ГПЛ соответствуют группам природных ландшафтов, то есть выделяются в основном по зональным признакам. *Типы и семейства* – по типам и семействам окружающих природных ландшафтов, в которых они сформированы: ГПЛ влажных тропиков и тайги в лесной группе, тропических и суббореальных пустынь – в пустынной. В пределах таежного типа различаются семейства северной, средней и южной тайги. *Классы ГПЛ* выделяются по классам водной миграции: сернокислые, кислые, кислые глеевые, кальциевые и прочие. Например, ГПЛ сернокислого класса возникают во многих районах угледобычи, добычи и переработки сульфидных руд, где развит «кислый водоотлив шахт» и другие нежелательные явления. Соленосный класс характерен для районов разработки месторождений химического сырья и т.д.

Роды ГПЛ выделяются по интенсивности водообмена, определяемой рельефом, а *виды* – по особенностям геологического строения.

2.2. Горнопромышленные ландшафты нефтяных и угольных месторождений

Добыча и использование горючих полезных ископаемых – наиболее интенсивный источник загрязнения окружающей среды. В районах добычи угля, нефти и газа на 1 км² поверхности суши приходится сотни и тысячи тонн органических и минеральных загрязняющих веществ. При добыче угля и нефти по сравнению с рудами металлов в биосферу поступает больше С, N, S, K, As, Al, Ni, V, Cd, Ti, Mn, Mo, Co, Li, Pb, F, Br и других элементов.

2.2.1. Нефтегазоносные бассейны

Углеродородное загрязнение природной среды стало одной из наиболее острых экологических проблем, приобрело региональный и даже глобальный масштаб, особенно в районах добычи, переработки и транспортировки нефти. Западно-Сибирский, Волго-Уральский, Прикаспийский и другие нефтегазоносные бассейны занимают огромные площади, а транспортировка нефти носит уже трансконтинентальный характер. На суше основные очаги загрязнения (техногенные углеводородные поля) связаны с нефтепромыслами, занимающими десятки сотен квадратных километров, нефтеперерабатывающими заводами и другими источниками (рис. 2.1). Внутри промыслов формируются техногенные потоки вокруг эксплуатационных скважин кустовых площадок, шламовых ам-

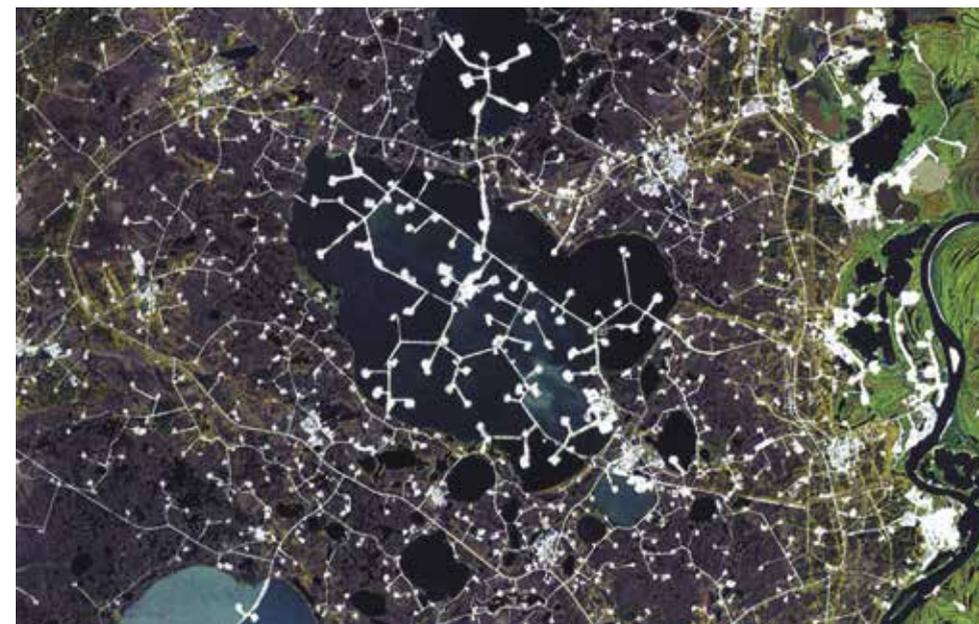


Рис. 2.1. Технические объекты на территории нефтепромысла, Западная Сибирь (Кравцова, 2011)

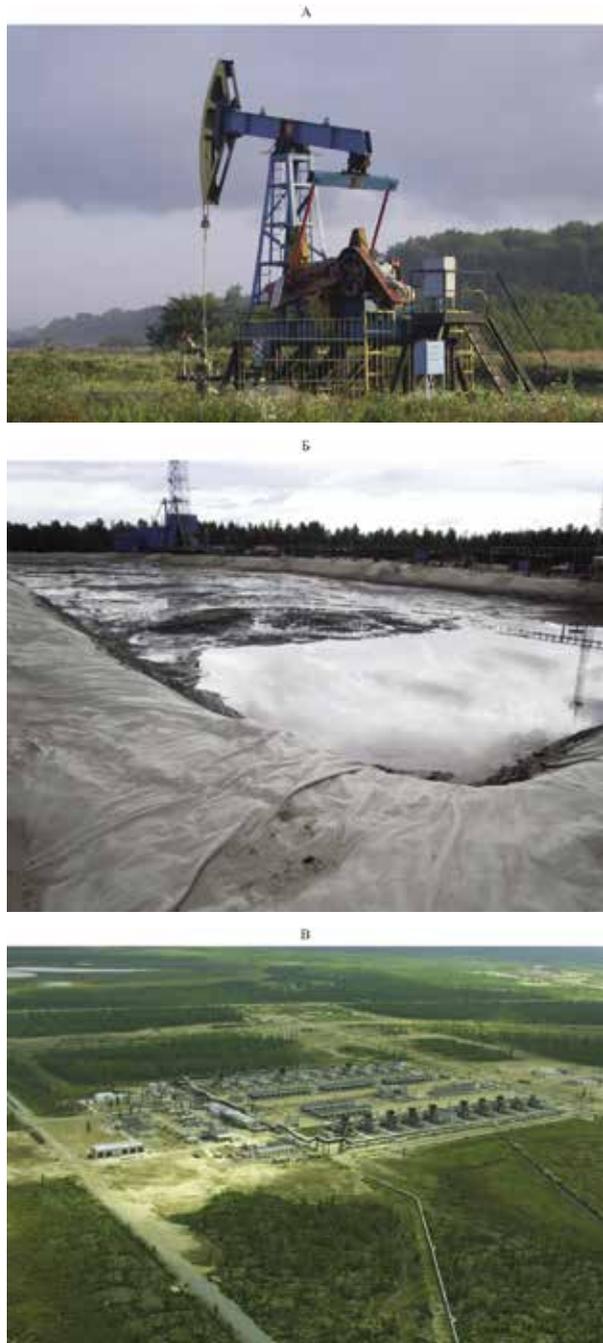


Рис. 2.2. Добыча нефти: скважина в Калининградской области (А); нефтяной амбар (Б) и технический комплекс на месторождении (В) в Западной Сибири (фото А.П. Садова)

баров (рис. 2.2 и рис. 2.3), мест аварий на скважинах и нефтепроводах. Кроме районов нефтедобычи, техногенное загрязнение происходит в местах переработки и потребления нефти и нефтепродуктов, которые приурочены к промышленным районам. Н.Ф. Глазовский (1982) составил карту техногенного давления нефти на территорию СССР и показал, что модули техногенного давления изменяются от менее 5 т/км² в Средней и Восточной Сибири, на Дальнем Востоке до 100–200 т/км² и более на Урале, в Поволжье, Донбассе и Подмосковье. Значительное загрязнение нефтью морей и океанов происходит в результате аварий буровых платформ и танкеров, например, в 2010 г. в Мексиканском заливе.

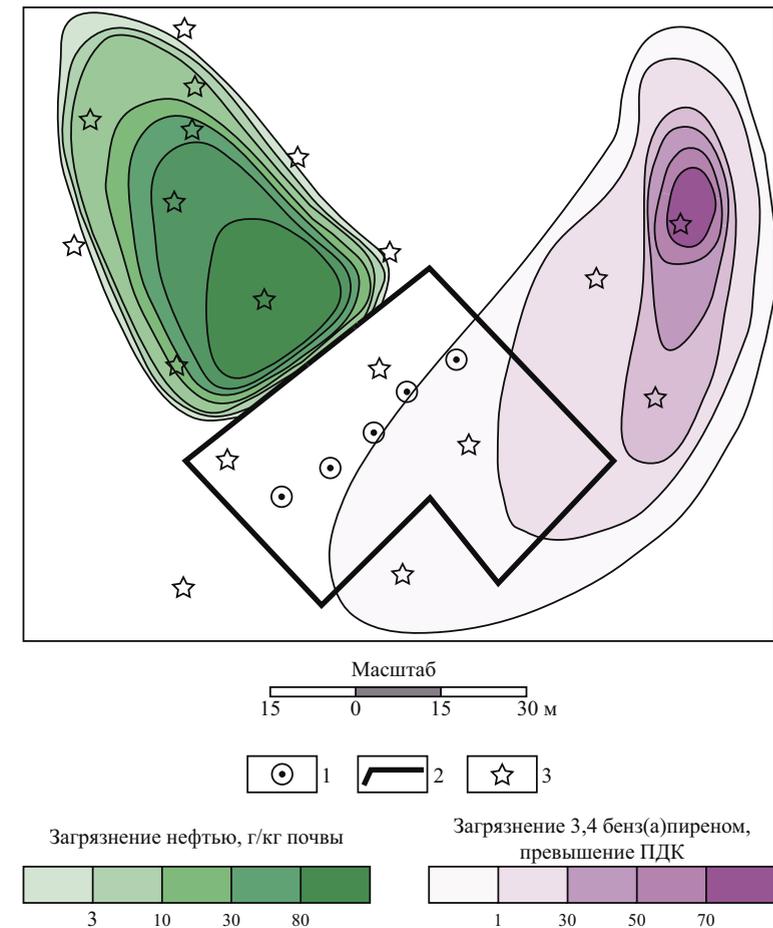


Рис. 2.3. Загрязнение почв нефтью под воздействием стоков от кустовых площадок и 3,4 бенз(а)пиреном при выжигании нефти. Ладушкинское месторождение, Калининградская область (Нефть..., 2008): 1 – скважины; 2 – обвалованная кустовая площадка; 3 – точки опробования почв

В районе нефтепромыслов основными загрязнителями являются сырая нефть, высокоминерализованные нефтяные и сточные воды, продукты сжигания попутных газов (Пиковский, 1993; Солнцева, 1998). Техногенное воздействие самой нефти на ландшафты определяется токсичностью ее основных компонентов. Среди них особо опасна для микроорганизмов, водорослей, почвенных животных, растений легкая, наиболее подвижная фракция, состоящая из метановых, циклических (нафтеновых и ароматических) углеводородов. Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) – наиболее токсичные компоненты нефти. Многие из них являются приоритетными суперзагрязнителями окружающей среды. Особенно токсичны 5–7-ядерные структуры – бенз(а)пирен, бенз(ghi)перилен, бенз(к)фенантрен и другие, образующиеся в результате неполного сгорания органического топлива.

Среди тяжелых неуглеводородных компонентов нефти преобладают смолы и асфальтены, воздействие которых заключается главным образом в изменении водно-физических свойств нефтезагрязненных почв и пород (цементация порового пространства и т.п.), а также сернистые соединения (сероводород, меркаптаны, сульфиды, свободная сера). Особенно токсичны сероводород и меркаптаны. Во многих нефтях повышено содержание микроэлементов – V и Ni, входящих в состав смол и асфальтенов, а также Co, Pb, Cu, U, As, Hg, Mo.

Вместе с нефтью в ландшафты, как правило, поступают хлоридные кальциевые и натриевые соленые воды с минерализацией часто выше 100 г/л, обогащенные J, Br, B, Sr, Ba. В составе попутных газов помимо углеводородов – метана, этана, пропана, бутана в некоторых районах, например в Северном Прикаспии, высоко содержание сероводорода (до 20–30%) и паров Hg.

Техногенная трансформация природных ландшафтов в районах добычи нефти происходит в результате механических нарушений поверхности (уничтожение растительного покрова, раскорчевка, планировка буровой площадки, уменьшение мощности верхней части почвенного профиля, ее уплотнение, погребение фоновых почв), гидродинамических нарушений геологической среды (изменение уровня грунтовых и подземных вод) и геохимического воздействия на ландшафты (выжигание нефти, загрязнение почв и вод компонентами нефтей). Особенно опасны разливы нефти при авариях на промыслах и нефтепроводах, когда в природные ландшафты поступают десятки и сотни тысяч тонн сырой нефти. Особенности такой трансформации находятся в сложной зависимости от характера и состава загрязнителей, длительности их воздействия, ландшафтно-геохимической обстановки.

В таежных ландшафтах (Прикамье, Западная Сибирь, Сахалин) ведущим процессом преобразования природной среды является *техногенный галогенез* (Пиковский, 1993; Солнцева, 1998). При добыче нефти высокоминерализованные воды поступают на поверхность и на фоне дерново-подзолистых лесных почв формируются несвойственные этой природной зоне *техногенные битуминозные солончаки*, угнетается или уничтожается наземная растительность и почвенная мезофауна. Засоление почв сопровождается изменением емкости поглощения, состава поглощающего комплекса (появляется Na), подщелачива-

нием почвенных растворов, увеличением содержания органического углерода, изменением группового состава гумуса, оглеением, концентрацией отдельных химических элементов. Так, в автоморфных таежных почвах нефть активно мигрирует, аккумулируясь на сорбционных (G2) геохимических барьерах в гумусовом, торфяном и иллювиальном горизонтах (рис. 2.4). За счет микробиологического метаболизма в течение года разрушается 10–15% от первоначально внесенной нефти.

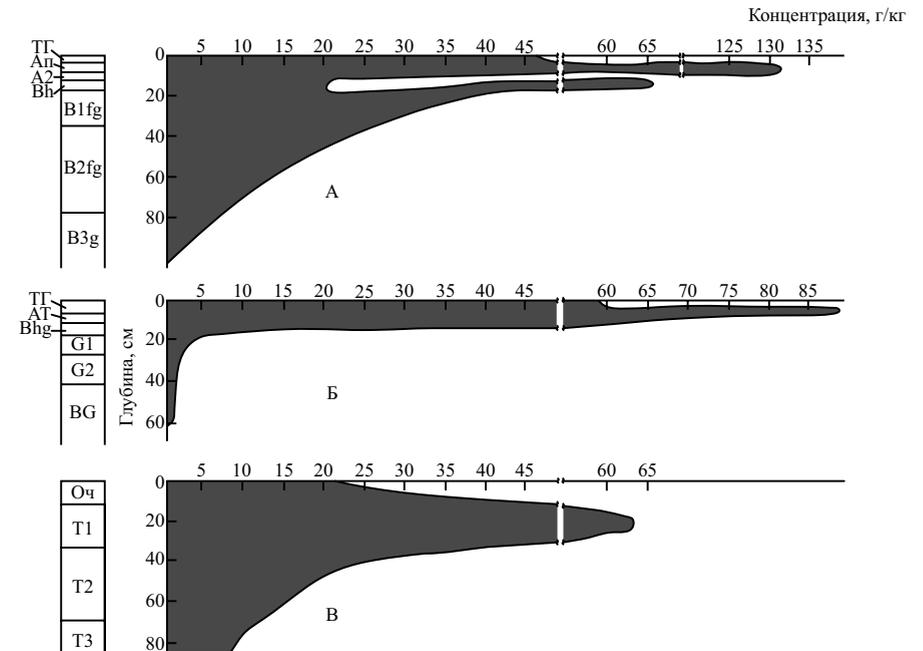


Рис. 2.4. Распределение нефти (г/кг) в вертикальном профиле почв (Солнцева, 1998):

А – после загрязнения нефтью иллювиально-железистых подзолов;

Б – после загрязнения нефтью тундрово-глеевых почв;

В – после загрязнения торфяных почв сточными водами с нефтепродуктами

В гидроморфных болотных почвах нефть хорошо сохраняется, накапливаясь в верхних органогенных горизонтах (рис. 2.5). Через несколько лет после нефтяного загрязнения начинается осолонцевание битуминозных солончаков. Таежные почвы, загрязненные нефтью и минерализованными водами, проходят следующие стадии развития: фоновая дерново-подзолистая → битуминозный солончак (через 1 год) → битуминозный солончаковатый солонец (через 4 года) → битуминозный солонец (через 15 лет) → битуминозный осолодевающий солонец (через 20 лет) → дерновая повышенно-гумусная осолодевшая остаточоно-солонцеватая почва (Солнцева, 1998).

Каждая стадия отличается своими геохимическими процессами, приводящими к формированию специфических свойств изменяющихся во времени

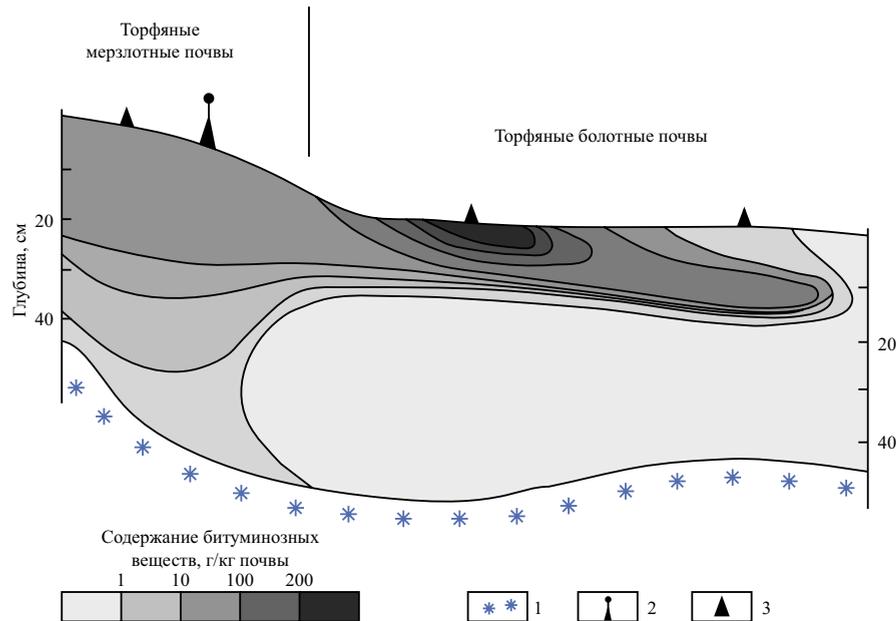


Рис. 2.5. Распределение нефтепродуктов в почвах южных тундр через 3 года после загрязнения мазутом (Солнцева, 1998):

1 – граница мерзлоты; 2 – место поступления загрязнителей;
3 – почвенные разрезы

почв, то есть по аналогии с ботанической сукцессией формируется *техногенная почвенно-геохимическая сукцессия*. Такие эволюционные последовательности, сукцессии или ряды являются основными объектами при изучении техногенной геохимической трансформации почв, почвенного покрова и наряду с другими компонентами всего ландшафта в целом (Солнцева, 1998).

В тундровых ландшафтах негативное влияние нефтяного загрязнения проявляется в изменении морфоанатомических и химических свойств растений – развиваются хлорозы и некрозы листьев, дефолиация и иссушение побегов, карликовость растений, подавляется фотосинтетическая активность, утяжеляется изотопный состав углерода, в поврежденных листьях и побегах накапливаются тяжелые металлы. Как и в тайге, в тундровых ландшафтах нефть накапливается в болотных почвах (Тентюков, 1998).

В степях и пустынях трансформация загрязненных почв протекает значительно быстрее из-за испарения нефти и минерализации, повышенной микробиологической и ферментативной активности почв. Эксперименты Ю.Г. Пиковского и Н.М. Исмаилова показали, что в субтропических серо-коричневых почвах Азербайджана остаточная нефть через год после загрязнения составляет только 30% от первоначального количества, то есть скорость самоочищения почв от нефти здесь в 4–5 раз больше, чем в таежной зоне. Различия

в скорости и характере самоочищения ландшафтов от загрязнения нефтью нужно учитывать при разработке природоохранных мероприятий (локализации загрязнения, рекультивации).

При разработке газовых и нефтяных месторождений и при сгорании факелов в атмосферу выбрасывается большое количество метана, бенз(а)пирена и других углеводородов. Особенно опасная экологическая ситуация складывается в районах добычи и переработки у содержащих серу газов, среди которых наиболее токсичен сероводород. Такая обстановка характерна для газовых и нефтяных месторождений Северного и Северо-Восточного Прикаспия (Аксоранское, Тенгизское месторождения и др.), хотя применение современных технологий и соблюдение техники безопасности позволяют существенно уменьшить экологические риски (например, на месторождении Тенгиз в Казахстане).

2.2.2. Угленосные бассейны

К районам добычи угля обычно тяготеют черная и цветная металлургия, тяжелое машиностроение, мощная тепловая энергетика, что затрудняет выделение доли собственно угледобычи в техногенном загрязнении. Модули техногенного давления (в т/км^2 в год) угля в начале 80-х годов были наиболее высоки в европейских странах-производителях – в Восточной Германии (2593), Чехословакии (1016), Западной Германии (863), Бельгии (623). В целом для территории бывшего СССР, учитывая большую площадь, этот модуль составляет около 29, с очень неравномерным распределением по экологическим районам – от 5 на Дальнем Востоке до 130 – в Уральском и Южном районах (Глазовский, 1982).

Техногенное загрязнение при добыче угля и, особенно, его сжигании связано с высокой концентрацией в углях многих химических элементов и с большой массой сырья, извлекаемого из недр, достигающей ежегодно для всей планеты нескольких миллиардов тонн. В углях концентрируются свыше 30 химических элементов, содержание которых в сотни и тысячи раз больше, чем в осадочных породах. Состав типоморфной ассоциации зависит от геологических, петрографических и геохимических факторов в угленосных бассейнах и на угольных месторождениях. По сравнению с осадочными породами в углях и, особенно в золе углей, в десятки раз интенсивнее накапливаются Ge, Be, Mo, W, U, Cd, Bi, Au, As, Ag, Se, Sb, Zn, Pb, Hg, Fe, галогены – B, Cl, Br, J, редкоземельные элементы (Юдович, Кетрис, 2005).

Экологическая опасность токсичных элементов определяется не столько уровнем их валового содержания, сколько долей элемента, способной при сжигании угля переходить в газовую и аэрозольную фазу и с выбросами ТЭЦ и металлургических заводов поступать в окружающие ландшафты.

В районах угледобычи техногенное загрязнение связано с отвалами вскрышных пород, шахтными и подотвальными водами, дымами, пылью, аэрозолями, поступающими от предприятий. Так как сам уголь транспортируется за

пределы его добычи, то главным источником загрязнения являются отвалы вскрышных пород, для которых характерны наиболее контрастные техногенные аномалии указанного выше комплекса элементов – примесей углей.

Техногенная геохимическая трансформация ландшафтов в угленосных бассейнах выражается в комплексном лито-, гидро-, био- и атмогеохимическом влиянии на природную среду угленосных пород, шахтных вод и атмосферной пыли. Особенно важную роль играют процессы окисления сульфидов железа и других металлов, содержащихся в углесодержащих отвалах. В результате резко увеличиваются минерализация и содержание сульфатов в водах и почвах, pH почв снижается до 2–3, меняются условия миграции химических элементов, многие переходят из слаборастворимых сульфидов в оксидные и водорастворимые сульфатные формы. В лесной зоне на месте дерново-подзолистых почв формируются сернокислые ожелезненные солончаки.

В техногенных угленосных наносах и почвах содержание сульфатной серы достигает 60–70%, а свободной серы 10–20% от валового количества. Поэтому в ГПЛ происходит не только концентрация многих типоморфных элементов углей, но и их *сернокислое выщелачивание*, приводящее к формированию «оторванных» гидрогеохимических аномалий на щелочных и сорбционных геохимических барьерах, в водах, гидроморфных почвах и донных отложениях водотоков, иногда на значительном удалении от шахтного комплекса.

В автоморфных таежных почвах со временем происходит уменьшение кислотности, содержания сернистых соединений и тяжелых металлов, но полностью фоновые параметры не восстанавливаются даже через десятилетия. Поступая в гидроморфные почвы, сульфаты и поливалентные тяжелые металлы восстанавливаются, образуются аномалии на латеральных сульфидных барьерах **B1-B2**. В этих условиях аномалии существуют длительное время и являются потенциальными вторичными источниками загрязнения.

С угледобычей связано и существенное загрязнение ландшафтов полициклическими ароматическими углеводородами, особенно при возгорании отвалов и других видов сжигания угля.

2.3. Горнопромышленные ландшафты рудных месторождений

С рудами черных, цветных, благородных и радиоактивных металлов в окружающую среду поступают меньшие массы химических элементов, чем с углем и нефтью, за исключением Fe, Cr, Cu, Zn и Ni, но степень концентрации металлов в рудах, как правило, значительно выше. Техногенная трансформация ландшафтов рудных месторождений определяется не только способом добычи, транспортировки, технологией переработки руд, но и геолого-геохимическими и ландшафтно-геохимическими факторами – химическим и минеральным составом руд и ореолов, их обогащением рудными элементами относительно местного фона, достигающего сотен и тысяч раз, гидрогеологической обстановкой, природными условиями водной и воздушной миграции, системой геохимических барьеров, где накапливаются загрязнители.

Загрязнение ландшафтов в районах разрабатываемых рудных месторождений связано с пылением карьеров, дефляцией и размывом отвалов, с рудничными водами, рассеянием рудного материала при транспортировке, с выбросами и стоками обогатительных фабрик и горно-металлургических комбинатов, эрозией первичных и вторичных литохимических ореолов месторождений, с водными ореолами и потоками в грунтовых, подземных и поверхностных водах. Hg, Pb, Cd и другие металлы в высоких концентрациях токсичны и опасны для здоровья.

2.3.1. ГПЛ железорудных районов

При разработке железорудных месторождений КМА, Урала, Криворожского бассейна и Казахстана происходит механическая техногенная трансформация природной среды, связанная с извлечением, перемещением и складированием огромных объемов горных пород. Контрастные геохимические аномалии элементов-примесей (Mn, As, Zn, Co, Mo, Cr), как правило, не образуются, но в техногенную миграцию вовлекается значительная их масса. Состав ассоциации загрязнителей зависит от генетического типа руд. Так, на железорудных месторождениях с высоким содержанием сульфидов в любом климате образуются *сернокислые ожелезненные ландшафты*, в которых развивается выщелачивание металлов из пород и почв, их миграция в виде сульфатов с кислыми водами на значительное расстояние. Велика зона атмотехногенного влияния месторождений, например, на карьерах КМА аэральные потоки рассеяния железорудной пыли и сопутствующих элементов распространяются на 10–15 км.

Экологически наиболее опасный техногенез связан с предприятиями черной металлургии, располагающимися в непосредственной близости от источников сырья. На всех стадиях его переработки (добычи, обогащения, металлургического передела, складирования отходов) образуются потоки загрязняющих веществ, поступающие в виде пылевых выбросов и сбросов сточных вод в окружающие ландшафты (рис. 2.6). В пылях мартеновского цеха Нижне-Тагильского металлургического комбината элементы по значениям кларков концентрации составляют следующий ряд: $Zn_{440} Pb_{200} Cu_{48} As_{43} Cd_{28} Cr_{18} Fe_{13} Mn_1 Co_{11} Ni, V_9$ (Семячков с соавт., 2008). В ландшафтах формируются контрастные и протяженные техногенные аномалии многих поллютантов. Например, вокруг Магнитогорского металлургического комбината установлена зона интенсивного загрязнения почв Pb, Zn, Cu и другими тяжелыми металлами (рис. 2.7), с кларками концентрации, равными соответственно 60, 40 и 30 и суммарными показателями загрязнения $Zc = 50-100$ в радиусе 2–5 км от комбината (Белякова с соавт., 1990).

Кроме загрязнения тяжелыми металлами, происходит загрязнение полициклическими ароматическими углеводородами – продуктами сгорания ископаемого топлива, пиролиза и коксохимического производства, например, бенз(а)пиреном, концентрации которого в почвах в эпицентре аномалии на

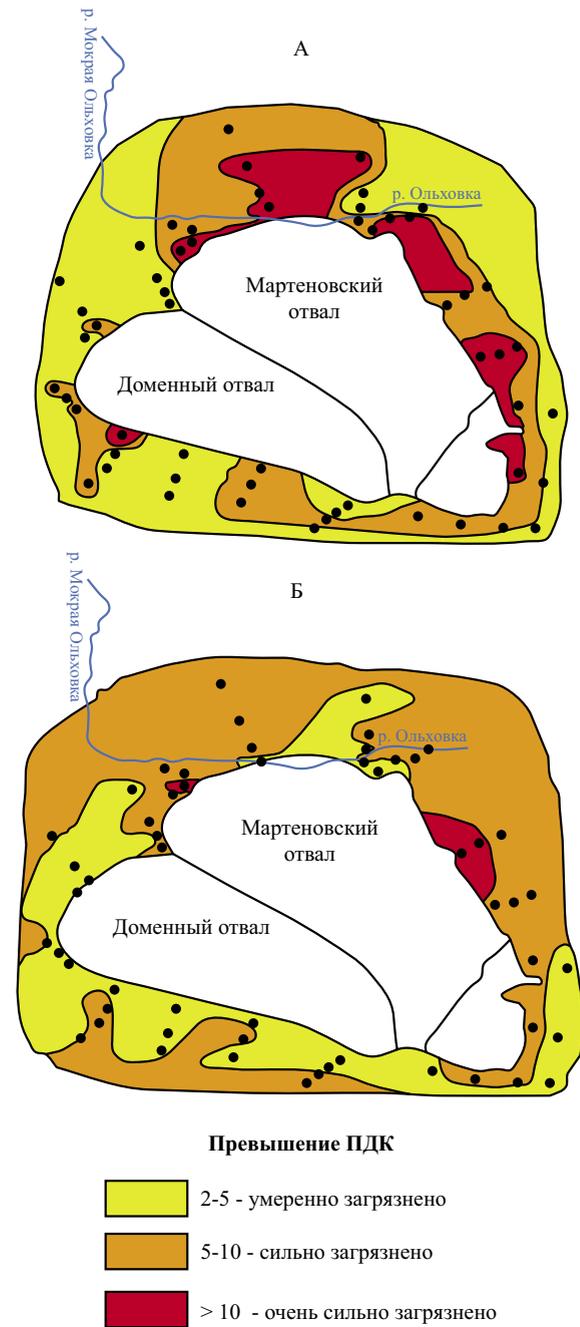


Рис. 2.6. Загрязнение почвенного слоя Si от шлаковых отвалов Нижне-Тагильского металлургического комбината (Семячков и др., 2008): А – гумусовый горизонт, Б – иллювиальный горизонт

два порядка выше фоновых. Зона углеводородного загрязнения вокруг Магнитогорска фиксируется на расстоянии до 30 км. Растения значительно хуже индицируют загрязнение от предприятий черной металлургии, так как преобладающая часть пылевых выбросов (90–99%) представлена оксидами кремния, кальция, магния и алюминия и нерастворимыми формами металлов, слабо доступными растениям (Семячков с соавт., 2008). Техногенные ореолы тяжелых металлов также образуются в снеге, почвах и водах вокруг отвалов металлургических комбинатов, контрастность которых возрастает с течением времени.

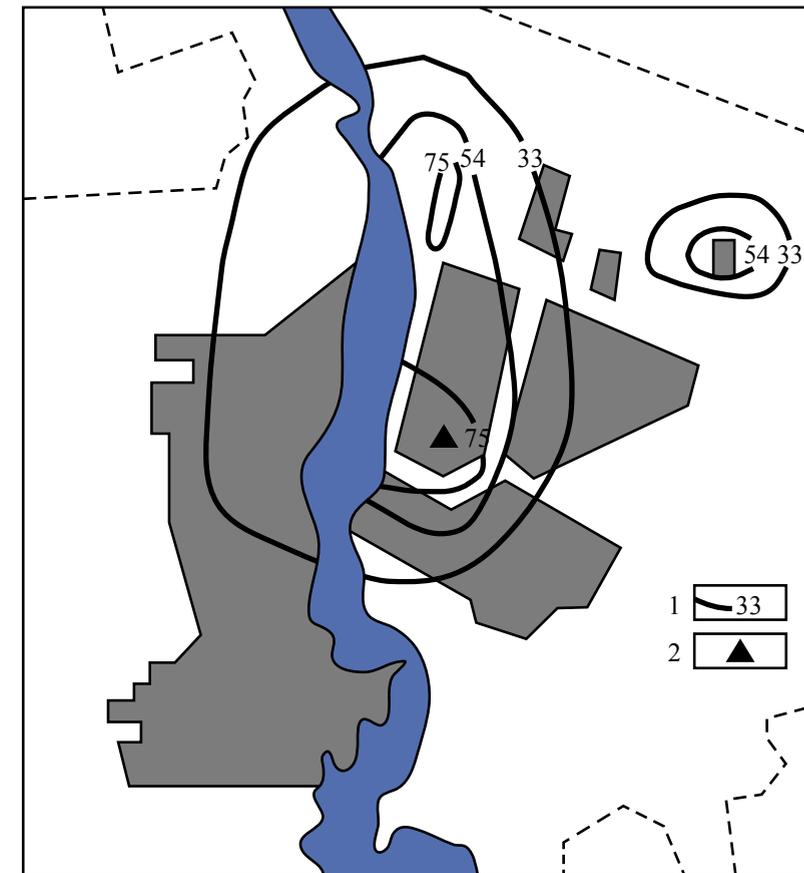


Рис. 2.7. Суммарное загрязнение почв г. Магнитогорска тяжелыми металлами (Белякова с соавт., 1995): 1 – изолинии коэффициента Zc, 2 – Магнитогорский металлургический комбинат

2.3.2. ГПЛ районов месторождений цветных и редких металлов

В горнорудных районах существуют три вида воздействия химических элементов на ландшафты. *Региональное* воздействие проявляется в пределах рудных областей и провинций с металлогенической и геохимической специализацией пород и содержанием основных рудных элементов не более 3–5 кларков концентрации (зеленокаменная полоса Урала – Cu, Рудный Алтай – Pb, Zn, Hg). В *рудных районах* природные аномалии с контрастностью на порядок выше фона занимают десятки и сотни квадратных километров. И только *над месторождениями* с богатыми рудами концентрации цветных и редких металлов в аномалиях, особенно имеющих низкие кларки (Hg, Sb, Cd, Mo, Sn, Be), превышают местный фон в десятки, сотни и тысячи раз, что приводит к природному загрязнению почв, растений, грунтовых и поверхностных вод токсичными соединениями. Минералого-геохимические и генетические типы месторождений характеризуются определенными ассоциациями типоморфных элементов (табл. 2.2). Добыча и переработка руд приводит к еще более высоким уровням содержания тяжелых металлов во всех компонентах техногенных ландшафтов и трансформации геохимической структуры природно-аномального ландшафта, направленность которой определяется формами нахождения элементов в рудах и вмещающих породах, степенью и характером их выветривания, масштабом оруденения и многими другими факторами.

Таблица 2.2

*Типоморфные элементы руд и первичных ореолов месторождений
(по С.В. Григоряну, Ю.Е. Саету)*

Тип месторождения	Элементы-индикаторы и характерные элементы-примеси
Медно-никелевые	Cu, Ni, Co, Ba, Pb, Zn, Ag...
Медноколчеданные	Cu, Mo, Pb, Co, As, Zn, Ag, Se...
Полиметаллические	Pb, Zn, Cu, Ag, Cd, Hg, As, Mo...
Золоторудные	Au, As, Sb, Pb, Cu, Zn, Bi, Hg...
Оловорудные	Sn, W, Be, As, Hg, Pb, Zn...
Ртутные и сурьмяно-ртутные	Hg, Sb, As, Ta, Ag, Bi, Zn, Mo...
Урановые	U, Ag, Pb, Zn, Cu, Mo, V...
Редкометалльные пегматиты	Li, Rb, Cs, Nb, Sn, Ta, W, As...
Апатитовые	P, Sr, Ce, La, Y, Yb, Zr, Nb...
Железорудные	Fe, As, Zn, Pb, Mn, Ni, V, Ti...

Сернокислые ландшафты. В экологическом отношении наиболее опасны окисляющиеся сульфидные руды тяжелых металлов, разрабатываемые открытым способом (карьеры и др.). При окислении сульфиды превращаются в сульфаты металлов, многие из которых растворимы в воде. Поэтому в районах добычи и переработки цветных руд также возникают сернокислые ландшафты с очень низкими значениями pH в водах, почвах и корах выветривания, в которых возможна энергичная миграция многих металлов. Возникает сложная

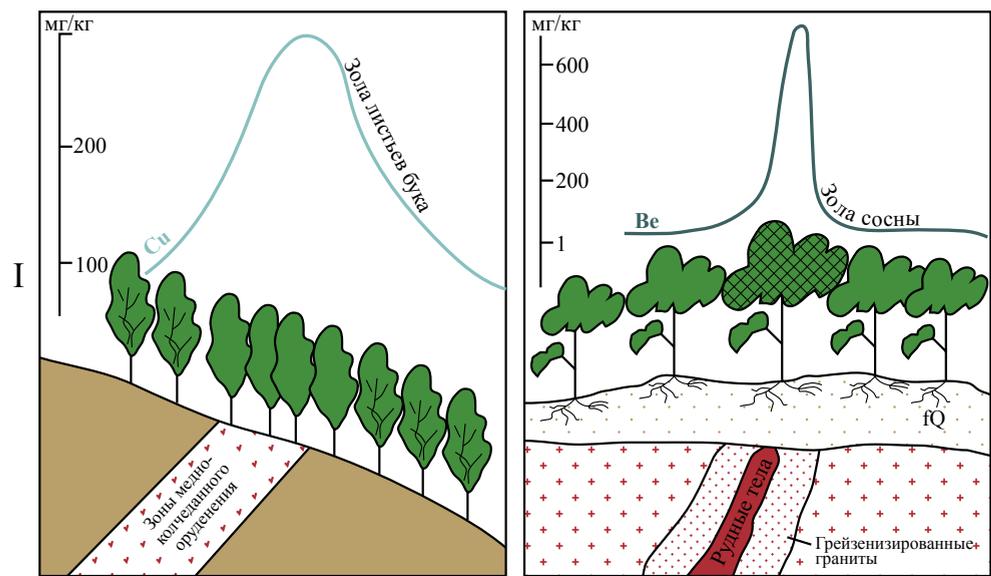
система природных и техногенных зон сернокислого выщелачивания металлов в почвах и водах и на щелочных (D1, D5, D9), сорбционных (G1, G5, G9), кислотных (A1, A5, A9) и глеевых (C1, C9) геохимических барьерах в сопряженных ландшафтах, на которых концентрируются металлы.

Геохимическая специализация техногенных потоков рассеяния в речной сети ГПЛ зависит от генетического типа разрабатываемого рудного месторождения. В ГПЛ полиметаллических месторождений (Северная Осетия) в донных отложениях рек формируются протяженные (десяtkи км) и контрастные (десяtkи и сотни Kc) потоки Zn, Pb, Ag, Cd. В ГПЛ редкометалльных месторождений (Тырныаузский медно-вольфрамовый комбинат, р. Баксан) в контрастные (десяtkи и сотни Kc) техногенные потоки образуют главные металлы руд – W, Mo, а во взвеси сточных вод – кларки концентрации Bi, Sb и Sn достигают 1000–10000n (Янин, 2002). Естественно, что техногенное влияние добычи и переработки руд испытывают и другие компоненты горнопромышленного ландшафта (рис. 2.8).

В горнопромышленных районах выделяются три-четыре ландшафтно-функциональные зоны техногенной трансформации природных комплексов. *Первая зона* – это шахтно-карьерно-отвальная ГПЛ с практически полной деградацией почвенно-растительного покрова с высокими концентрациями металлов в пыли, техногенных наносах, водах и растениях (рис. 2.9А). *Вторая зона* – ГПЛ на месте и в сфере непосредственного влияния горнопромышленных комбинатов и обогатительных фабрик, претерпевшие полную или значительную перестройку первоначальной структуры за счет отчуждения площадей под предприятия и загрязнения токсичными выбросами, отходами и стоками.

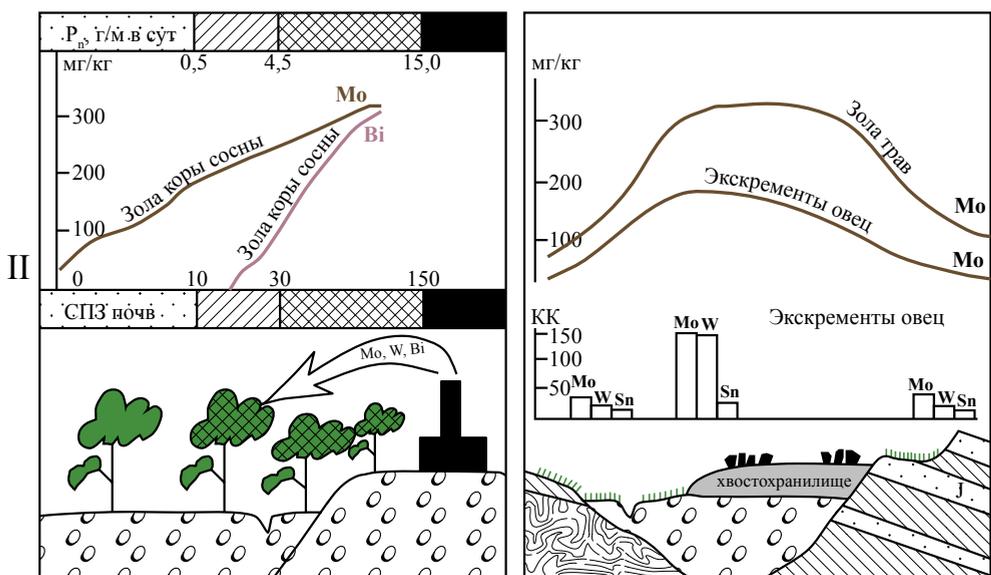
При обогащении и (или) плавлении руд расширяется ассоциация и увеличиваются концентрации многих элементов-загрязнителей. Содержание пыли и тяжелых металлов в воздухе этих экологически опасных зон в радиусе до 2–3 км нередко превышает их ПДК на 1–2 порядка. Контрастность аномалий металлов, как правило, убывает в ряду выбросы – атмосферные выпадения (снег) – почвы. Площадь и конфигурация аномалий зависят от характера и способа поступления поллютантов в атмосферу (мощность взрывов в карьерах, высота фабричных труб), метеорологической ситуации (направление и скорость ветра, частота инверсий), геоморфологических условий (равнины, горы). В общем случае содержание загрязняющих веществ уменьшается от «точечных» отдельно стоящих источников, какими в основном являются горнопромышленные предприятия, по экспоненте, то есть когда интенсивность загрязнения воздуха обратно пропорциональна квадрату расстояния от техногенного источника. Загрязнение почв и растений обычно подчиняется той же зависимости, но местами имеет и более сложный характер. Первая и вторая зоны по сути представляют собой техногенную пустыню.

Третья зона достаточно сильного загрязнения воздуха, почв, снега и растений в равнинных районах захватывает расположенные вблизи месторождений и комбинатов селитебные и пригородные ландшафты в радиусе 3–5 км. Ассоциация загрязнителей сокращается, их концентрации, как правило, на порядок меньше,



Горно-лесные ландшафты южного макросклона Центрального Кавказа (бассейн р. Мзымты)

Южнотаежные ландшафты Украинского Полесья



Горно-лесные ландшафты в районе обогатительной фабрики ТВМК

Горно-степные ландшафты в районе хвостохранилища ТВМК

Рис. 2.8. Природные (I) и техногенные (II) биогеохимические аномалии (Авессаломова, 2004)

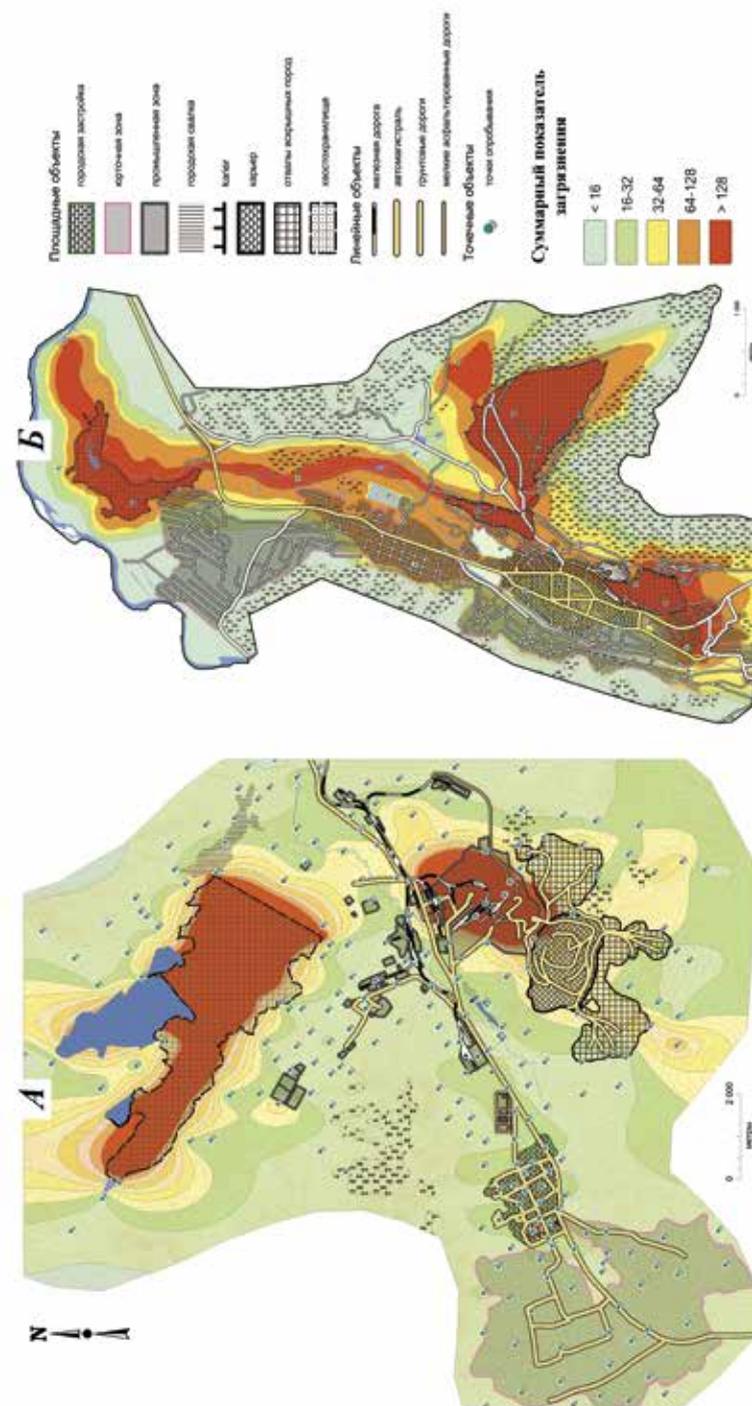


Рис. 2.9. Загрязнение горнопромышленных городских ландшафтов (по И.В. Тимофееву и Н.Е. Кошелевой): А — вблизи карьерно-шахтного комплекса Си-Мо месторождения г. Эрдэнэт, Монголия;

Б — W-Mo месторождения г. Закаменск, Россия, Бурятия

чем в первых двух зонах. В горных ландшафтах зоны загрязнения интерферируют поперек долины и не выходят на водоразделы. Велико значение экспозиции склонов. В продольном профиле долин загрязнение прослеживается вниз по течению в водах (взвесь) и донных отложениях на расстоянии 10–15 км.

Четвертая зона умеренного площадного загрязнения имеет нестабильные очертания и располагается в радиусе от 3–5 до 10–20 км. Особенно критическая экологическая ситуация возникает при разработке крупных рудных

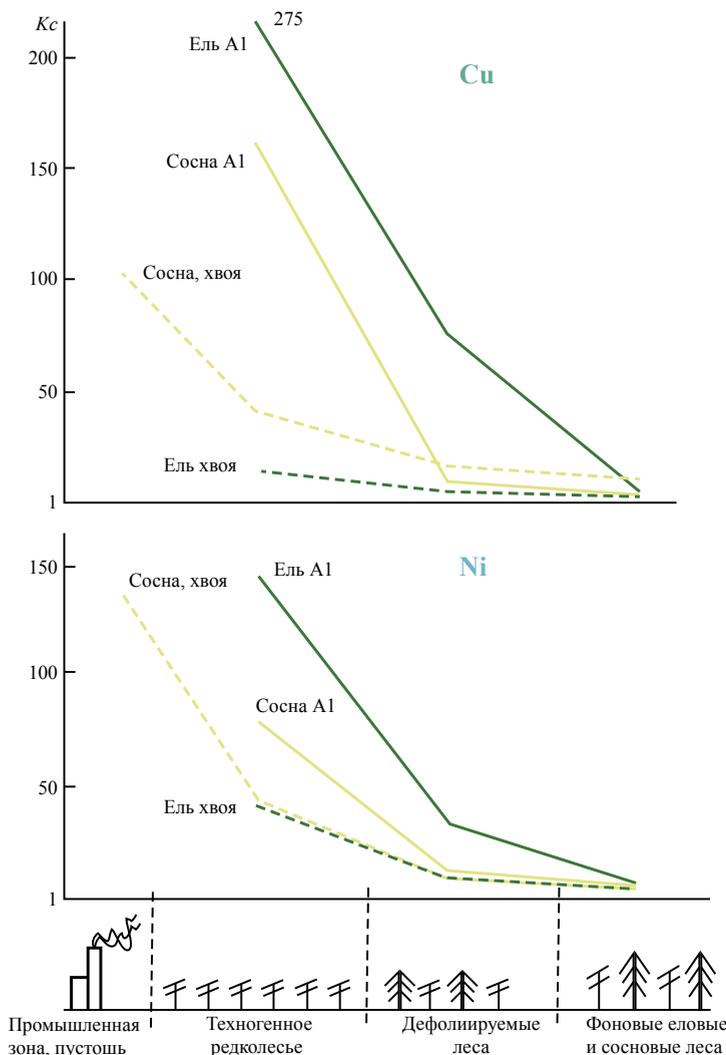


Рис. 2.10. Распределение Cu и Ni в ели и сосне вокруг комбината «Североникель», Кольский полуостров. Коэффициенты аномальности Kc рассчитаны по (Лукина с соавт., 2008)

месторождений в горных долинах, когда перемещение токсичных отходов по долине приводит к формированию значительных по площади и контрастности долинных геохимических аномалий вблизи горнорудных городов и поселков (рис. 2.9Б). Фоновые ландшафты обычно расположены не ближе 15–20 км от источников рудных выбросов и стоков. Третья и четвертая зоны заняты так называемыми дефолируемыми ландшафтами (рис. 2.10). Как правило, техногенные атмосферические ореолы обычно имеют зональное строение: непосредственно вокруг источника загрязнения формируются полиэлементные аномалии металлов, на удалении – би- и моноэлементные (рис. 2.11).

Особенно контрастные техногенные аномалии сульфидов и сульфатов Pb образуются вокруг комбинатов по производству цветных металлов. В отходах свинцовой плавки, шлаках очистных сооружений, гальванических стоках его содержание достигает сотен и тысяч кларков концентрации. Почти такая же загрязненность характерна для золы твердых бытовых отходов, заводов по сжиганию мусора, выбросов некоторых химических предприятий.

Техногенные ландшафты в сфере влияния производства Pb детально изучались в пос. Рудная Пристань Приморья (Аржанова, Елпатьевский, 1990; Елпатьевский, 1993), где установлена техногенная геохимическая трансформация практически всех компонентов с формированием сернокислых ландшафтов: содержание Pb в атмосферных осадках, поверхностных водах, снеге, растениях и почвах возрастает в десятки раз (рис. 2.12).

Геохимическая трансформация ландшафтов связана, главным образом, с интенсивной аэралью поставкой Pb, за счет чего растворимые и нерастворимые формы превышают фоновые значения в 10–15 раз. В техногенном ландшафте величина поставки Pb сопоставима с Fe (то есть наряду с ожелезнением происходит «плюмбизация» ландшафта) и в несколько раз превышает поступление Zn, Mn, Cu – элементов со значительно более высокими кларками.

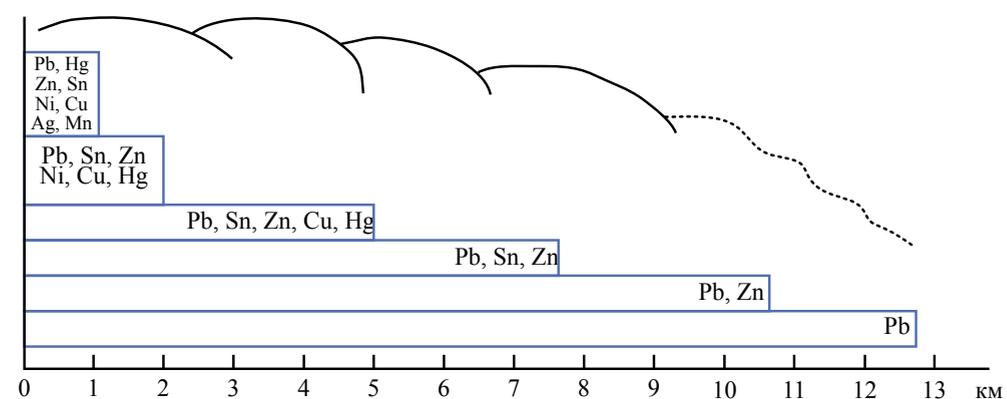


Рис. 2.11. Зональность выпадения химических элементов в техногенном воздушном потоке рассеяния (Геохимия., 1990)

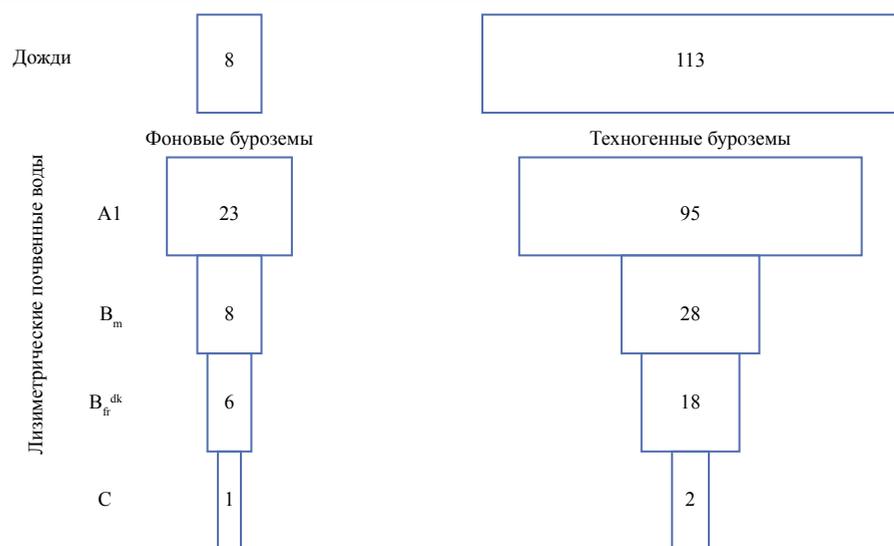


Рис. 2.12. Соотношение содержания Pb в дождевых и лизиметрических почвенных водах в фоновых (горизонт C принят за 1) и техногенных буроземах Приморья (Аржанова, Елпатьевский, 1990)

По абсолютной величине аэральная поставка на единицу площади элементы образуют следующий ряд (мг/м²-год): Pb₃₂₂ Fe₃₂₁ Zn₈₁ Mn₁₉ Cu₁₁ Cd₂.

В Приморье особенно обогащены Pb гумусовые горизонты измененных техногенезом бурых лесных почв (рис. 2.12), где резко возрастает доля подвижных форм Pb, достигающая 95% от валового содержания. Максимально загрязнены Pb почвы городов Рудная Пристань в Приморском крае, Ревда в Свердловской области, Глубокое в Ростовской области, Свирск в Иркутской области, Медногорск в Оренбургской области, где его содержание достигает 300–1800 мг/кг, при кларке Pb – 16 мг/кг.

Контрастные аномалии Pb образуются также в илах рек и морей, на берегах которых расположены промышленные города с предприятиями, выбрасывающими Pb. Коэффициенты аномальности по сравнению с фоном здесь достигают десятков и сотен единиц. Возрастает доля подвижных форм Pb – главным образом непрочно сорбированных коллоидными частицами и аморфными гидроксидами Fe и Mn, а также карбонатных форм (Глазовская, Горюнова, 1981).

Сведения о формах нахождения тяжелых металлов в ГПЛ противоречивы. Хотя основная часть металлов поступает в составе малорастворимых соединений (оксиды, сульфиды, металлические частицы), во многих случаях отмечается увеличение доли подвижных форм металлов по сравнению с фоновыми ландшафтами (Янин, 1993), что способствует более интенсивному загрязнению растений, в том числе продуктов питания и создает угрозу здоровью населения.

2.3.3. ГПЛ урановых рудников

С экологических позиций главной и отличительной чертой этих ГПЛ является загрязнение окружающей среды твердыми, жидкими и газообразными радиоактивными отходами (рис. 2.13).



Рис. 2.13. Отходы подземного выщелачивания урановых руд на Стрельцовском месторождении, Читинская область (фото И.В. Чуднявцевой)

Техногенные ландшафты на объектах атомной промышленности разнообразны – рудники, карьеры и разрезы, обогатительные фабрики, гидро- и химико-металлургические заводы. Как и для большинства горнодобывающих отраслей, для урановой отрасли характерна высокая территориальная концентрация производства. Так, в крупнейших урановых провинциях – Витватерсранд (ЮАР), в штатах Колорадо и Вайоминг (США) расположены десятки рудников и гидрометаллургических заводов. Поэтому актуальна их геохимическая классификация и решение проблемы локализации образующихся потоков тяжелых и радиоактивных металлов. При добыче и переработке руд в окружающую среду поступают U и Ra, обладающие длительными периодами полураспада. Опасны и другие радионуклиды – ²²²Rn, ²³⁰Th, ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb, а также тяжелые металлы, накапливаемые в результате сброса неочищенных шахтных вод. Меньше активность аэрозольных частиц, выносимых струей подземного проветривания рудников, а на карьерах – при пылении поверхности уступов и отвалов. На большинстве урановых рудников радиоактивное загрязнение

атмосферы, почв и растительности распространяется, как правило, на расстояние до 1–1,5 км от основного техногенного источника.

При разработке урановых месторождений в окружающую среду поступают радиоизотопы всех трех радиоактивных семейств – ^{238}U , ^{235}U и ^{232}Th , радиоактивны ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{222}Rn . Радиоактивное загрязнение окружающих ландшафтов от разных рудников зависит от содержания урана в руде, ее минерального состава, объемов добычи руд и активности процессов выщелачивания, определяющих различное соотношение урана с продуктами его распада.

В соответствии с технологической цепочкой ГПЛ предприятий атомной промышленности включают в себя ландшафты добычи, переработки, путей перевозок, использования последующего хранения временных радиоактивных отходов, а также территории аварийного загрязнения радионуклидами (табл. 2.3).

Ландшафты добычи и переработки руд подразделяются на звенья открытой и подземной разработки радиоактивных руд, подземного и кучного выщелачивания, отвалов. Их геохимия обусловлена технологией отработки руд. Так, при эксплуатации карьеров из недр извлекаются радиоактивные руды и вместе с вмещающими породами происходит интенсивный водоотлив, сопровождающийся декомпрессией и разгрузкой вод. С переработкой связаны ландшафты гидрометаллургических и химико-металлургических заводов, хвосто-, пульпо- и шламохранилищ, ландшафты использования урана – АЭС, могильники и саркофаги.

Для открытой разработки характерны карьерные выемки, внутренние и внешние отвалы, выведение из пользования земли горного отвода, оползневые смещения грунтов (в том числе и отвальных массивов), оседание или уплотнение грунтов в результате осушения окружающего породного массива, суффозия массива месторождения или отвалов (суффозионные воронки ослабляют борта карьеров и устойчивость отвалов), эрозия почв на осушенных территориях в радиусе депрессионной воронки и рекультивированных земель (поверхностей отвалов и склонов карьерных выемок).

На карьерах источниками загрязнения окружающей среды служат все карьерное пространство и прилегающие участки земли, на которые отсыпается пустые породы и складированы руды. Важна роль аэрозолей и пыли, карьерных вод, содержащих соединения урана, радия, других радиоактивных и тяжелых металлов. Источниками загрязнения являются также площадки складирования, хранения товарных и забалансовых руд. Для подземной разработки характерны просадки (оседания) горных пород, промышленный карст (провалы), оползневые смещения грунтов, затопление грунтовыми водами земель, уплотнение грунтов и эрозия почв (в депрессионной воронке). При подземном выщелачивании руд проседает земная поверхность, разрушаются почвы, образуются отстойные пруды. На участках подземного выщелачивания загрязнение подземных вод ураном и другими радионуклидами происходит в результате потери контроля за потоками выщелачивающих растворов. При разгрузке про-

Таблица 2.3
Пути поступления загрязнителей в ландшафты и типы формирующихся аномалий (Чудоявцева, 2009)

Стадия производства	Технологический процесс	Источник техногенного воздействия	Способы поступления в ландшафты (техногенные потоки)	Основные загрязнители	Типы техногенных аномалий в ландшафтах Площадные полиэлементные аномалии в почвах, растительности, водах
Переработка урановых руд	Выщелачивание, сорбция, осаждающие, концентратные стадии передела	Гидрометаллургический завод	<i>Литохимические</i> – пыль, образующаяся при сортировке, дроблении и измельчении руды. <i>Атмохимические</i> – выбросы радиоактивных аэрозолей; Rn, выделяющиеся при дроблении пород; <i>Гидрохимические</i> – пары серной, азотной кислот, оксиды серы, азота, углерода	^{238}U , ^{234}U , ^{222}Rn , ^{230}Th , ^{226}Ra , Mo, As, Fe, Pb, Cu, Ni, Mn, Cd, Be, F, SO_2 , NO_3 , SO_4 , NO_2 , CO и др.	Слабоконтрастные
Хранение отходов переработки	Транспортировка отходов и их хранение	Хвостохранилища, содержащие твердые и жидкие отходы переработки руд	<i>Атмохимические</i> – эманация ^{222}Rn с поверхности хранилищ; <i>Литохимические</i> – пыление с поверхности хранилищ; <i>Гидрохимические</i> – просачивание загрязненных растворов в подземные воды	^{238}U , ^{234}U , ^{222}Rn , ^{230}Th , SO_2 , NO_3 , Na, F, Mn, Mo, As, Fe, Pb, Cu, Ni, Be, SO_4 , NO_3 и др.	Средне- и сильноконтрастные полиэлементные
Производство серной кислоты	Окисление сульфидов, производство серной кислоты	Сернокислотный завод	<i>Литохимические</i> – пылевые тяжелометалльные сульфатные выбросы, отгарки; <i>Атмохимические</i> – отходящие газы (газовоздушная смесь, содержащая в том числе сернистый газ)	As, Fe, V, Cd, Zn, Pb и др.	Слабоконтрастные
Хранение отходов производства серной кислоты	Транспортировка и хранение отходов	Протекающие лотки, отгарко-хранилище, содержащие токсичные взвешенные и жидкие отходы	<i>Литохимические</i> – пыление с поверхности хранилищ; <i>Гидрохимические</i> – просачивание загрязненных растворов в подземные воды, утечки с лотка	As, Fe, Zr, Cu, Pb, V, Cd, SO_4 , Cl и др.	Средне- и сильноконтрастные полиэлементные

дуктивного раствора в прудах-накопителях выделяется радон. В этих прудах также накапливаются отвальные пески, содержащие высокие концентрации радионуклидов и тяжелых металлов.

При гидрохимическом выщелачивании, сорбции и химическом осаждении в окружающую среду выделяется Rn, а на конечных стадиях передела и выпуске готовой продукции образуются радиоактивные аэрозоли. Выделение радона из песков хвостохранилищ в 5–10 раз превышает его выделение из среднemasштабного подземного рудника.

Характерной особенностью урановой отрасли является радиоактивность практически всех ее отходов. Количество радона, радиоактивных аэрозолей и пыли, выбрасываемых в атмосферу вентиляционной струей рудника, зависит прежде всего от его мощности и выбросов радионуклидов.

Жидкие отходы рудников – это в основном дренируемые подземные воды, а также слабоактивные сточные воды спецпрачечных и душевых. Состав вод колеблется в широких пределах.

Дальнейшая систематика ГПЛ урановых месторождений основана на различиях ландшафтно-геохимических условий: выделяются группы, типы, семейства, классы, роды и виды ГПЛ. Приведем характеристику двух резко контрастных типов ГПЛ, расположенных в сухих степях и мерзлотной тайге (Перельман, Касимов, 1999).

Геохимия ландшафтов урановых рудников сухих степей и пустынь изучена особенно хорошо. Сухой климат определяет слабое выщелачивание урана и его спутников из элювиальных почв, что облегчало открытие урановых месторождений самым быстрым и эффективным методом – аэрогаммасъемкой. В миграции урана и других радионуклидов велика роль ветра, приводящего к развеванию отвалов рудовмещающих пород, как правило, содержащих примесь урановых минералов. В ряде случаев это приводит к загрязнению рудничных поселков, возрастающему в течение разработки рудных месторождений (рис. 2.14).

Распределение U в почвах зависит от ландшафтно-геохимических условий. В депрессиях рельефа в супераквальных ландшафтах происходит испарительная концентрация из вод U, Mo и других радионуклидов, их накопление в водах и засоленных почвах. Данные процессы могут быть связаны с испарением рудничных вод и с образованием техногенных ураноносных солончаков, болот, лугов. Содержание U в таких почвах и водах может превышать фон на несколько порядков. Растения здесь также поглощают U и его спутники, что может явиться причиной заболевания домашних животных. При добыче урана методом подземного выщелачивания техногенные водоносные горизонты могут обогащаться Se и другими элементами-спутниками U, что исключает использование вод для питьевого водоснабжения. Важную роль в концентрации U играют не только природные, но и техногенные геохимические барьеры, которые позволяют локализовать радионуклидное загрязнение.

Геохимия ландшафтов урановых рудников в таежно-мерзлотных условиях принципиально иная. Роль ветра в развевании отвалов существенно меньше, однако возможно развевание снежного покрова, загрязненного радионукли-

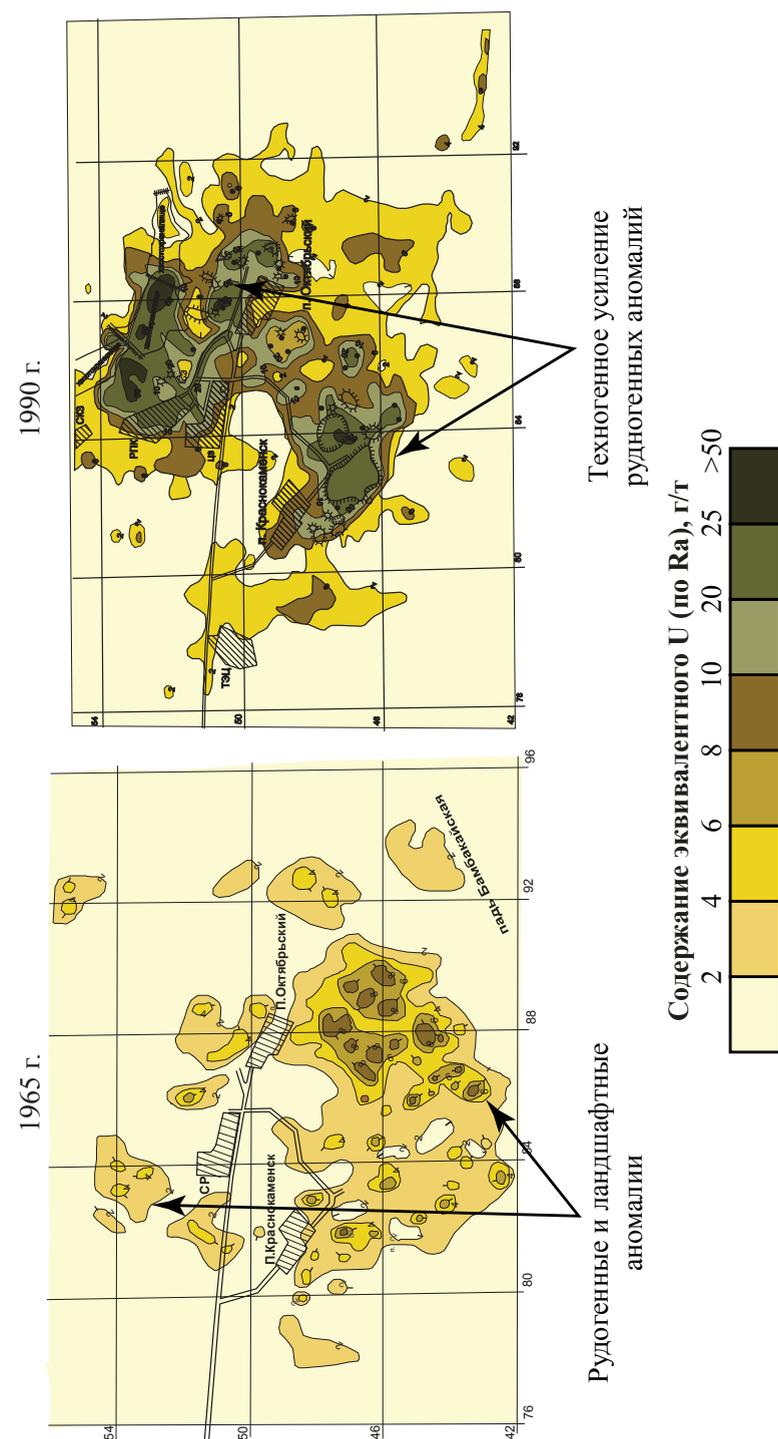


Рис. 2.14. Изменение содержания U в почвах Стрельцовского рудного поля: 1965 г. – рудогенные и ландшафтные аномалии, 1990 г. – техногенное усиление рудогенных аномалий (Величкин, Чудявцева, 2009)

дами. Многолетняя мерзлота оказывает большое влияние на миграцию U и других радионуклидов. Большое значение имеет характер распространения мерзлоты: если в более северных регионах она сплошная, то на юге, например, в горах Забайкалья – островная (слабо проявлена на южных склонах, в нижнем поясе гор). В верхних горизонтах таежно-мерзлотных почв возможно выщелачивание U и его спутников, однако этому препятствует криотурбация – перемешивание горизонтов почв, образование пятен-медальонов, выпучивание. Почвенный мелкозем, обогащенный радионуклидами, даже на очень пологих склонах местами в результате солифлюкции мигрирует на километры. Это сильно затрудняет поиски урановых месторождений, ореолы которых часто становятся погребенными, несмотря на близкое залегание руд от поверхности. Для почв, рек, озер характерна миграция урана и его спутников в форме органических комплексов. В отдельных случаях происходит разделение U и Ra: U концентрируется на восстановительных барьерах в торфяниках, а Ra сорбируется глинистыми продуктами выветривания. Влажный климат определяет как очень низкое фоновое содержание U в водах ($n \cdot 10^{-7}$ г/л), так и относительно низкое в техногенных потоках (за счет разбавления последних).

Для концентрации U большое значение имеют геохимические барьеры краевых зон болот. Торф и другие материалы, имеющиеся в ландшафте, пригодны для создания техногенных барьеров. Накопление U характерно и для таежной растительности (биогеохимический барьер). Поверхностные воды, богатые растворенным органическим веществом, перспективны для дезактивации объектов, загрязненных U и другими радионуклидами.

В зависимости от особенностей рельефа и геологического строения геохимия ГПЛ урановых рудников как в сухих степях, так и в тайге значительно различается. В этом отношении сильно контрастны ландшафты гор и равнин, сложенные силикатными и карбонатными породами. На этой основе выделяются классы, роды и виды геохимических ГПЛ.

2.3.4. ГПЛ в районах добычи агрономических руд

Различаются техногенные ландшафты в районах добычи магматогенных апатитов и осадочных фосфоритовых руд. Кроме основного рудного компонента – фосфора, ландшафты в этих районах обогащены своеобразной ассоциацией загрязнителей, содержащейся в рудах и слабоизученной в экологическом отношении. При добыче апатитов на Кольском полуострове это F, As, Y и редкоземельные элементы, Sr, Pb, Cd, Sn. Подземные воды щелочных массивов Хибин обогащены F, Li, Nb, редкими землями, имеют высокую щелочность, способствующую миграции многих элементов-комплексобразователей, содержащихся в рудах (Крайнов, 1973). Осадочные фосфориты обогащены Sr, редкоземельными элементами, F, Y, местами U и V. Влияние добычи на ландшафты изучено слабо. Более существенное влияние на загрязнение агроландшафтов оказывают продукты переработки апатитовых и фосфоритовых руд – фосфорные удобрения.

Глава 3

ГЕОХИМИЯ ГОРОДСКИХ ЛАНДШАФТОВ

Экологическая опасность загрязнения окружающей среды крупных промышленных городов мира, где наиболее сильно проявляется техногенное воздействие, стала одной из самых актуальных проблем современности. Экологические проблемы крупных городов обусловлены чрезмерной концентрацией промышленных производств, быстрым ростом населения и численности транспортных средств, низким уровнем внедрения энергосберегающих и малоотходных технологий и рядом других экономических и социальных причин, негативно влияющих не только на городскую среду, но и на здоровье населения.

Промышленные города являются центрами концентрации не только населения, но и значительных масс техногенных веществ, поступающих в городскую среду с промышленными, транспортными и муниципальными выбросами, отходами и стоками. Находясь в городской среде, эти продукты производственно-хозяйственной деятельности человека формируют локальные и региональные техногенные геохимические аномалии загрязняющих веществ в различных компонентах ландшафта. Такие аномалии являются также источниками вторичного поступления поллютантов в региональные миграционные потоки, тем самым увеличивая радиус действия и опасность загрязнения пригородных экосистем вокруг промышленных центров.

Городские ландшафты, как и природные, представляют собой сложную систему взаимосвязанных компонентов, к числу которых относятся воды, рельеф и подстилающие породы, почвы, растительный и животный мир, воздушные массы, а также промышленные сооружения, жилые комплексы, объекты энергетики и транспорта, искусственно созданные почвы и растительные сообщества, водоемы и население города. Понятие «городской ландшафт» не тождественно встречающемуся в литературе понятию «урбоэкосистема», ориентированному на исследование среды обитания человека, и в большей степени включающему в себя социально-экономические, эколого-демографические и геоинформационные функции.

Для крупных городов можно выделить три уровня ландшафтно-геохимической организации территории:

- город в целом как особый природно-техногенный селитебный транспортно-промышленный ландшафт;
- городские каскадные ландшафтно-геохимические системы (бассейново-катенарные потоковые системы);
- городские элементарные ландшафты (автономные, подчиненные и др.).

Дифференциация городских ландшафтов тесно связана с функциональным зонированием территории города (селитебная, промышленная и другие зоны, см. ниже), что важно учитывать при оценках экологического состояния городов.

3.1. Эколого-геохимические оценки состояния городов

Процедура оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) обычно применяется при проектировании крупных промышленных и транспортных объектов (заводы, нефтепроводы, автострады и др.). Города, представляя собой уже существующую среду обитания населения, являются наиболее сложными в технологическом и методическом отношении объектами ОВОС. В связи с этим в последние десятилетия сложилось новое научное направление – *экология города*, в рамках которого городские ландшафты или городские экосистемы рассматриваются как сложные пространственные природно-техногенные системы, связанные потоками вещества и энергии природного и антропогенного происхождения. На первый план при этом выдвигаются проблемы оценки *экологического состояния среды и качества жизни* населения. Эколого-геохимические методы являются важнейшим блоком таких оценок. В настоящее время имеется геохимическая информация примерно о 200 городах России, в которых на основе методов геохимии ландшафта и геохимии окружающей среды проводятся комплексные эколого-геохимические оценки и картографирование загрязнения их территорий.

При эколого-геохимических оценках состояния урбанизированных территорий используются разнообразные методические подходы. Для решения конкретных задач применяются частные или специальные методы мониторинга и оценки качества среды, в основном базирующиеся на индикационных свойствах отдельных компонентов городского ландшафта (Геохимия..., 1990; Экогеохимия..., 1995; Перельман, Касимов, 1999; Birke and Rauch, 2000; Mapping..., 2011).

3.1.1. Оценка природного геохимического фона окружающей территории

Для оценки степени опасности загрязнения городской среды, контрастности и распространения техногенных геохимических аномалий необходимо знать содержание химических элементов в ландшафтах фоновых территорий. Это особенно важно для тех сред и химических элементов, для которых не разработаны предельно допустимые концентрации – ПДК и другие санитарно-гигиенические нормы. Оценка геохимического фона включает получение детальной информации о региональной литогеохимической и биогеохимической специализации эталонных фоновых ландшафтов, расположенных вне зоны влияния промышленного и сельскохозяйственного загрязнения, их радиальной и латеральной структуре, выраженной в виде системы ландшафтно-геохимических коэффициентов и моделей. При выборе эталонных участков нужно учитывать радиус техногенных аномалий вокруг промышленных центров. Вокруг больших городов (Москвы и др.) фоновые ландшафты обычно располагаются не ближе 60–80 км и 10–12 км – от местных техногенных источников. Закономерности дифференциации геохимического фона природных ландшафтов и используемые при их изучении методические принципы описаны в (Ландшафтно-геохимические..., 1989; Перельман, Касимов, 1999).

3.1.2. Ландшафтно-геохимический анализ состояния городов

В нашей стране первые широкие научно-методические и прикладные геохимические исследования окружающей среды городов были начаты в 1976 г. сотрудниками Института минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов (ИМГРЭ) под руководством Ю.Е. Саета (Геохимия..., 1990). Они в значительной степени базировались на применении теории и методов поисковой геохимии. Затем эта методика стала широко использоваться для экологической оценки и картографирования загрязнения во многих городах страны. В настоящее время активно развивается новое научное направление – *экогеохимия городских ландшафтов*, сочетающее в себе системную методологию геохимии ландшафтов, с помощью которой изучают миграцию и концентрацию химических элементов и их соединений в природных и техногенных ландшафтах, с индикационно-оценочными подходами геохимии окружающей среды, направленными на оценку отдельных геосфер атмосферы, гидросферы, литосферы и биосферы на региональном и глобальном уровнях (Экогеохимия..., 1995).

Эколого-геохимическая обстановка в городах и типоморфные ассоциации поллютантов городских техногенных аномалий определяются геохимической специализацией источников загрязнения, соотношением влияния природных и техногенных факторов и особенностями техногенной трансформации природной среды. Поэтому геохимические оценки экологического состояния городов и городских ландшафтов основываются на анализе природообусловленной урбанизированной обстановки, определяющей условия миграции загрязняющих веществ на территории города, местоположения городских ландшафтов в ряду каскадных миграционных систем, характера их устойчивости и потенциала самоочищения, возможности накопления токсикантов на ландшафтно-геохимических барьерах. Современные тенденции изменения экологического состояния воздушной среды городов России детально описаны Э.Ю. Безуглой, И.В. Смирновой (2008) и В.Р. Битюковой (2009).

При оценке техногенных факторов городской среды чрезвычайно важен анализ геохимической специализации источников загрязнения, выявление физико-химических свойств загрязнителей, определение их токсичности и класса экологической опасности. Особое внимание уделяется изучению индикационных признаков ландшафтно-геохимической трансформации городской среды и ее компонентов под воздействием техногенных факторов, которые в качестве новообразованных условий влияют на миграцию поллютантов и формирование техногенных аномалий.

Экологические блоки промышленного города, между которыми формируются потоки загрязняющих веществ, условно делятся на три группы (рис. 3.1):

- *источники выбросов* – промышленный комплекс города, городское жилищно-коммунальное хозяйство и транспорт;

- *транзитные среды*, непосредственно принимающие выбросы, где происходит транспортировка и частичная трансформация загрязняющих веществ – атмосфера, атмосферные выпадения (дождь, снег, пыль), временные и постоянные водотоки и водоемы (реки, озера, водохранилища), грунтовые воды. Загрязняющие вещества в эти системы поступают через открытые и закрытые коллекторы, путем рассеивания через атмосферу или от складирования твердых отходов;
- *депонирующие среды*, в которых накапливаются и преобразуются продукты техногенеза – донные отложения, почвы (особенно участки геохимических барьеров), растения, микроорганизмы, городские сооружения, население города.

При экологической оценке городов ландшафтно-геохимические методы основаны на изучении как *эмиссии* загрязняющих веществ от техногенных источников, на которое ориентированы социально-экологические оценки состояния среды городов и системы ведомственного мониторинга, так и *имиссии* поллютантов – их распределения в депонирующих природных средах



Рис. 3.1. Потоки загрязняющих веществ в компонентах окружающей среды в городе (по Ю.И. Пиковскому)

и подсистемах городского ландшафта. Ландшафтно-геохимический анализ включает изучение техногенных аномалий и потоков тяжелых металлов, радионуклидов и органических загрязнителей, геохимической трансформации среды под воздействием промышленной и муниципальной деятельности, распределения загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, снеге, почвах, растениях, водах, животных и человеке, то есть в компонентах городского ландшафта, а также связей между ними, оценки экологической опасности загрязнения компонентов городских ландшафтов, эколого-геохимическое картографирование и зонирование городов.

Выбросы в атмосферу и атмосферные выпадения

Выбросы (эмиссия) вредных веществ в атмосферу городов составляют сотни и миллионы тысяч тонн в год. В России по интенсивности выбросов (более 500 тыс. т/год) лидируют города с черной и цветной металлургией – Норильск, Новокузнецк, Череповец, Магнитогорск, Липецк, а также Москва и Санкт-Петербург. Рост эмиссии загрязняющих веществ связан с экономическим ростом в первом десятилетии XXI в., когда по сравнению с 1998 г. во многих городах страны, особенно на Урале, в Западной Сибири, Кузбассе и на Дальнем Востоке увеличились выбросы в атмосферу (рис. 3.2).

Высока запыленность воздуха в городах. Так, в фоновых ландшафтах центра Русской равнины поставка твердого вещества из атмосферы составляет 10–15 кг/км² в сутки (Геохимия., 1990; Глазовский, 1982), а в промышленных городах она увеличивается в 5–10 и более раз, что ведет к возрастанию роли взвешенных частиц как носителей химических элементов и контрастности техногенных аномалий в атмосферных выпадениях (рис. 3.3).

Для оценки экологической опасности и степени загрязнения городов кроме объема выбросов важно знать их качественный состав и содержание наиболее токсичных веществ. В крупных промышленных городах велико загрязнение от автотранспорта, достигающее в городах Краснодар, Сочи, Ростов-на-Дону, Воронеж, Москва более 90% от общих выбросов.

Пыль и аэрозоли. Основная масса микроэлементов в атмосфере входит в состав пыли и аэрозолей. В зависимости от размера выделяются крупные аэрозольные частицы – РМ 10–2,5 мкм, мелкие РМ 2,5 и РМ 1 мкм и очень мелкие РМ 0.1 (Aerosol., 2000). При этом элементы с относительно высокими кларками – Fe, Mn, Zn, Cr, Cu – связаны главным образом с мелко- и крупнодисперсным аэрозолем (0,05–2 мкм и более), а наиболее токсичные элементы с низкими кларками – Cd, Pb, Sb, As, Hg – находятся преимущественно в субмикронной фракции (менее 0,05 мкм) или парогазовой фазе аэрозоля. Подвижность тяжелых металлов в городском аэрозоле зависит от их форм нахождения. Менее подвижные Co и Cr связаны в основном с силикатной частью твердых частиц и оксидами железа и марганца, Ni, Mn, Cu и Pb находятся в обменной форме, в гидроксидах железа и марганца, связаны с органическим веществом (рис. 3.4). У самых подвижных Cd и Zn обменная форма преобладает, что

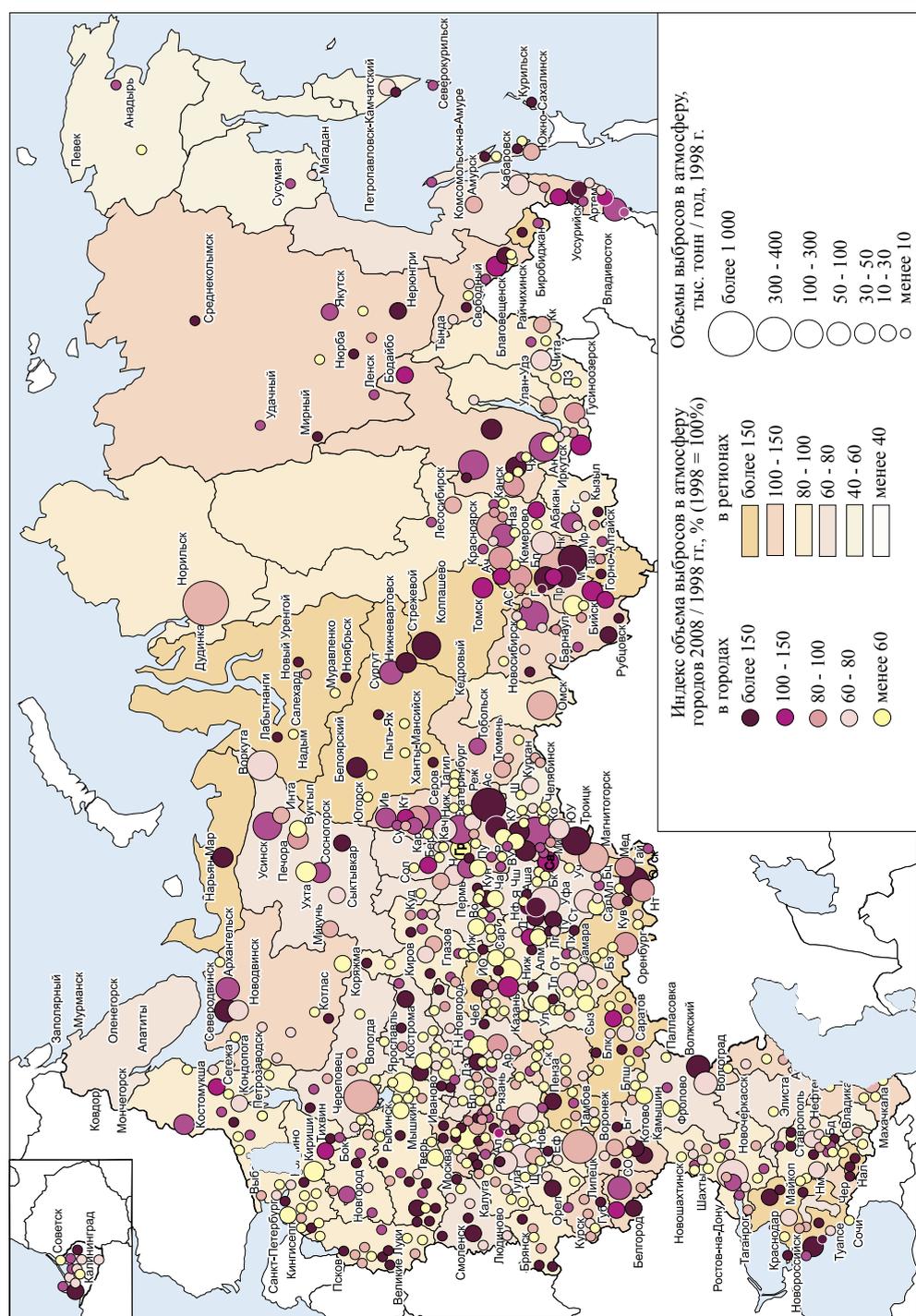


Рис. 3.2. Загрязненные города России (Битюкова, Касимов, Власов, 2011). Принятые сокращения: Ал – Алексин; Алм – Альметьевск; Ан – Ангарск; АС – Анжеро-Судженск; Ар – Арзамас; Ас – Асбест; Ач – Ачинск; Бк – Бакал; Блк – Балаково; Бли – Балашов; Бц – Белорецк; Бре – Березники; Бок – Бокситогорск; Бг – Борисоглебск; Бд – Буденновск; Бз – Бузулук; ВУ – Верхний Уфалей; Вл – Владимир; Во – Воткинск; Вык – Выкса; Гр – Горнозаводск; Губ – Губкин; Г – Гурьевск; Дз – Дзержинск; Д – Дюртюли; Еф – Ефремов; Ив – Ивдель; Иж – Ижевск; Йо – Йошкар-Ола; КУ – Каменск-Уральский; Кар – Карпинск; Кач – Качканар; Ко – Копейск; Кк – Краснокаменск; Кт – Краснотурьинск; Кув – Кувандык; Куд – Кудымкар; Кун – Кунгур; Ле – Лениногорск; Мед – Медногорск; Мр – Междуреченск; Мл – Мелеуз; Ми – Миасс; М – Мыски; Наз – Назарово; Нал – Нальчик; Нм – Невинномысск; Нф – Нефтекамск; Ниж – Нижнекамск; Нк – Новокузнецк; Нов – Новомосковск; Нт – Новотроицк; От – Отрадный; Пу – Первоуральск; ПЗ – Петровск-Забайкальский; Пр – Прокопьевск; Пх – Похвистнево; Р – Ревада; Сал – Салават; Ск – Саранск; Сар – Саранул; Са – Сатка; Сг – Саяногорск; Су – Североуральск; СО – Старый Оскол; Ст – Стерлитамак; Сол – Соликамск; Сыз – Сызрань; Таш – Таштагол; Тл – Тольятти; Ту – Туймазы; Ул – Ульяновск; Уч – Учаль; Ча – Чайковский; Чеб – Чебоксары; Чх – Черемхово; Чер – Черкесск; Чи – Чернушка; Ч – Чусовой; Ш – Шадринск; Щ – Щекино; ЮУ – Южно-Уральск; Я – Янаул

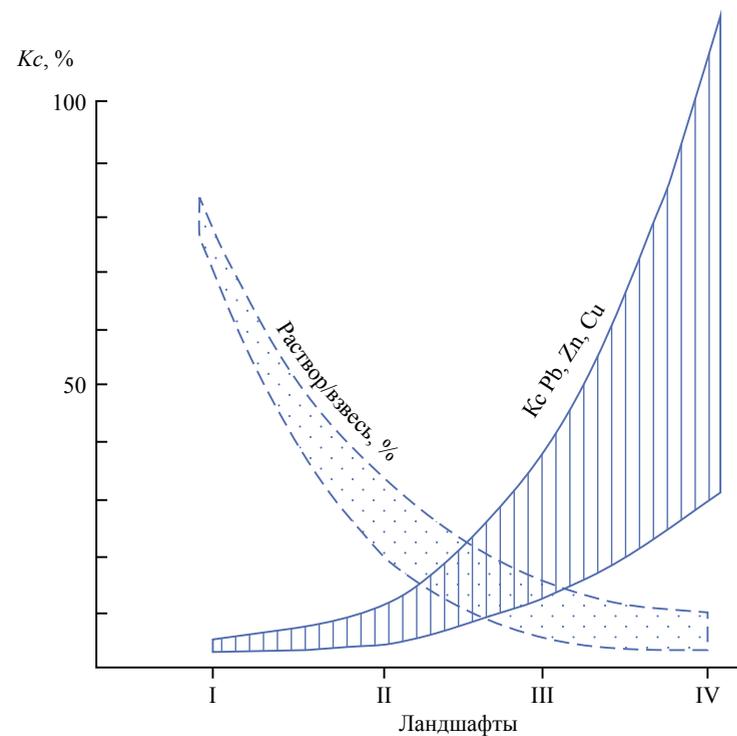


Рис. 3.3. Зависимость контрастности техногенных аномалий металлов от соотношения растворенной и взвешенной форм нахождения (Геохимия..., 1990, с изменениями). Ландшафты: I – фоновые; II – сельскохозяйственные; III – городские селитебные; IV – промышленные

определяет их дальнейшую интенсивную миграцию в городских ландшафтах, биодоступность и опасность для живых организмов.

Атмосфера городов обычно загрязнена оксидами серы (Сочи, Махачкала, Новороссийск, Краснодар) и азота (Карабаш, Мончегорск, Сочи), пылью, но особенно опасны специфические для каждого производства загрязнители. Наиболее высоко загрязнение городов с электроэнергетикой, черной, цветной металлургией и нефтехимической промышленностью, где предельно допустимые концентрации вредных веществ в атмосфере превышены во много раз. Среди специфических поллютантов приоритетные позиции занимают ПАУ, формальдегид, тяжелые металлы. Особенно контрастны техногенные аномалии одного из ПАУ – бенз(а)пирена, обладающего канцерогенными свойствами и образующегося при пиролизических процессах, главным образом при сжигании ископаемого топлива.

Глобальное распространение многих поллютантов, особенно тяжелых металлов, определяет большие трудности при оценке регионального фона атмосферных выпадений. Почвы – основной поставщик тяжелых металлов естественного происхождения в атмосферу. Однако пыль выпадений по сравнению с почвами в 5–20 раз обогащена Hg, Zn, Sn, Cd и Cu, поэтому для них, а также для As и Sb доля антропогенного вклада в их общее количество в атмосфере составляет более 50%. Поэтому в промышленных районах понятие «фон» для атмосферных выпадений относительно. Атмосфера крупных городов, как правило, загрязнена неравномерно и на повышенном городском «фоне» в промышленных зонах формируются техногенные аномалии Zn, Pb, Ni, Hg, Cr и других металлов, концентрации которых обычно выше еще в 5–6 раз.

Пыль и аэрозоль – разные субстанции. Пыль – это более общий термин, обозначающий твердые частицы разного размера (как правило > 1 мкм) и происхождения, способные находиться в воздухе в виде суспензии. Аэрозоль – это только та суспензия твердых или жидких частиц, которая из-за своего более мелкого размера (<10 мкм) имеет очень низкую скорость осаждения и может длительное время находиться в атмосфере (Aerosol., 2000).

По химическому составу выделяется органическая промышленная пыль – растительная (зерновая, мучная, хлопковая), животная (шерстяная, кожная, костяная) и неорганическая – минеральная (силикатная, асбестовая), металлическая (железная, цинковая, свинцовая), смешанная (минерально-металлическая). Пыль, как правило, оказывает токсичное, аллергенное воздействие на человека, вызывая различные профессиональные заболевания.

Основными техногенными источниками твердых веществ в атмосфере являются промышленность, энергетика (особенно на угле) и автотранспорт. Доля твердых веществ от общей промышленной эмиссии, включая газы, составляет обычно 10–20% (Янин, 2003), но из-за высоких концентраций многих поллютантов в пыли опасность загрязнения городов пылью, как правило, больше, чем газами. При эколого-геохимических оценках состояния городов особенно важная роль принадлежит определению степени концентрации поллютантов в пыли. Контрастность техногенных аномалий и

состав геохимической ассоциации элементов в промышленной пыли обычно определяется путем сравнения содержаний элементов в пыли и фоновых почвах на значительном удалении от города. Конкретные заводы и типы производств отличаются геохимическими ассоциациями поллютантов в пылевых выбросах, зависящими от особенностей технологических процессов и состава используемого сырья. В ряде городов установлена прямая зависимость между содержаниями поллютантов в пыли и количеством пыли, поступающей в различные ландшафтно-функциональные зоны и районы города (рис. 3.5).

Детальный геохимический анализ техногенных источников пыли выполнен для многих городов России. В табл. 3.1 приводятся геохимические ассоциации элементов и контрастность образующихся техногенных аномалий для некоторых заводов г. Саранск. Выделяются производства с очень контрастными ($K_c > 100$) аномалиями, например, электроламповый завод (Cd, Sb, Hg, W), завод полупроводниковых изделий (Sb, Zn, Ag), с менее контрастными ($K_c < 100$) аномалиями – инструментальный завод (Pb, Mo, Cu), завод «Электровыпрямитель» (Cd, Cu, Mo).

Таблица 3.1

Геохимические ассоциации техногенных аномалий в промышленной технологической пыли г. Саранск (Янин, 2003; фрагмент)

Завод	K_c^*					
	> 300	300-100	100-30	30-10	10-3	3-1,5
Электроламповый	Cd-Sb	Hg-W	Pb-Sn-Ba-As	Zn-Mo-Ce-Sr-Ge	Cr-Bi-Ag	Co-B-V-Ni
Специальных источников света и электровакуумного стекла	Cu	B-Ag	Pb-Zn	Sb-W-Bi-Cr	Ni-Cd-Mo-Co-Hg-Mn	Ge-V-Sn-Ti
Полупроводниковых изделий	Sb-Zn	Ag	Pb	Cu	Ni-Cr-Cd-Bi	Cr-Hg-Sn-Co
«Электровыпрямитель»	-	-	Cd-Cu-Mo	Cr-Pb-Co-Ni	Ag-Zn	Mn
Инструментальный	-	-	Pb-Mo-Cu	Ni-W-Sn-Cr	Cd-Co-Sb-Ag	Bi-Ge-As

*Напомним, что K_c – это коэффициент концентрации элемента – отношение его содержания в изучаемой системе к содержанию в фоновых условиях.

Формы нахождения металлов в пыли разнообразны. В пылевых выбросах металлургических заводов преобладают оксиды металлов (>50–60%). Меньшая часть металлов находится в сорбированных, карбонатных, обменных, сульфатных соединениях. Доля обменных форм Zn, Cu, Pb и Cr в почвах вдоль транспортных магистралей г. Цинциннати (США) не превышает соответственно 8, 7, 5 и 4% (Turher et al., 2009). На предприятиях химической, лакокрасочной, цементной, пищевой промышленности доля подвижных форм нахождения металлов, как правило, увеличивается до 20–50%.

Интенсивность загрязнения воздуха в городах зависит и от целого ряда ландшафтных факторов, в первую очередь от метеорологической ситуации и

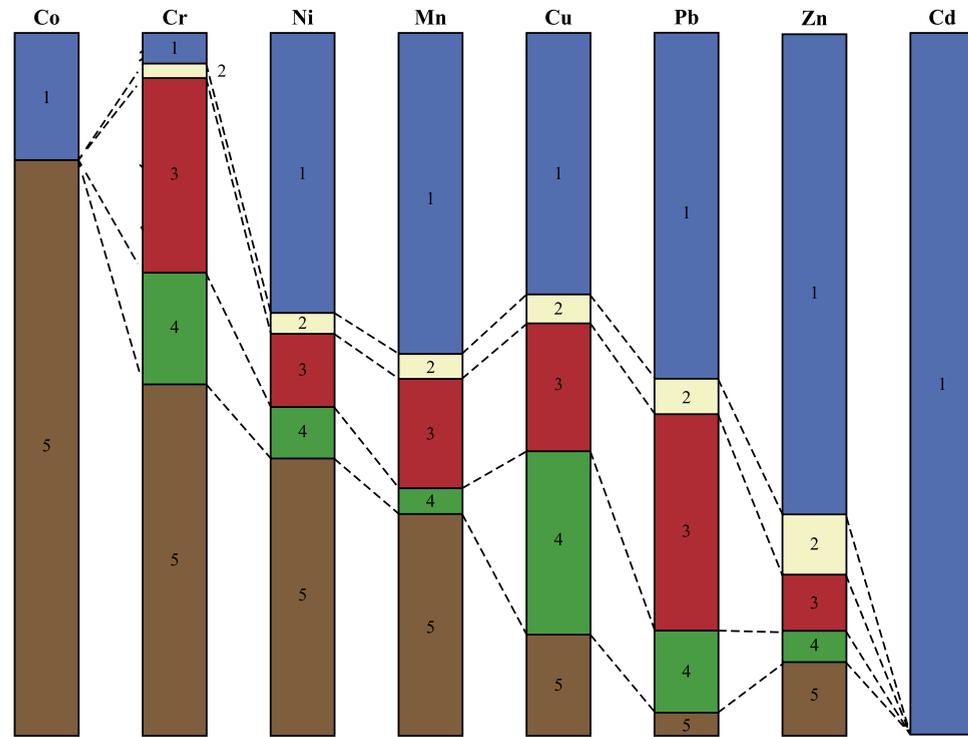


Рис. 3.4. Фракции металлов в твердых частицах аэрозолей в городах (Salomons, Förstner, 1984):

Фракции: 1 – обменная, 2 – адсорбированных на поверхности гидроксидов и карбонатов, 3 – связанная с оксидами железа и марганца; 4 – связанная с органическим веществом, 5 – остаточная. Подвижность элементов возрастает от Co и Cr к Zn и Cd

рельефа. Особенно сильно загрязнены промышленные города, расположенные в горных котловинах с частыми инверсиями температур, приводящими к смогам (Новокузнецк, Братск, Магнитогорск, Иркутск и др.).

Состояние атмосферного воздуха очень динамично, поэтому наблюдение за ним ведется непрерывно на стационарных пунктах контроля, в крупных городах, как правило, в нескольких пунктах. Достоинством такой организации контроля воздушной среды является его непрерывность, а недостатком – редкая сеть наблюдений, не обеспечивающая достоверную простран-

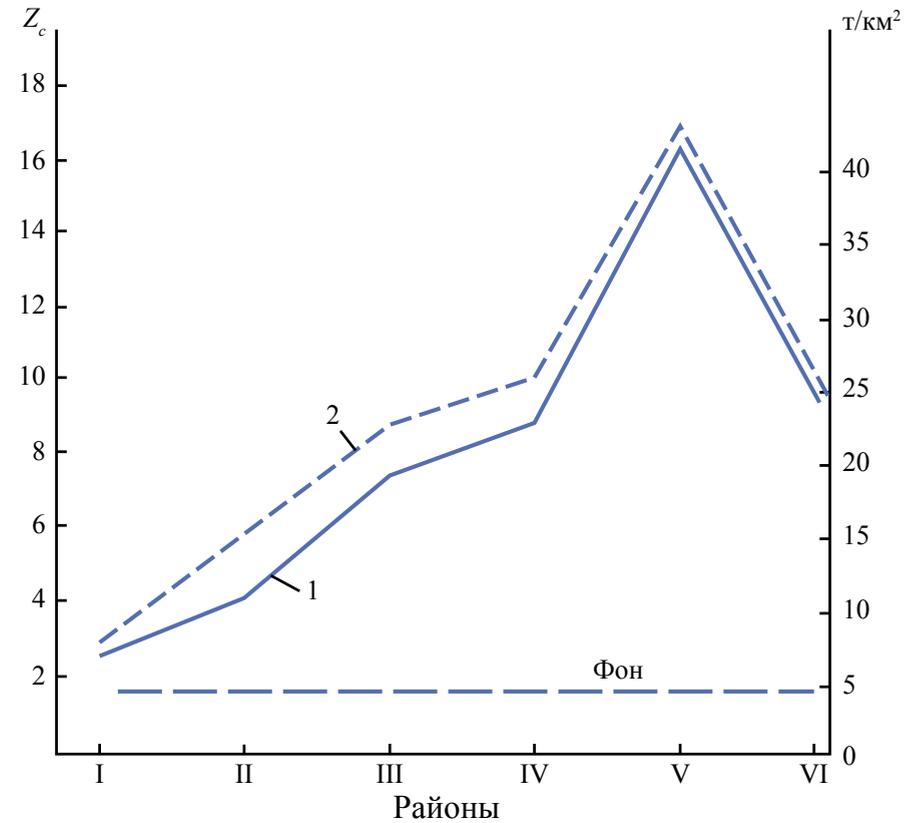


Рис. 3.5. Связь Z_c в почвах (1) с поступлением пыли (2) за зимний период в г. Тольятти (по Н.С. Касимову):

районы: I – Автозаводский (машиностроение); II – Центральный (химическая промышленность); III – северные сельхозугодья; IV – лесные массивы; V – Васильевский (золо- и шлакоотходы; VI – г. Тольятти в целом

ственную картину распределения загрязнителей по всей территории города. Существование коррелятивных зависимостей между содержанием многих поллютантов в атмосферном воздухе и их содержанием в снеге и почвах, дающих интегральную характеристику атмосферного загрязнения, позволяет использовать эти компоненты ландшафта для экспрессной геохимической индикации загрязнения атмосферы городов. Для регионального мониторинга атмосферы мегаполисов используются специальные лаборатории на самолетах и поездах (рис. 3.6).

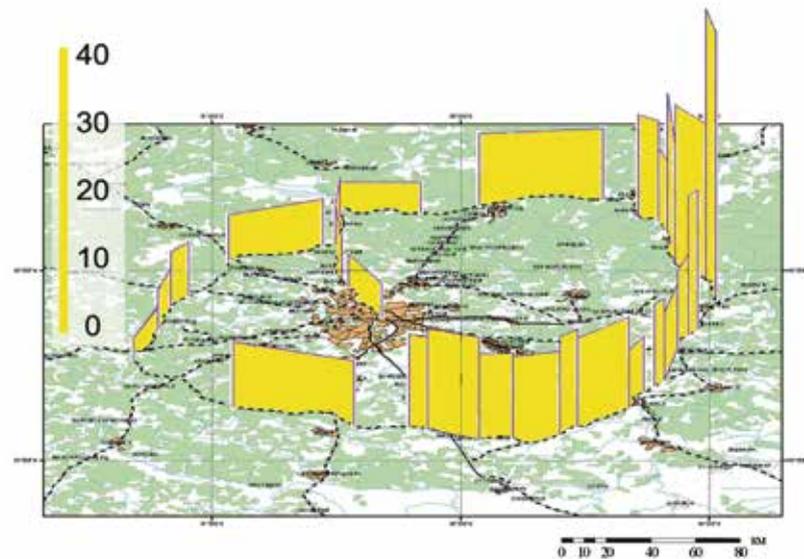


Рис. 3.6. Лаборатория мониторинга атмосферы в поезде. Распределение ароматических углеводородов в (бензол, толуол, этилбензол, ксилолы) воздухе вокруг г. Москвы. Хорошо видна загрязненность атмосферы к востоку от Москвы (по Н.Ф. Еланскому)

Атмотехногенное загрязнение снежного покрова. Из-за меньшей скорости выпадения и большей площади поверхности снежинок по сравнению с дождевыми каплями (Viklander, 1999), снег обладает высокой сорбционной способностью и поглощает из атмосферы значительную часть продуктов техногенеза. Изучение химического состава снежного покрова позволяет выявить зоны загрязнения и количественно рассчитать реальную поставку загрязняющих веществ в ландшафты в течение периода с устойчивым снежным покровом, когда их концентрации в атмосфере выше, а низкая температура

препятствует растворению и трансформации веществ. Этот метод экспрессной оценки состояния среды успешно применяется во многих городах и районах мира с устойчивым снежным покровом (Дончева, 1978; Василенко, Назаров, Фридман, 1985; Геохимия., 1990; Экогеохимия., 1995; Viklander, 1996, 1999; Walker et al., 2003; Telmer et al., 2004 и др.).

Вокруг промышленных центров техногенные ореолы запыленности снежного покрова, выявленные со спутников, больше фонового уровня в 2–3 раза. В России особенно велики площади загрязнения в Московском, Донецко-Криворожском, Кузбасском, Уральском районах. Техногенные ореолы пыли в снежном покрове в десятки раз превышают площадь городской застройки и в 2–3 раза контрастнее ореолов в атмосферном воздухе.

В составе ореолов выделяются пять основных групп поллютантов:

- макрокомпоненты снеговых вод – пыль, SO_4^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} , F^- , минеральные формы N и P;
- тяжелые металлы и другие микроэлементы;
- радионуклиды;
- органические соединения: фенолы, формальдегид, ПАУ;
- полихлорбифенилы, пестициды, диоксины также загрязняют городскую среду, но их распределение в снежном покрове городов изучено слабо.

Снегогеохимическая съемка проводится обычно перед началом таяния на всю мощность снега (кроме припочвенной части) специальными полихлорвиниловыми пробоотборниками. Сплошной снежный покров позволяет проводить массовое площадное опробование территории города и его окрестностей по регулярной, полурегулярной сети или векторным способом. Достоверные пространственные макроструктуры загрязнения получают при взятии одной пробы на 1 км^2 на открытых площадках, удаленных на 150–200 м от автомагистралей или других локальных источников. При более частой сети опробования можно получить детальную картину загрязнения от отдельных источников.

Пробы снега растапливают при комнатной температуре и воду фильтруют под давлением или пропускают через газ. При мониторинге снежного покрова обычно исследуются растворенная фаза, прошедшая через мембранные фильтры с диаметром пор не более $0,45 \text{ мкм}$, и минеральная фаза (пыль), оставшаяся на фильтрах. Такой фазовый анализ позволяет получить информацию о пространственном распределении наиболее подвижных водорастворимых форм, а также сорбированных, карбонатных, гидроксидных и других форм, связанных с минеральными и органо-минеральными носителями. Техногенные ореолы этих форм имеют разную площадь, контрастность и элементный состав. Наибольшее индикационное значение имеет количество и химический состав пыли, на долю которой приходится обычно 70–80% от общего баланса элементов в снеге.

После аналитического определения макрокомпонентов, соединений азота, фтора, тяжелых металлов, ПАУ и др. рассчитываются коэффициенты техногенной концентрации или аномальности элементов и соединений (Кс) по

сравнению с фоном, а также показатели общей пылевой нагрузки (Геохимия..., 1990):

$$P_{\text{общ.}} = C \cdot P_n \text{ (г/см}^2, \text{ т/км}^2 \text{ или мг/км}^2 \text{ в сутки),}$$

где C – концентрация химических элементов в снежной пыли, мг/кг; P_n – пылевая нагрузка, кг/км² · сут. Тогда коэффициент относительной техногенной нагрузки:

$$K_p = \frac{P_{\text{общ.}}}{P_{\text{ф}}},$$

где $P_{\text{ф}}$ – фоновая нагрузка элемента $P_{\text{ф}} = C_{\text{ф}} \cdot P_{\text{нф}}$; $C_{\text{ф}}$ – фоновое содержание исследуемого элемента; $P_{\text{нф}}$ – фоновая пылевая нагрузка (например, для нечерноземной зоны равная 10 кг/км² · сут.).

Полиэлементные техногенные аномалии часто характеризуются суммарными показателями загрязнения (Z_c) или нагрузки (Z_p), определяющими степень загрязнения ассоциацией элементов относительно фона. Аномальные зоны с Z_c более 100–120 характеризуют высокий и опасный уровень загрязнения (Геохимия..., 1990; Перельман, Касимов, 1999).

Трансформация химического состава снега. Выбросы пыли, оксидов серы, азота, углерода приводят к техногенной трансформации химического состава снеговых вод.

Подщелачивание снеговых вод до pH 8,5–9,5 происходит при поступлении больших количеств пыли в окружающую среду от цементной, строительной промышленности, теплоэнергетики, черной металлургии, производства аммиака (рис. 3.7). При этом за счет растворения техногенных карбонатов, содержащихся в пыли, увеличивается содержание Ca, Mg и HCO₃⁻ ионов в водах.

Подкисление снеговых вод наблюдается при поставке оксидов серы тепловыми станциями на угле, предприятиями цветной металлургии, выбросами коксо- и нефтехимии. Иногда наблюдается зональность щелочно-кислотных условий: во внутренней зоне загрязнения снеговые воды имеют щелочную реакцию, во внешней зоне – более кислую. В среднем нагрузка сульфатов (2–3 т/км²·год), нитратов (0,5–1,0), аммония (около 1 т/км²·год) на города почти на порядок больше, чем на малонаселенные районы.

Тяжелые металлы и ПАУ в снежном покрове. Пространственная связь и качественный состав микроэлементов в снежном покрове позволяет достаточно четко индентифицировать техногенные источники загрязнения в городе. Растворимые и труднорастворимые формы металлов имеют разное индикационное значение. Так, в г. Тольятти производство азотных удобрений сопровождается формированием контрастных техногенных аномалий растворенного Ni при низких его концентрациях в минеральной составляющей снега. Особенно контрастны ореолы тяжелых металлов вокруг заводов черной и цветной металлургии, где суммарные показатели загрязнения в эпицентрах ореолов достигают сотен единиц (рис. 3.8). Пыль от заводов черной металлургии

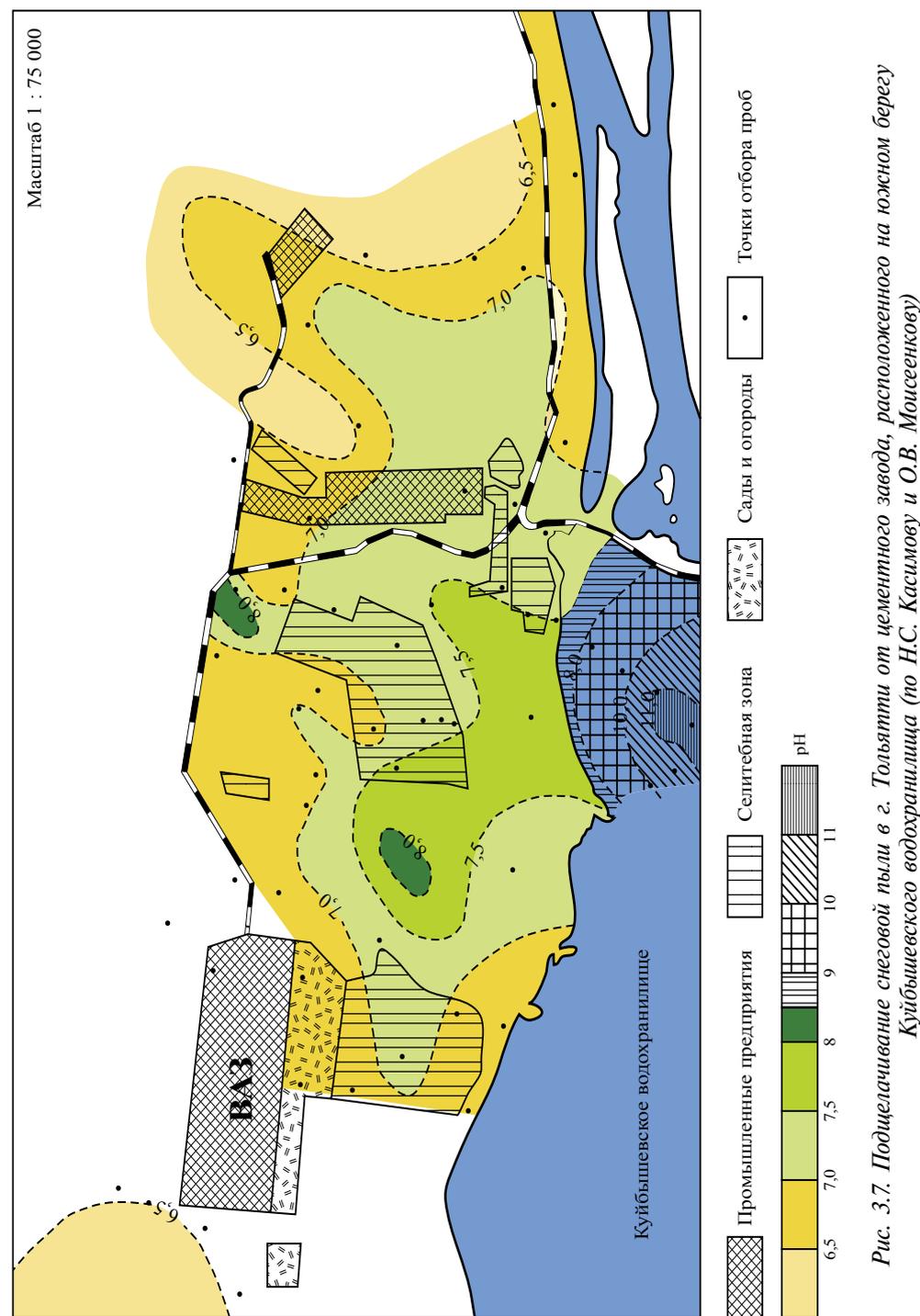


Рис. 3.7. Подщелачивание снеговой пыли в г. Тольятти от цементного завода, расположенного на южном берегу Куйбышевского водохранилища (по Н.С. Касимову и О.В. Моисеевскому)

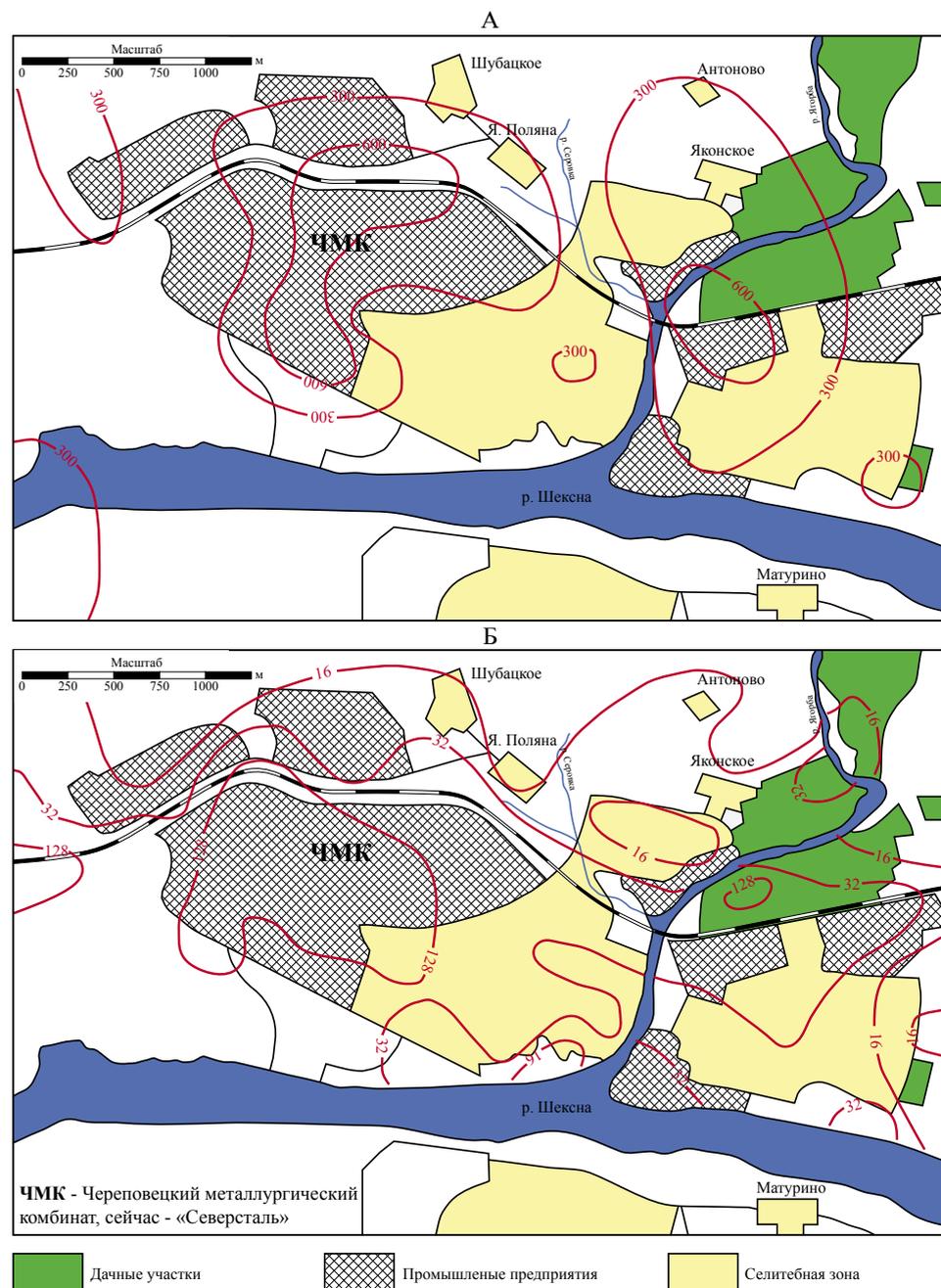


Рис. 3.8. Распределение суммарного показателя загрязнения (Z_c) в пыли снеговой воды (А) и верхнем горизонте почв, подвижные формы (Б) в г. Череповец (Герасимов, Федоров, 1995)

образует техногенные аномалии минеральных форм металлов. Выбросы алюминиевых заводов в г. Братск наряду с пылью содержат растворимые фториды алюминия и других металлов. Обычно аномалии водорастворимых форм Al, Zn, Cr в 1,5–2 и более раз контрастнее аномалий их валовых форм.

Индикационными признаками загрязнения снега в городах является резкое возрастание количества пыли и содержания в ней тяжелых металлов, распределение которых тесно связано с функциональными зонами с максимумами вдоль автомагистралей и вокруг промышленных территорий (табл. 3.2). Соотношение между минеральными и растворенными формами элементов зависит от состава выбросов, то есть технологической и геохимической специализации города. Для Na, Mo, Ag, Co, Ni, Cr, Cd, V, Cu по мере удаления от источника их выбросов доля растворенных форм резко сокращается, что объясняется быстрым растворением сульфатов элементов и их выпадением вблизи источника выбросов. Для Pb, Al, As, Zn, Sr, Mg, Mn, Fe, Ba, Sb, содержащихся в выбросах в основном в форме слаборастворимых оксидов, при удалении от источника уменьшается доля взвешенных форм (Telmer et al., 2004).

Таблица 3.2

Интенсивность выпадений ТМ и металлоидов с пылью в различных функциональных зонах Восточного округа г. Москвы (Касимов и др., 2012)

Зона	Превышение выпадений ТМ над фоном, K_d					Z_d
	>50	50-25	25-12	12-6	6-3	
Автомагистрали	Mo ₃₈₀ *	W ₄₅ Sb ₃₁ As ₂₇	Sn ₁₈ Fe ₁₅ Sr ₁₄ V ₁₃	Co ₁₁ Cr ₁₁ Mn ₁₀ Mi ₉ Ti ₈ Zn ₈ Cu ₇	Bi ₆ Ag ₆ Cd ₅ Be ₄ Pb ₃	609
Промышленная	Mo ₄₂₄	-	W ₁₇ Sb ₁₇ Fe ₁₇ As ₁₄ Sn ₁₄	Cr ₁₁ Ni ₁₀ V ₈ Co ₈ Zn ₇ Sr ₇	Mn ₆ Cu ₆ Cd ₄ Ti ₄ Ag ₄ Bi ₃ Be ₃	566
Жилая застройка низкой этажности	Ag ₁₀₇ Mo ₅₄	-	-	As ₁₂ Sb ₁₁	W ₅ Sn ₅ Fe ₄ Cr ₃ Cu ₃	206
Жилая застройка средней этажности	Mo ₈₄	-	-	Sb ₁₂ As ₁₀ W ₈ Sn ₇	Zn ₅ Sr ₄ Ni ₄ V ₄ Cu ₄ Fe ₄ Cr ₄ Co ₃ Bi ₃ Cd ₃	147
Жилая застройка высокой этажности	Mo ₅₃	-	As ₂₁	Sb ₁₁ W ₉	Sn ₆ Ni ₄ Sr ₄ V ₄ Zn ₄ Fe ₄ Ag ₄ Bi ₃ Cr ₃ Co ₃ Cu ₃ Cd ₃	127
Рекреационная	Mo ₅₅	-	-	Sb ₈ Sn ₇ Cd ₇ W ₇	Ag ₆ Bi ₅ Cr ₄ Sr ₄ V ₄ Ni ₄ Fe ₃ Zn ₃ As ₃ Cu ₃	110
Агрolandшафты	-	-	-	As ₁₀	Ag ₆ Sb ₄ Sn ₃ W ₃	28
Средней по округу	Mo ₁₇₆	-	W ₁₈ Sb ₁₆ As ₁₅ Ag ₁₄	Sn ₁₀ Fe ₈	Sr ₆ V ₆ Cr ₆ Ni ₆ Co ₅ Zn ₅ Mn ₄ Cu ₄ Bi ₄ Cd ₄ Ti ₃	295

*Величина K_d каждого элемента указана в подстрочном индексе.

ПАУ – это несколько сот высокомолекулярных органических соединений бензольного ряда, различающиеся по числу бензольных колец (от 2 до 7). Они имеют как природное, так и техногенное происхождение. Техногенные ПАУ образуются при сжигании углеводородного топлива в промышленности и энергетике, производстве кокса, работе двигателей внутреннего сгорания. Из-за своей токсичности и канцерогенности ПАУ отнесены к приоритетным загрязняющим веществам в России, Европейском союзе и США. Наиболее токсичны бенз(а)пирен (БП) и бенз(ghi)перилен (БПЛ), особенно часто определяемые в объектах окружающей среды. БП в 70–80% случаев занимает первое место среди веществ, с которыми связан высокий уровень загрязнения городов России и СНГ. Техногенные аномалии ПАУ в снежном покрове вокруг металлургических комбинатов и ТЭЦ в радиусе до 3–8 км часто имеют более компактную конфигурацию и высокую контрастность по сравнению с аномалиями тяжелых металлов. Наиболее интенсивно загрязнение ПАУ снежного покрова городов с черной и цветной, главным образом алюминиевой промышленностью (г. Красноярск, Липецк, Братск, Магнитогорск, Череповец), где вокруг промплощадок их содержание в снеге в десятки и сотни раз больше фоновых значений (рис. 3.9).

Предельно допустимые концентрации ПАУ, в частности для БП, установлены только для водоемов – 5 нг/л. Его фоновые концентрации в снеговой воде Среднего Поволжья составляют 5–10 нг/л, а в г. Тольятти они больше в 2–10 раз. В пыли и аэрозолях снега контрастность техногенных аномалий ПАУ еще выше: в г. Тольятти при фоне БП в аэрозолях снега 20–40 нг/г его содержание больше в 100–300 раз и достигает 2–3 тыс. нг/г (Пиковский, 1993).

Геохимия почвенного покрова

Почвенный покров города – это сложная и неоднородная природно-антропогенная биогеохимическая система. Наряду с асфальтированными улицами, площадями, автострадами и другими искусственными образованиями распространены антропогенно-измененные и естественные почвы – во дворах, в парках, на бульварах, пустырях. В городах формируются особые почвы – урбаноземы, индустроземы, экраноземы, культуроземы и др. (табл. 3.3), которые наслаиваются друг на друга в течение всего периода существования городского населения, образуя особые почвенно-седиментационные тела – городские педолитоседименты (рис. 3.10).

Продукты техногенеза, выпадая на земную поверхность, накапливаются в верхних горизонтах почв, изменяют их химический состав и вновь включаются в природно-техногенные циклы миграции. О степени техногенной трансформации естественных и слабоизмененных городских почв относительно фоновых почв региона можно судить по характеру их геохимического изменения.

На формирование геохимического состояния городских почв влияет длительность и характер развития города. В культурных слоях Москвы

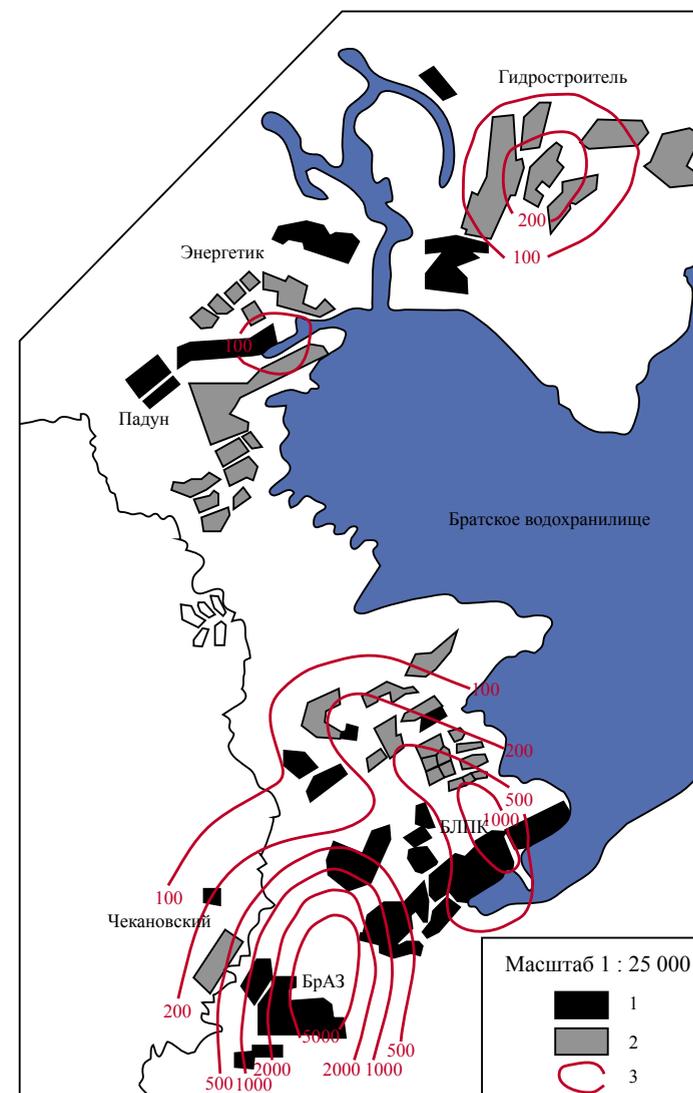


Рис. 3.9. Аномалии 3,4-бенз(а)пирена в пыли снеговой воды г. Братска (Экогеохимия., 1995): 1 – БрАЗ – Братский алюминиевый завод, БЛПК – Братский лесопромышленный комбинат; 2 – городская застройка; 3 – изолинии содержаний 3,4-бенз(а)пирена (нг/г)

Таблица 3.3

Классификация городских почв таежной зоны (Почвы., 1998)

Группа почв	Естественные почвы в пределах города	Естественно-антропогенные почвы	Антропогенные преобразованные почвы	Техногенные поверхностные почвоподобные образования
Класс почв	Естественные почвы	Поверхностно-преобразованные естественные почвы	<i>Антропоземы</i> : антропогенные глубокопреобразованные почвы	<i>Техноземы</i> : поверхностно-гумусированные (искусственно созданные)
Тип городских почв	Подзолистые, болотно-подзолистые, аллювиальные, дерновые, дерново-глеявые и другие с признаками урбогенеза	Те же, но преобразованием затронуто менее 50 сантиметров профиля (урбопочва)	<i>Урбаноземы</i> : преобразованием затронуто более 50 сантиметров профиля	<i>Урботехноземы</i> (почвогрунты)
Подтип почв	Дерново-подзолистые, болотно-подзолистые и другие	Те же, но нарушенные, скальпированные, насыпные и т.д.	Урбанозем Культурозем Экранозем Некрозем Индустризем Интрузем	Реплантозем Конструктозем

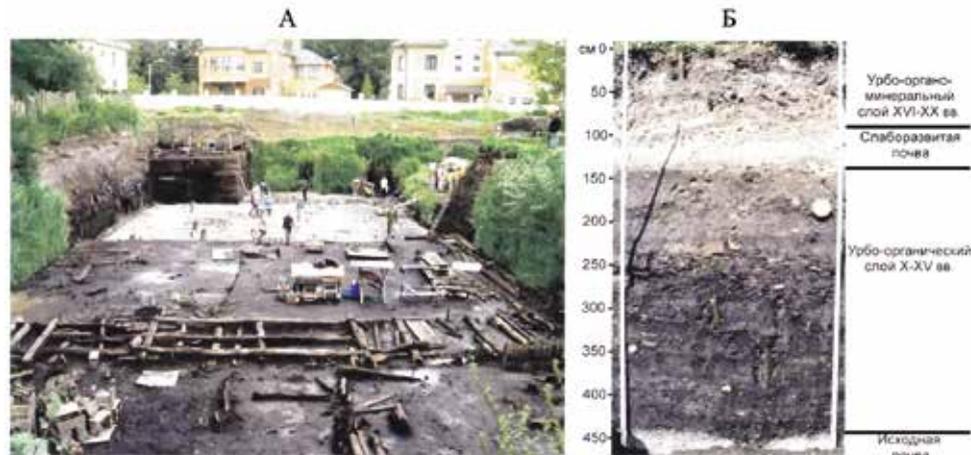


Рис. 3.10. Великий Новгород, археологический раскоп Троицкий – XIII, XIV (Долгих, 2010). На переднем плане сохранившиеся остатки средневековой мостовой (А), строение педолитоседиментов (Б)

XVII–XVIII вв. содержание Cu достигает 25–200 КК, а Pb – 10–50 КК, то есть превышает современный уровень загрязнения. В культурных слоях Великого Новгорода, Пскова и Самарканда уже в доиндустриальный период антропогенное геохимическое воздействие привело к заметному загрязнению почв тяжелыми металлами, содержание которых в 5–8 раз выше фона почвообразующих пород (Евдокимова, 1986; Александровская, Александровский, 2003). Поэтому почвенный покров древних городов даже с ограниченной современной промышленной нагрузкой может быть достаточно сильно загрязнен.

Как правило, в почвах техногенные аномалии металлов фиксируют интенсивность загрязнения в течение последних 20–50 лет. Минимальное время формирования контрастных геохимических аномалий зависит от типа воздействия и составляет в среднем 5–10 лет, хотя для отдельных элементов (As, Zn) оно может равняться 1–2 годам. Аномалии в почвах более стабильны, чем в воздухе, снеге и растениях, так как они способны аккумулировать поллютанты в течение всего периода техногенного воздействия. Поэтому *педогеохимическая индикация и картографирование* являются одним из основных методов оценки экологического состояния городов.

Техногенная трансформация свойств почв и условий миграции химических элементов. По влиянию на городские почвы М.А. Глазовская (1988) выделяет две группы техногенных веществ.

Педогеохимически активные вещества преобладают по массе в выбросах, изменяют щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия почв. Это в основном нетоксичные и слаботоксичные типоморфные элементы с высокими кларками – Fe, Ca, Mg, щелочные элементы, минеральные кислоты. Педогеохимически активны и некоторые газы, например, сероводород и метан, изменяющие окислительно-восстановительную обстановку миграции. При достижении определенного предела подкисление или подщелачивание сказывается на почвенной флоре и фауне.

Биохимически активные вещества действуют прежде всего на живые организмы. Это обычно высокотоксичные поллютанты с низкими кларками (Hg, Cd, Pb, Sb, Se и др.), образующие более контрастные относительно фона аномалии и представляющие опасность для флоры, фауны и человека.

В городах поступление пыли в почвы на порядок и более выше, чем в естественных фоновых ландшафтах. Так как по массе в пыли преобладают макроэлементы – Fe, Ca, Mg, то геохимическими следствиями ее атмосферной поставки являются *ожелезнение почв* (образование *ржавоземов*), практически не влияющее на щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия миграции элементов, и *карбонатизация почв*, ведущая к увеличению их щелочности, связыванию многих металлов в труднорастворимые карбонаты, насыщению поглощающего комплекса основаниями. Происходит увеличение емкости поглощения, содержания органического углерода и элементов питания – P, K, усиление солонцеватости и засоленности почв (табл. 3.4).

Таблица 3.4

Сравнительная характеристика свойств урбаноземов поверхностных горизонтов г. Москва и дерново-подзолистых почв Подмосковья (Почвы..., 1998; Никифорова, Кошелева, 2009; Прокофьева, Попутников, 2010)

Свойства	Урбаноземы	Фоновые дерново-подзолистые почвы
C _{орг} , %	2-7	1-2
pH	до 8,5	4,5-6,5
Ca ²⁺ , мг-экв/100 г почвы	5-100	5-10
Mg ²⁺ , мг-экв/100 г почвы	до 30	2-3
Емкость поглощения, мг-экв/100 г	до 60	10-15
Степень насыщенности основаниями, %	до 100	60-70
P ₂ O ₅ , мг/100 г почвы	5-150	5-10
K ₂ O, мг/100 г почвы	2-65	7-15
SO ₄ ²⁻ , мг/100 г	до 220	Нет
Cl ⁻ , мг/100 г	до 40	«-«
NO ₃ ⁻ , мг/100 г	12-15	«-«
Тяжелые металлы I класса опасности	> ПДК	Фоновое значение

При длительном поступлении значительных масс карбонатной пыли в кислые и нейтральные почвы изменяется класс водной миграции ландшафта. В лесной и лесостепной зонах кислые, кислые глеевые (H⁺, H⁺-Fe²⁺), нейтральные и нейтральные глеевые (H⁺-Ca²⁺, H⁺-Ca²⁺-Fe²⁺) классы трансформируются в кальциевые и кальциевые глеевые (Ca²⁺, Ca²⁺-Fe²⁺).

Такой щелочной тип техногенной трансформации почв хорошо изучен в районе Назаровской ГРЭС в Канско-Ачинском районе (Волкова, Давыдова, 1987; Давыдова, 2001), в Москве (Строганова, 1998; Никифорова, Кошелева, 2007), в Тольятти (Моисеенков, 1989), Новгороде (Никифорова, Лазукова, 2005), Иновроцлаве (Касимов с соавт., 1995), Берлине (Birke and Rauch, 1994, 2000; Birke, 2012) и во многих других городах, где pH верхних горизонтов кислых лесных почв с 5–5,5 увеличивается на 2,5–3 единицы (рис. 3.11). Формируются особые природно-техногенные почвы, сочетающие в морфологии и физико-химических свойствах реликтовые признаки естественных лесных почв (элювиально-иллювиальная дифференциация профиля, кислая реакция средних и нижних горизонтов) и наложенные (эпигенетические) техногенные изменения – нейтральную, слабощелочную и даже щелочную реакции дерновых и гумусовых горизонтов, насыщенность поглощающего комплекса основаниями и др. Щелочная техногенная трансформация городских почв ведет к увеличению их буферности, росту поглотительной способности и уменьшению миграционной способности многих поллютантов, прежде всего тяжелых металлов. В степях и пустынях эффекты карбонатизации почв менее заметны.

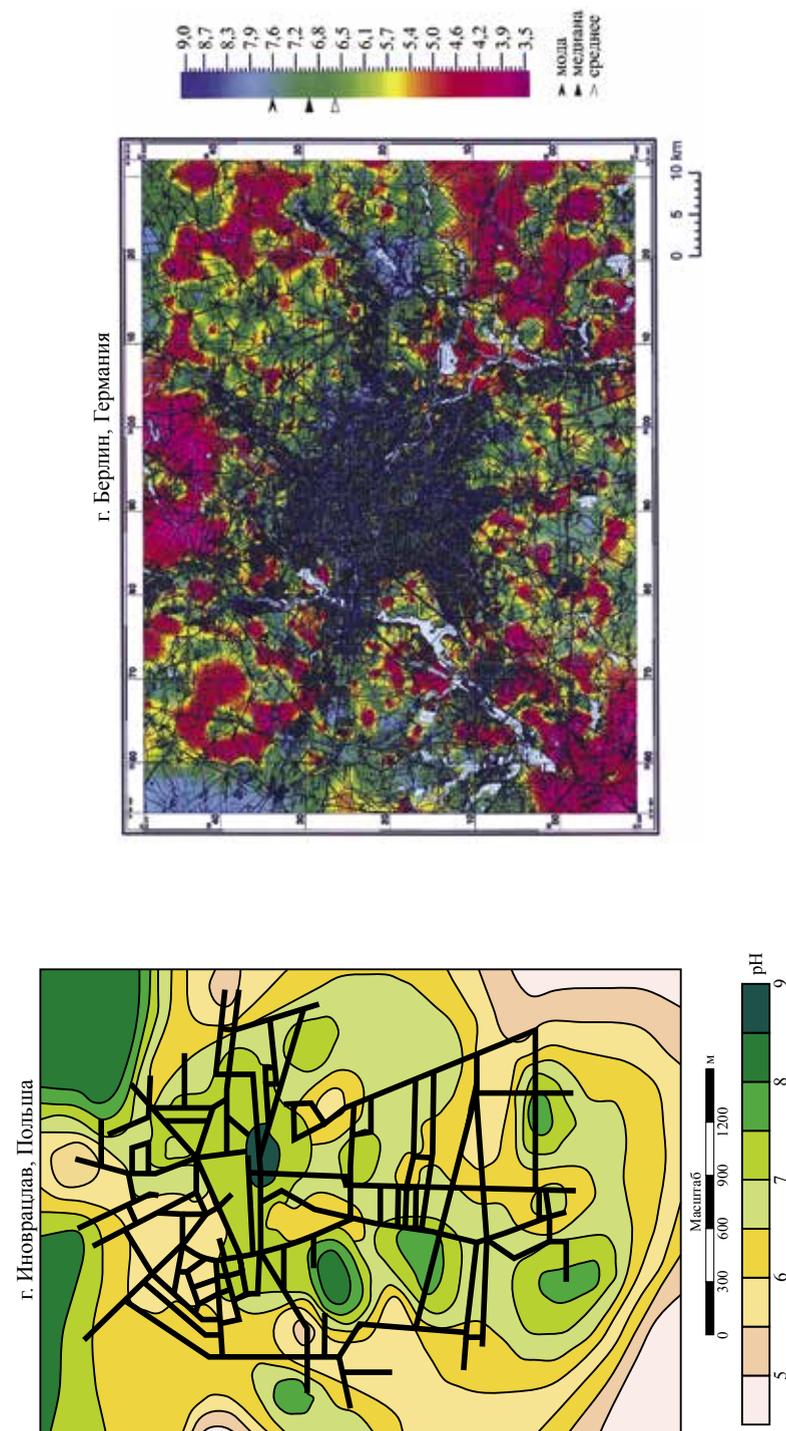


Рис. 3.11. Распределение pH в поверхностных горизонтах почв г. Иновроцлава, Польша, черные линии – улицы (Экогеохимия..., 1995) и г. Берлина (Marrings..., 2011)

Тяжелые металлы в почвах. Промышленность, теплоэнергетика, автотранспорт и муниципальные отходы — это источники техногенных аномалий тяжелых металлов и других микроэлементов в городских почвах. В аномальных зонах наиболее интенсивно импактное воздействие почв на городскую среду, они служат индикаторами техногенного загрязнения и представляют опасность для растений, животных и человека, особенно детей.

Загрязнение почв тяжелыми металлами. Почвенно-геохимический анализ состояния городской среды обычно начинается со сплошного сетевого опробования поверхностных (0–10 см) горизонтов почв с учетом ландшафтной ситуации и функциональных зон. Густота сети зависит от масштаба исследований и обычно колеблется от 1 до 10 точек на 1 км². Реальная картина загрязнения почв среднего промышленного города получается при сети опробования 500х500 м, то есть 9 проб на 1 км², что позволяет дифференцировать территорию города на районы с различными уровнями загрязнения.

Для оценки контрастности и экологической опасности техногенных аномалий тяжелых металлов в почвах используется несколько подходов. Как для воздуха и снега, индикация загрязнения основывается в первую очередь на сопоставлении загрязненных городских почв с их фоновыми аналогами путем использования коэффициента техногенной концентрации или аномальности — *K_c*. Отражая интенсивность загрязнения, он непосредственно не указывает на его опасность. Для экологической и санитарно-гигиенической оценки загрязнения почв используются ПДК элементов, установленные экспериментально. По М.А. Глазковой (1988), предельно допустимое состояние почв — это тот уровень, при котором начинает изменяться оптимальное количество и качество создаваемого живого вещества, то есть биологическая продукция. Содержание химических элементов в городских почвах обычно нормируется через значения регионального педогеохимического фона, кларки литосферы и ПДК для почв одной геохимической ассоциации.

В полиэлементных очагах загрязнения токсичность элементов может суммироваться и оказывать синергическое воздействие на живые организмы. Одним из простых способов оценки контрастности комплексных техногенных ореолов является расчет *суммарных показателей загрязнения (Z_c)* почв относительно фонового уровня по той же формуле, что и для воздуха и снега. По этому показателю можно сравнивать степень загрязнения почвенного покрова различных городов.

Особенно контрастные аномалии образуют подвижные формы металлов, извлекаемые различными растворителями. Эти формы доступнее для живых организмов и экологически более опасны. Однако из-за варьирования содержания и разнообразия методов экстракции металлов из различных почв надежные ПДК подвижных форм тяжелых металлов установлены только для некоторых элементов.

Почвенный покров большинства городов аномален по содержанию тяжелых металлов. В промышленных городах от 30 до 80% территории занято техногенными аномалиями отдельных тяжелых металлов относительно

небольшой контрастности («городской фон»), но вокруг промышленных предприятий и других техногенных источников формируются зоны более сильного загрязнения, которые оцениваются путем детальных крупномасштабных исследований с изучением механизмов миграции и концентрации поллютантов, степени техногенной геохимической трансформации форм нахождения элементов (Геохимия..., 1990; Экогеохимия..., 1995; Mapping..., 2001; Technogenic Soils of Poland, 2013; Technogenic Soils Atlas, 2013).

Техногенная трансформация почвенно-геохимической структуры территории. Накопление поллютантов в верхних горизонтах городских почв приводит к изменению радиальной геохимической структуры почвенного профиля. В дерново-подзолистых и серых лесных почвах техногенная аккумуляция затушевывает фоновую элювиально-иллювиальную дифференциацию профиля (рис. 3.12). Наоборот, в черноземах относительно равномерное распределение металлов по профилю фоновых почв в условиях загрязнения сменяется поверхностно-аккумулятивным (рис. 3.13).

Усиление ливневого поверхностного стока в городах, в том числе за счет атмотехногенного загрязнения автономных почв, подтопление загрязненными грунтовыми водами определяют аккумуляцию токсичных веществ в почвах подчиненных ландшафтов. В связи с этим преобладающие в фоновых условиях слабоконтрастные почвенно-геохимические катены сменяются в городах резко дифференцированными катенами с аккумуляцией поллютантов в подчиненных ландшафтах — на побережьях рек, озер и водохранилищ, куда они поступают

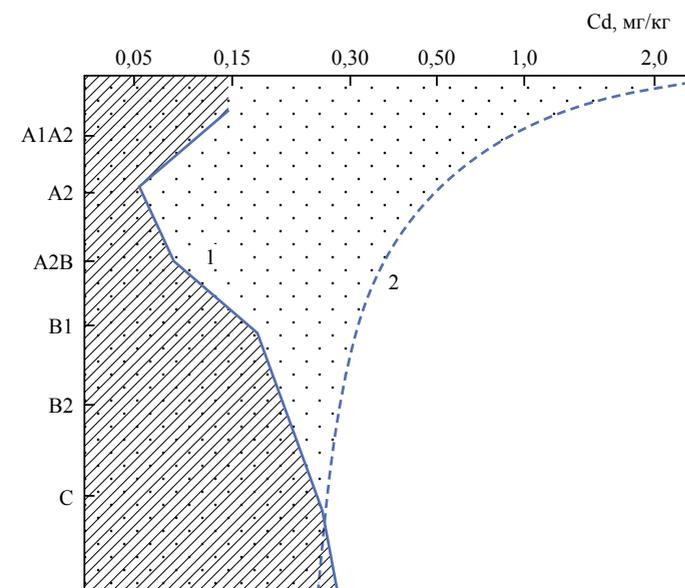


Рис. 3.12. Техногенная аккумуляция Cd в фоновых (1) и загрязненных (2) дерново-подзолистых почвах Подмосковья (по И.Д. Белицкой)

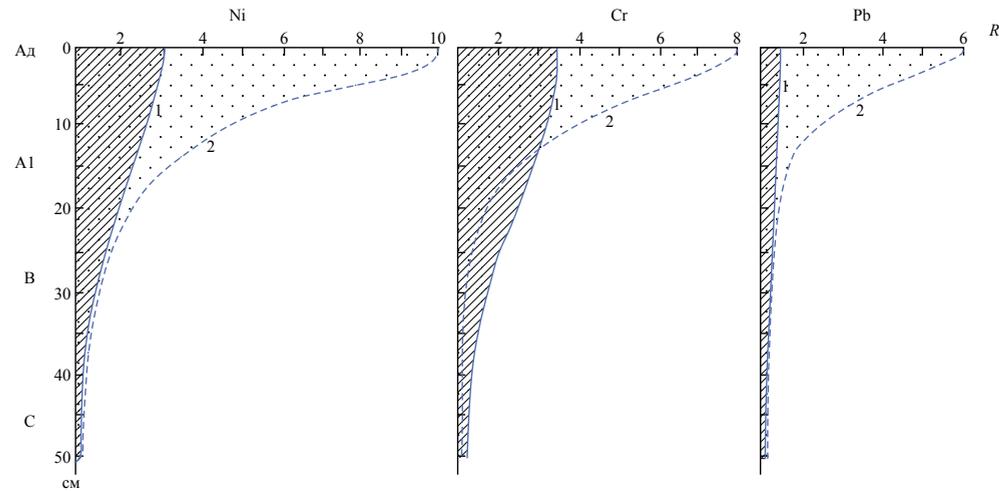


Рис. 3.13. Техногенная аккумуляция Ni, Cr и Pb в почвах г. Магнитогорска (Белякова и др., 1995). R — коэффициенты радиальной дифференциации: фоновые черноземы (заштриховано), городские черноземы (точки)

с поверхностным, внутрипочвенным и грунтовым стоком. Неравномерность загрязнения почвенного покрова городов ведет к появлению нетипичных для природных условий соотношений химических элементов между почвами автономных и подчиненных ландшафтов.

Почвенно-геохимическое картографирование является основным методом интерпретации и анализа полученных данных. Составляются как моноэлементные карты, на которых изолиниями или сплошным фоном показаны зоны загрязнения почв отдельными элементами, так и карты суммарного загрязнения почв города несколькими элементами по значениям показателя Zc.

В крупных промышленных городах загрязнение тяжелыми металлами обычно возрастает. Всего за 10 лет пространственная структура загрязнения Москвы сильно изменилась, появились многочисленные новые аномальные зоны с высокими и чрезвычайно высокими величинами суммарного показателя загрязнения Zc (рис. 3.14). Сравнение почвенно-геохимических карт распределения отдельных поллютантов в разные периоды позволяет оценить скорость прироста, то есть опасность техногенного воздействия и прогнозировать дальнейшее загрязнение. Так, для почв Восточного округа Москвы установлены высокие темпы загрязнения свинцом: с 1989 по 2010 гг. содержание Pb в почвах эпицентров загрязнения увеличилось в 1,5–2,5 раза, то есть величина приращения составила 1–2 кларка литосферы (рис. 3.15).

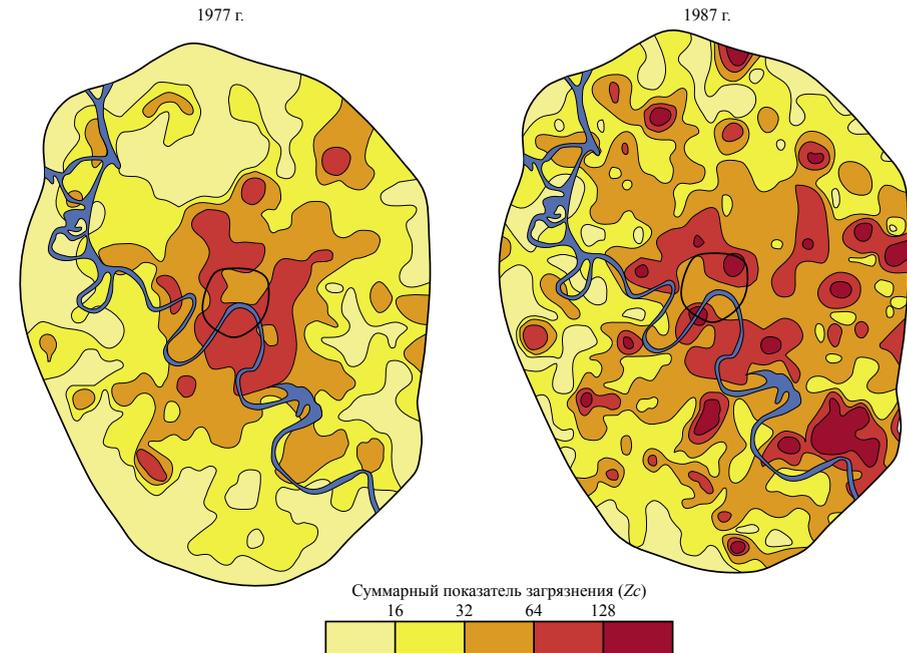
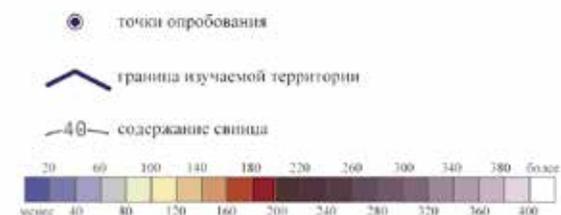
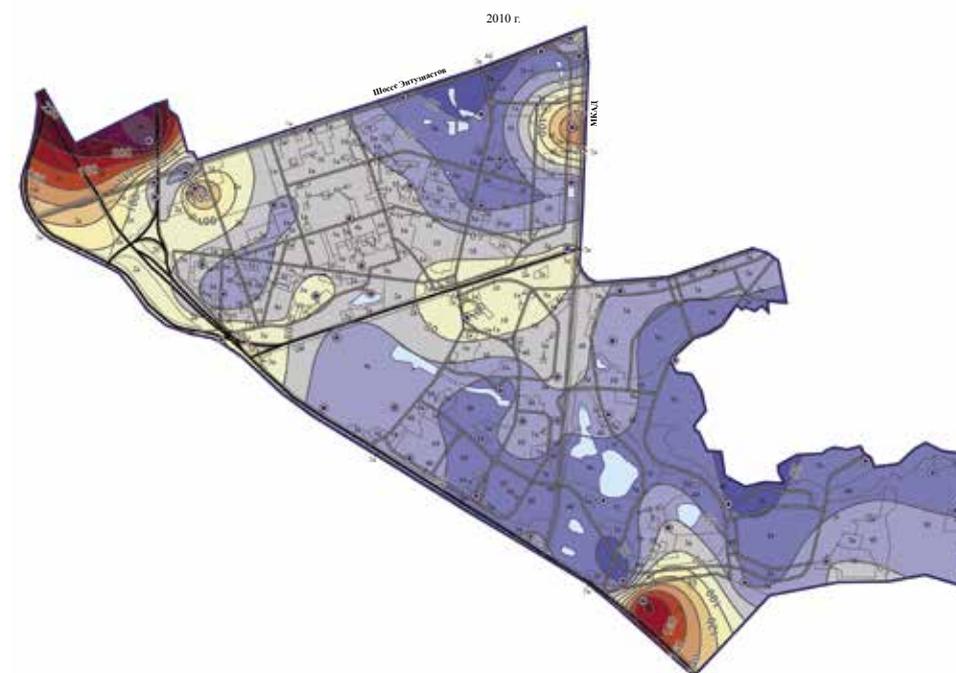
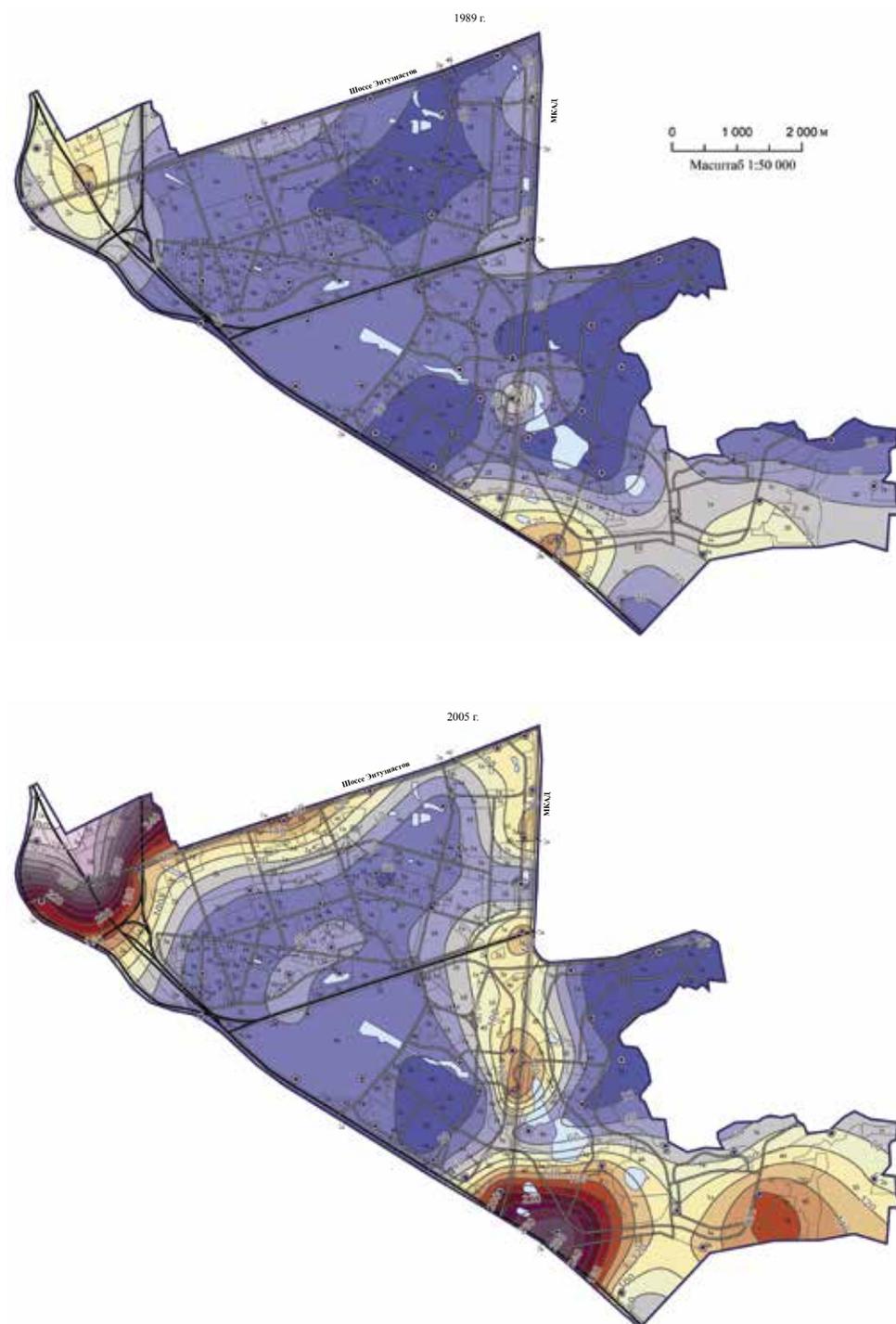


Рис. 3.14. Суммарное загрязнение почв Москвы металлами (по Ю.Е. Саету, цит. Буренков и др., 2000)

В городах с цветной и черной металлургией (Чимкент, Усть-Каменогорск, Мончегорск, Магнитогорск и др.) содержание металлов в эпицентрах аномалий в десятки раз выше ПДК, Zc больше 120, до 500–1000. Сильное загрязнение характерно также для центров тяжелого машиностроения, приборостроения, нефтехимии, где среднее суммарное загрязнение составляет десятки, а максимальное — первые сотни условных единиц Zc. Для городов с предприятиями химической промышленности характерно сильное загрязнение сероводородом, ацетоном, фтором, аммиаком и другими специфическими газами и более низкие уровни загрязнения тяжелыми металлами. Обычно их аномальные поля примыкают непосредственно к промышленным зонам.

Металлургические заводы и крупные ТЭЦ влияют на окружающую среду в радиусе до 5–10 км, заводы машиностроения — 1,5–2 км, приборостроения — до 0,5–1 км, автотранспорт — до 0,1–0,2 км. Для непромышленных городов суммарный Zc загрязнения обычно не превышает 8–10. Техногенные ореолы в почвах вокруг источников загрязнения нередко имеют зональное строение. Для эпицентра загрязнения типична полиэлементная ассоциация загрязнителей, ближе к периферии из ее состава выпадают отдельные элементы и наиболее обширные ореолы чаще всего образуют Zn и Pb (Геохимия..., 1990).

Особенно контрастны аномалии подвижных форм металлов, у которых Kc в 5–10 раз больше, чем у валовых форм. В почвах гг. Братск, Улан-Батор, Королев и других контрастность техногенных аномалий увеличивается от валовых



Индексом обозначены функциональные зоны:

- | | |
|---|---|
| <p><i>Зона жилой застройки</i></p> <ul style="list-style-type: none"> 1а - повышенной этажности 1б - средней этажности 1в - малой этажности 1г - индивидуальная застройка <p><i>Производственно-транспортная зона</i></p> <ul style="list-style-type: none"> 2а - действующие промышленные объекты 2б - территория промышленной подзоны, неиспользуемая не по назначению 2в - транспортная подзона | <p><i>Зона специального назначения</i></p> <ul style="list-style-type: none"> 3а - административные здания, торговые объекты, склады 3б - сельскохозяйственные территории <p><i>Природно-рекреационная зона</i></p> <ul style="list-style-type: none"> 4а - городские парки и скверы 4б - приагостральное озеленение, санитарно-защитные зоны |
|---|---|

Рис. 3.15. Усиление техногенных ореолов Pb в поверхностном (0–15 см) слое почв Восточного округа г. Москвы по данным 1989, 2005 и 2010 гг. (Кошелева, Никифорова, 2012)

форм к непрочносорбированным формам (экстрагируемым однонормальной соляной кислотой), к органо-минеральным (ЭДТА-растворимым) формам и далее к карбонатным и обменным (ацетатнорастворимым) формам (рис. 3.16 А). Это связано с тем, что в пылевых выпадениях доля обменных форм тяжелых металлов (Cd, Pb, Cu, Zn) достигает 10–30%, что в несколько раз больше, чем в городских почвах (Gibson, Farmer, 1984; Turher et al., 2001). Формы нахождения зависят от свойств химических элементов (рис. 3.16 Б). Для As основной формой нахождения в почвах Берлина и окрестностей является подвижная (мобильная) форма, Cu связан преимущественно с органическим веществом почвы или находится в подвижном состоянии, Zn распределен более равномерно, его носителями являются гидроксиды Fe и Mn, карбонаты и подвижные формы (Birke and Rauch, 2000).

Распределение подвижных форм элементов во многом определяется ландшафтно-геохимическими условиями. Особенно интенсивны аномалии металлов в почвах автономных ландшафтов и наветренных к техногенным источникам склонов, а также в городских супераквальных ландшафтах – на побережьях рек, озер и водохранилищ, куда загрязнители поступают с поверхностным, внутрипочвенным и грунтовым стоком (рис. 3.17).

Особые виды загрязнения формируются в почвах городов рудных провинций, районов с горнодобывающей и металлургической специализацией. В них на высокие природно-аномальные концентрации рудных элементов накладывается техногенное загрязнение этими же элементами от обогатительных фабрик и металлургических заводов. Такая кризисная

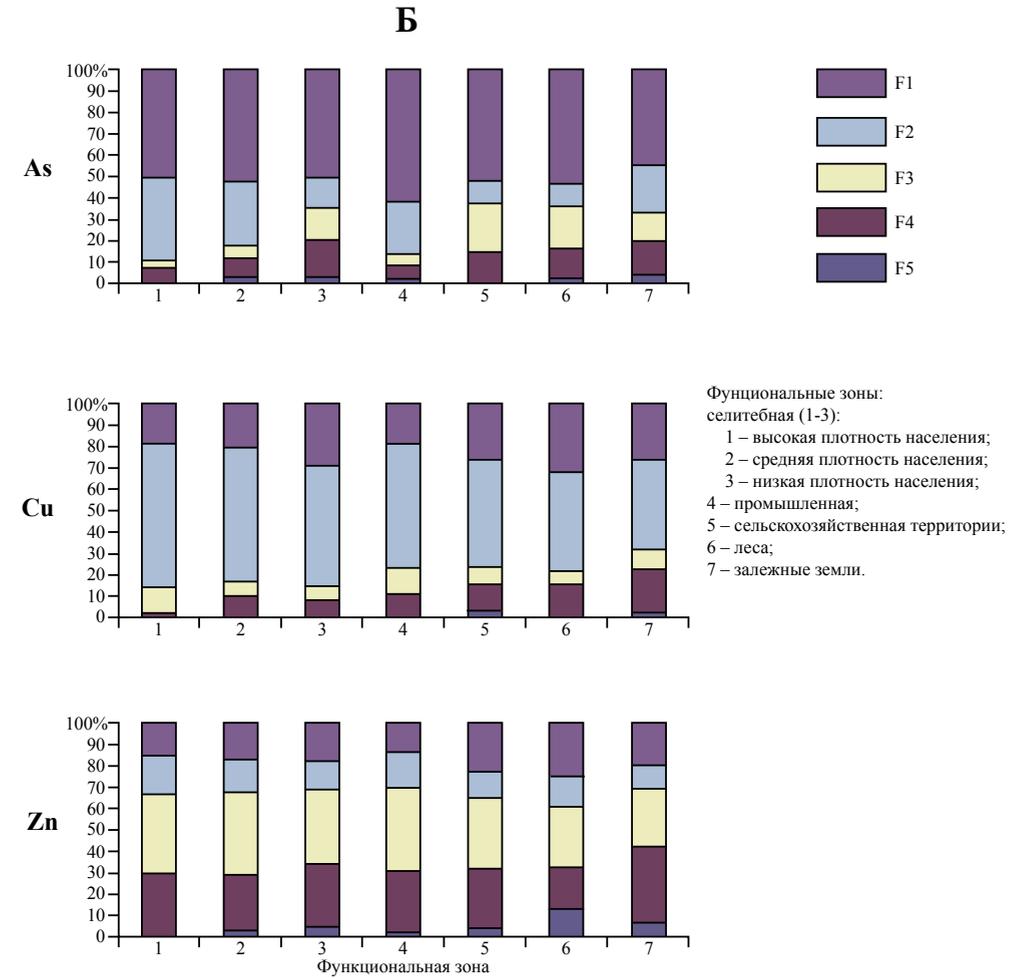
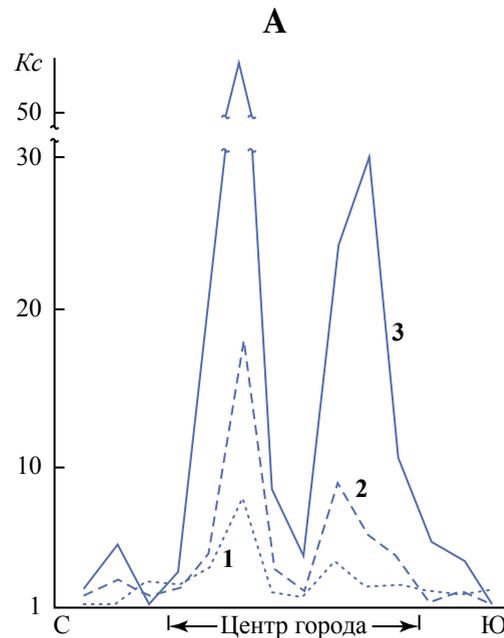


Рис. 3.16. Формы нахождения поллютантов в городских почвах: А – коэффициенты аномальности Zn в почвах г. Улан-Батора по профилю север-юг через центр города (Экогеохимия., 1995): 1 – валовые содержания, 2 – формы, извлекаемые соляно-кислой вытяжкой, 3 – формы, извлекаемые ацетатно-аммонийной вытяжкой; Б – As, Cu и Zn в почвах г. Берлина (Birke et al., Mapping., 2011): F1 – водорастворимые формы, F2 – карбонаты, F3 – Fe-Mn гидроксиды, F4 – связанные с органическим веществом, F5 – подвижные (обменные) формы

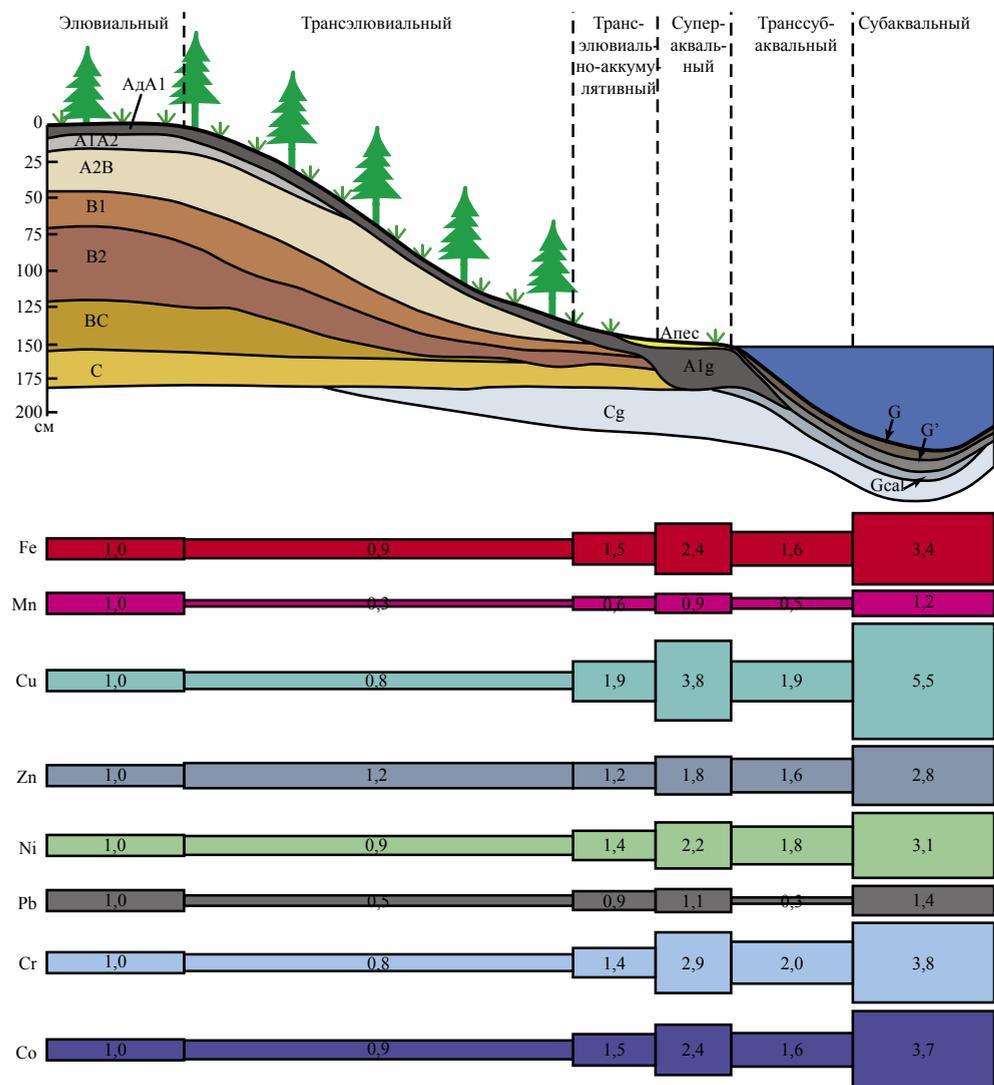


Рис. 3.17. Латеральная геохимическая дифференциация тяжелых металлов в природно-техногенной катене, г. Тольятти (по Н.С. Касимову). Хорошо видно формирование техногенной аномалии в супераккумулятивных почвах и донных отложениях водоема

экологическая ситуация сложилась, например, в г. Моа на северо-востоке Кубы – крупном центре добычи никелевых руд и производства Ni. Никелевые руды сформировались в ультраосновных породах, изначально богатых Ni, Cr и Co (15–20 КК). Город Моа расположен на флангах одного из месторождений. Выбросы двух никелевых комбинатов содержат высокие концентрации Ni, Cr, Cd, Co, увеличивая степень загрязнения. Но при очень высоких концентрациях валовых и подвижных форм Ni и других поллютантов техногенные аномалии рудных элементов в городских почвах слабоконтрастны – всего лишь в 3–8 раз больше природно-аномального «фона». Поэтому при оценке суммарного загрязнения металлами в таких городах вместо коэффициента аномальности (Kc) лучше использовать нормирование через кларки литосферы, указывающие на степень отклонения местных рудогенно-техногенных аномалий от нормального (околокларкового) экологического уровня содержания тяжелых металлов в почвах и породах.

ПАУ в почвах. Автотранспорт и промышленность повсеместно загрязняют городские почвы углеродами. Концентрации и состав ПАУ являются важным геохимическим индикатором загрязнения. Фоновые значения суммы ПАУ в различных типах почв колеблются от 5 до 20 нг/г (Геннадиев с соавт., 1996). Особенно контрастны техногенные аномалии токсичных бенз(а)пирена и бенз(ghi)перилена, составляющих обычно 10–20% от суммы ПАУ, превышая вокруг техногенных источников геохимический фон в десятки и сотни раз (рис. 3.18). Аномалии ПАУ приурочены преимущественно к самым верхним дерновым и гумусовым горизонтам почв, ниже по профилю их содержание резко уменьшается.

Почвы подчиненных ландшафтов, в той или иной степени обогащенные органическим веществом, служат сорбционным барьером для техногенных ПАУ – бенз(а)пирена, бенз(ghi)перилена, фенантрена. При одинаковой атмотехногенной поставке их содержание в 10–20 раз больше, чем в городских автономных почвах. ПАУ природного происхождения слабо дифференцированы в городских и пригородных катенах. Очень контрастные техногенные аномалии ПАУ ($K_c = 10n-100n$) формируются в почвах вдоль крупных автомагистралей (Никифорова, Алексеева, 2005; Nikiforova, Kosheleva, 2007; Никифорова, Кошелева, 2011).

Состав ассоциации ПАУ можно использовать для оценки экологического состояния почв. По А.Н. Геннадиеву с соавт. (1996), деятельность Астраханского газоконденсатного комбината всего лишь за два года привела к увеличению в несколько десятков раз содержания техногенных ПАУ (пирена, фенантрена, в некоторых случаях бенз(а)пирена) в верхних горизонтах пустынных почв. Уменьшение отношения природных к техногенным ПАУ, например, сложных алкилированных фенантронов к незамещенному фенантрону, служит чувствительным геохимическим индикатором самых первых стадий техногенного загрязнения. В городских почвах техногенные аномалии ПАУ чаще более контрастны, чем аномалии тяжелых металлов, для формирования которых требуется большее время.

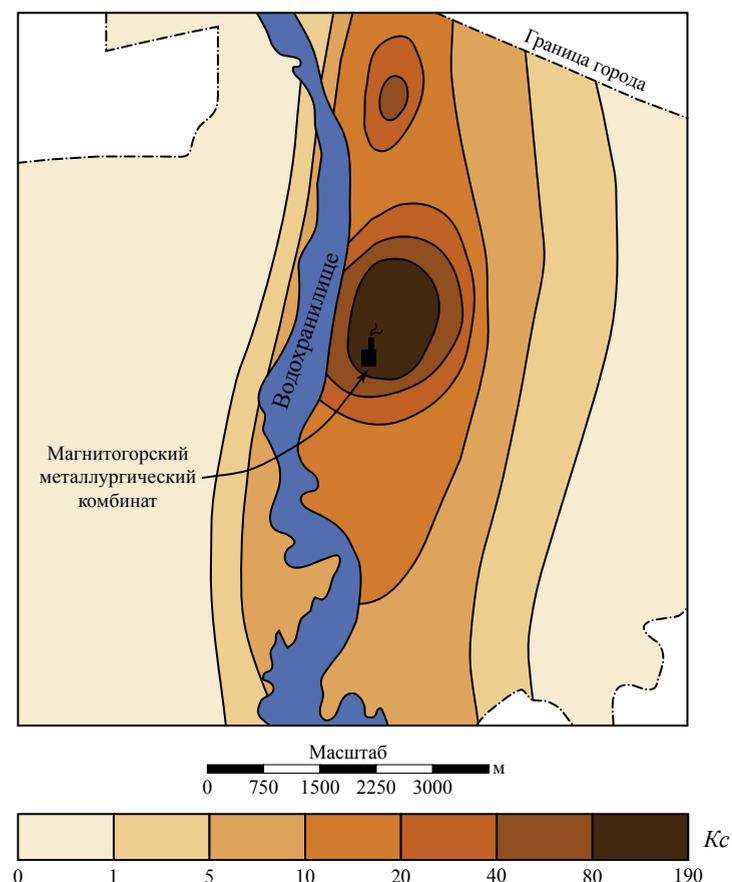


Рис. 3.18. Геохимическая аномалия 3,4-бенз(а)пирена (в единицах Кс) в почвах г. Магнитогорска (Белякова с соавт., 1995)

Биогеохимия городских ландшафтов

Растительный покров городов находится под мощным техногенным прессом загрязнителей, поступающих из воздуха и загрязненных почв. Растения – один из наиболее чувствительных индикаторов техногенного изменения городской среды. Поэтому биологические и биогеохимические методы, основанные на ответных реакциях живых организмов на техногенез, широко используют при оценке загрязнения городской среды.

Биогеохимический анализ основан на ответной реакции организмов на техногенные воздействия на молекулярном и атомарном уровнях и заключается

в выявлении биогеохимических аномалий. Обычно применяются два вида биомониторинга.

Активный биомониторинг использует планшетные методы индикации загрязнения, основанные на свойствах низших растений, особенно эпифитных мхов и лишайников, а также некоторых видов высших растений (отдельные сорта табака, клевер и др.), активно поглощать загрязнители из атмосферного воздуха (Ф. Ле Бланк, М. Трэшоу, П. Литтл, У. Мэннинг и У. Федер, Ю.Л. Мартин, Б. Маркерт, Р. Баргальи и др.). Планшеты и капсулы с индикаторными растениями размещают на территории города и после экспонирования их химический состав сравнивается с пробами из эталонных незагрязненных районов, что позволяет оценить характер и интенсивность загрязнения (рис. 3.19).

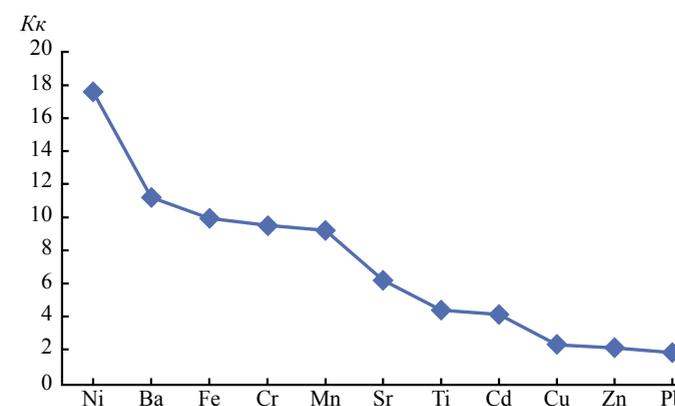


Рис. 3.19. Коэффициенты концентрации (Кс) металлов в сфагновых ловушках (Уфимцева, Терехина, 2005)

Пассивный биомониторинг состоит в изучении свободно живущих организмов, главным образом органов древесных растений, выступающих в качестве депонирующей поверхности (листья деревьев) или способных аккумулировать загрязняющие вещества в течение длительного времени (кора деревьев). Многие проблемы биомониторинга химических элементов подробно рассмотрены Р. Баргальи (2005).

На городские растения негативно влияют оксиды и диоксиды серы, азота и углерода, тяжелые металлы, соединения F, фотохимическое загрязнение, углеводороды и другие загрязнители. Наиболее опасны выбросы в атмосферу диоксида серы, содержащегося в продуктах сгорания угля, нефти и мазута, а также фтористого водорода, образующегося при производстве алюминия и фосфатов. Высокие концентрации SO₂ и HF в атмосферном воздухе ведут к некрозу и хлорозу листьев и хвои, преждевременному их сбрасыванию, замедлению роста

и сокращению продуктивности флоры (рис. 3.20). Негативны последствия и от высоких доз микроэлементов.

Растительный покров является первым экраном на пути осаждения атмосферных выпадений. Pb и другие металлы аэрозолей абсорбируются поверхностью листьев, подвижные Zn и Cd в растворенном виде проникают в устьица растений (Little, Martin, 1972). Часть металлов поступает в растения из загрязненных почв. Аккумуляция металлов зависит от особенностей поверхности растения (опушенности листьев, наличия воскового слоя, характера шероховатости, смачиваемости и клейкости), от количества и pH атмосферных осадков, скорости ветра, влажности воздуха, определяющих вынос элементов из растений, от свойств загрязняющих частиц и соединений металлов (размеров частиц, их формы, растворимости элементов). Считается, что мхами металлы поглощаются в процессе ионного обмена с образованием хелатов, а лишайниками – в результате пассивной диффузии аэрозольных частиц в клеточные структуры.

Кислотные осадки способствуют подкислению коры деревьев (pH снижается до 2,5–3,0), растворению аэрозолей, содержащихся на поверхности органов, и более активному поглощению катионов металлов – Pb, Zn, Cd. Подщелачивание атмосферных осадков в городах приводит к повышению pH коры и листьев. Значения pH больше 8 токсичны и могут вести к растворению аниогенных элементов – Mo, Cr, V, содержащихся в аэрозолях, делая их более доступными для растений.

Биогеохимическая индикация и оценка состояния городской среды основаны на способности растений аккумулировать загрязняющие вещества вблизи техногенных источников. Они включают определение содержания тяжелых металлов и других поллютантов в растениях, выбор индикаторных видов и органов для опробования, выявление биогеохимических ореолов в городских ландшафтах. В отличие от анализа снега биогеохимическая индикация дает информацию о загрязнении преимущественно в период вегетации и достаточно активной водной миграции поллютантов, поступающих в растения из загрязненных почв. Зимой растения выступают в основном как депонирующие поверхности.

Загрязнение вокруг промышленных зон, золо- и шлакоотвалов, свалок и других мест открытого складирования отходов иногда не фиксируется по снежному покрову и почвам, но проявляется в виде локальных биогеохимических аномалий, прилегающих к техногенным источникам. Их контрастность достигает десятков и даже сотен единиц (Кс) (рис. 3.21 А). Биогеохимическим индикатором нарушения физиологического состояния городских растений является увеличение в десятки и сотни раз отношения приоритетных поллютантов (Sn, Pb, Cr и др.) и биофильных элементов (Mn, Co, Ba), содержание которых в растениях города существенно уменьшается (рис. 3.21 Б).

Атмотехногенное поступление пыли на поверхность растений не полностью нивелирует их видовую биогеохимическую специализацию. В этих условиях важны не только особенности поглощения элементов из питающей среды

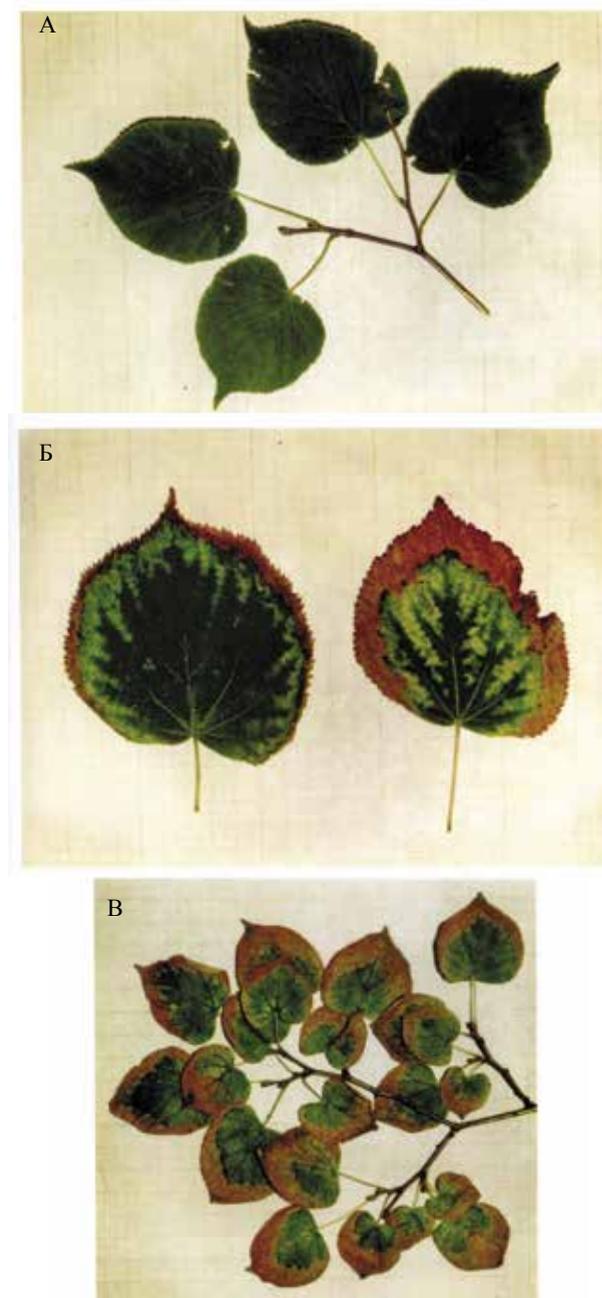


Рис. 3.20. Некроз листьев *Tilia cordata* (Уфимцева, Терехина, 2005):
А – типичные листья; Б – мелколистность и интенсивный некроз листьев;
В – развитие краевого хлороза и некроза листьев

(почв), но и величина и свойства депонирующей поверхности растения. Поэтому индикационное значение лиственных деревьев больше, чем трав. На рис. 3.22 показаны средние коэффициенты аномальности элементов в полыни горькой и клене американском в г. Тольятти. Состав техногенной ассоциации элементов в этих видах типичен для растительности города в целом, но контрастность аномалий основных загрязнителей города – Cr и Ni – у клена больше, чем у полыни примерно в 50 раз, в то время как в фоновых ландшафтах содержания этих элементов в древесных и травянистых растениях различаются всего лишь в 1,5–2 раза.

Одним из эффективных геохимических индикаторов загрязнения воздуха является кора деревьев, особенно сосны, не имеющая физиологических пределов поглощения загрязнителей и способная к аккумуляции загрязнителей. Биогеохимические аномалии в коре сосны гораздо протяженнее и на порядок контрастнее, чем в снеге и почвах (рис. 3.23). Поэтому считается, что кора деревьев – универсальный биоиндикатор загрязнения городов.

Промышленные города имеют различную биогеохимическую специализацию, зависящую от состава приоритетных загрязнителей (табл. 3.5).

Биогеохимия городских огородов. В небольших и средних городах России широко распространены садово-огородные участки, нередко примыкающие к индустриальным зонам. Почвы и сельскохозяйственная продукция, в основном овощные культуры, испытывают здесь интенсивное техногенное воздействие, ведущее к загрязнению и ухудшению качества продуктов. Содержание загрязнителей в овощах может превышать предельно допустимые концентрации и вызывать токсикозы у населения. Овощи и фрукты можно использовать в качестве тестовых биообъектов при оценке состояния городской среды, так как для них разработаны наиболее достоверные предельно допустимые уровни содержания химических элементов. Биогеохимические аномалии в дикорастущих и несъедобных культурных растениях имеют в основном индикационное значение и в меньшей мере указывают на экологическую опасность загрязнения.

Так, содержание тяжелых металлов в моркови, помидорах и картофеле в г. Тольятти с Cr-Ni-Cd загрязнением воздуха и почв существенно превышает их фоновые значения, полученные в 20–40 км от города. Средние коэффициенты аномальности (Kc) в городских овощах в августе 1988 г. составляли (Экогеохимия., 1995):

в помидорах – $Cr_{4,7} Cd_{2,0} Zn_{1,9} Pb_{1,7} Co_{1,5} Cu_{1,4}$;

в картофеле – $Cd_{2,6} Cr_{1,6} Cu_{1,4}$;

в моркови – $Cd_{9,2} Ni_{2,6} Cu_{2,5} Cr_{2,0} Zn_{1,3}$.

Загрязнение овощей металлами зависит от фазы вегетации, времени экспонирования и вида растения. К началу осени по мере созревания овощей содержание токсичных элементов увеличивается примерно в 2–5 и более раз, что особенно опасно для населения, потребляющего овощи в стадии «товарной» зрелости. В зрелых овощах содержание Cd, Ni, Cr достигает и даже превышает ПДК (рис. 3.24). Для большинства тяжелых металлов – Ni, Cr, Pb,

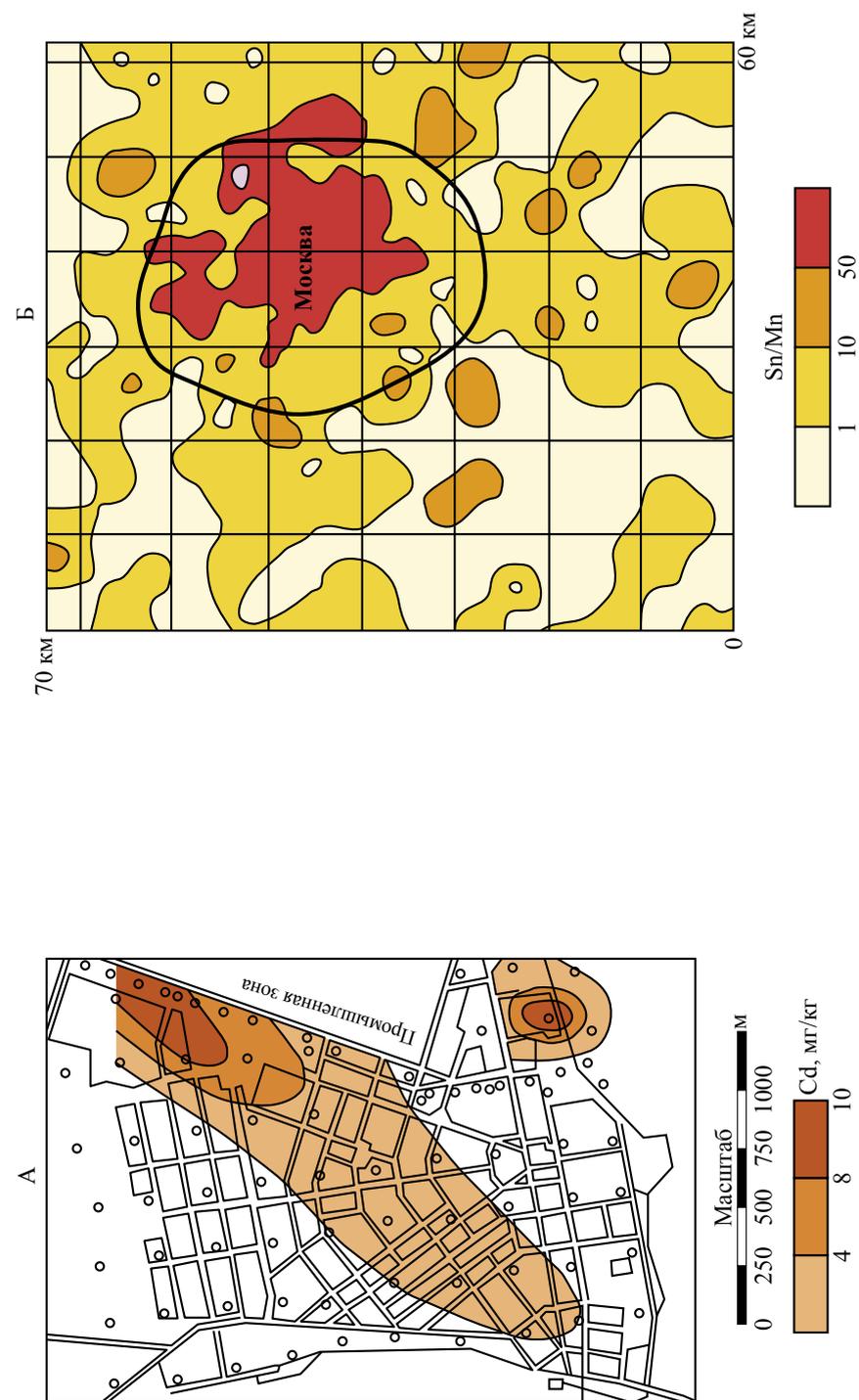


Рис. 3.21. Биогеохимические аномалии в городах: А – Cd в листьях клена американского в г. Тольятти (Экогеохимия., 1995), кларк Cd в литосфере 0,5 мг/кг, кружки – точки отбора; Б – распределение отношения Sn/Mn в коре лиственницы в 1993 г. в Подмосковье (Прикладная геохимия, 2000)

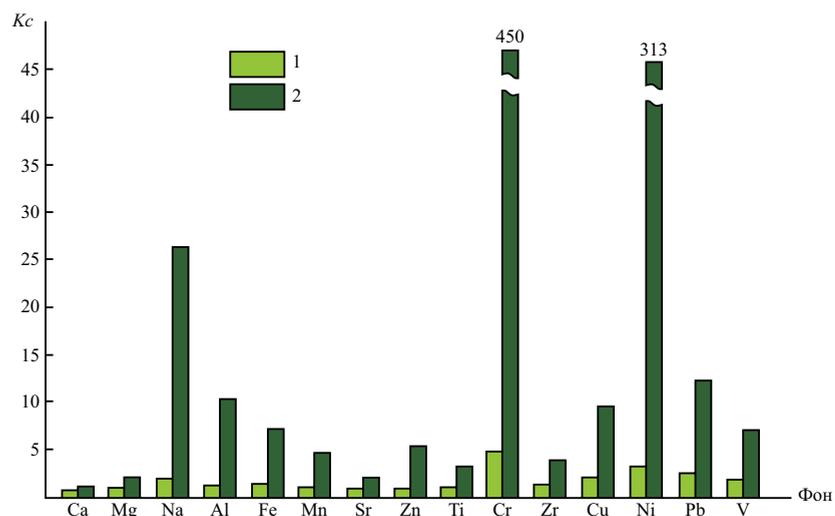


Рис. 3.22. Коэффициенты техногенной концентрации (Kc) в полыни горькой (1) и листьях клена американского (2) в г. Тольятти (Экогеохимия..., 1995)

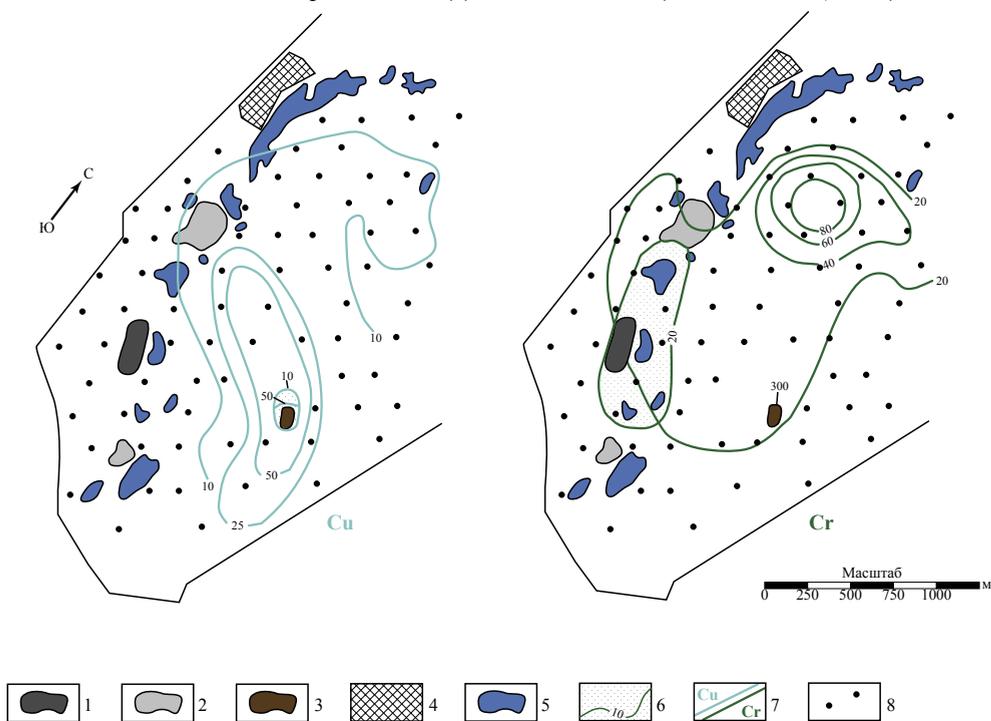


Рис. 3.23. Аномалии Cu и Cr в почвах и растениях промзоны г. Тольятти (Экогеохимия..., 1995):

1 – шлакоотвал; 2 – золоотвалы; 3 – свалка; 4 – поселок; 5 – озера; 6 – изолинии Kc в почвах; 7 – изолинии Kc в коре сосны; 8 – точки отробования

Таблица 3.5

Биогеохимическая специализация городов (по Н.С. Касимову)

Город	Промышленная специализация	Био-объекты	Формула (средние цифры Kc)	Приоритетные загрязнители (Kc _{max})
Братск	Производство алюминия, лесохимия	Кора сосны	Zn ₂₀ Pb ₁₀ V ₈ Cd ₅ Cr ₄	Zn ₆₀ Pb ₁₂
Тольятти	Автомобилестроение, производство азотных и фосфорных удобрений, теплоэнергетика	Кора сосны	Cr ₁₅ Zn ₁₀ Cd ₉ Cu ₇ Ni ₅ Pb ₄	Cr, Ni ₃₀₀₋₄₀₀ Pb, Cu ₁₀₋₁₅
Иновроцлав (Польша)	Производство стекла, соды, асфальта	Злаки	Zn ₅ Pb ₄ Cu ₄ Cd ₃ Ni ₃ Cr ₃	Zn ₁₀ Pb ₈ Cd ₅
Улан-Батор (Монголия)	Теплоэнергетика, пищевая и легкая промышленность	Злаки	Cd ₃ Zn ₂ Ni ₂ Pb _{1,2}	Zn ₇₀ Pb ₅₀₋₆₀ Cr ₃₀ Cd ₅₋₁₀ Ni ₅
Моа (Куба)	Производство никеля	Листья манго	Ni ₂₅ Cr ₁₇ Cd ₈ Mn ₄ Zn ₂ Fe ₂ Co ₂	
		Плоды манго	Fe ₁₈ Mn ₁₆ Cd ₈ Zn ₆ Pb ₃ Ni ₂ Cr ₁	Ni ₄₀ Cr ₂₈ Cd ₁₂ Fe ₂₅ Mn ₂₀ Cd ₁₀
Север	Теплоэнергетика, машиностроение, химическая промышленность, транспорт	Листья березы	Ag ₉ Mo ₉ Co ₈ Zn ₅ Pb ₄ Mn ₄	-
Москвы*		Хвоя ели	Pb ₉ Co ₆ Ni ₆ Zn ₄ Mo ₄	Mo ₃₀

* По Ю.Л. Марковой (2003), упрощено.

Zn, Cu хорошим индикатором техногенеза является морковь, загрязнение Cd лучше фиксируется картофелем и помидорами. ПДК в овощах, как правило, достигаются при превышении фоновых значений в 15–20 раз.

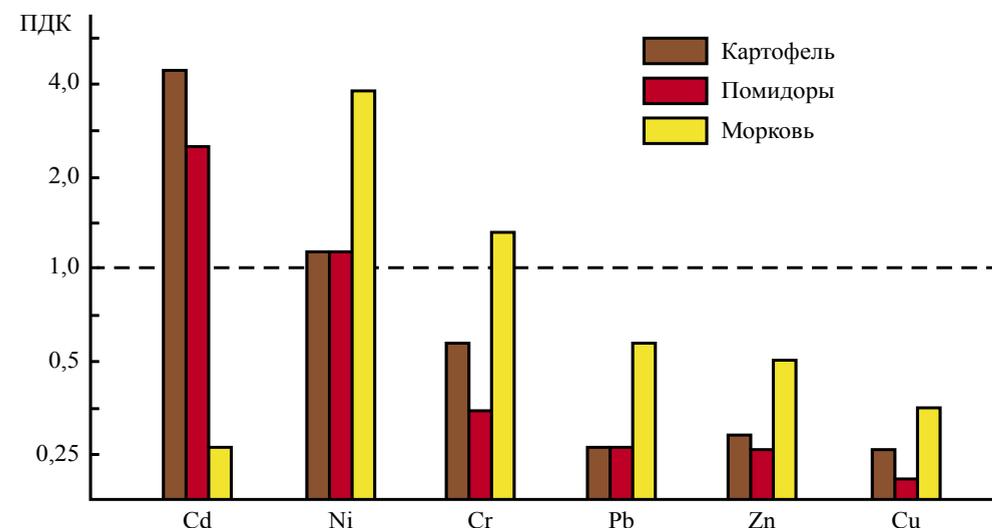


Рис. 3.24. Металлы в овощах г. Тольятти. В единицах ПДК (Экогеохимия., 1995)

Загрязнение овощей обусловлено главным образом атмотехногенными потоками металлов вблизи промышленных зон и хорошо коррелирует с поступлением пыли на поверхность почвы. Особенно опасны встречающиеся около промышленных предприятий аномалии металлов, превышающие ПДК во много раз (рис. 3.25). В парниковых овощах содержание металлов меньше. Влияние промышленного города на состав овощей зависит от розы ветров и при отсутствии местных источников загрязнения сказывается на расстоянии 15–20 км (рис. 3.26).

Почвы огородов меньше загрязнены металлами, чем почвы застроенной и тем более промышленной частей города, и не могут служить основным источником загрязнения овощей. Поступающие из атмосферы металлы не образуют приповерхностных аномалий и более равномерно распределены по профилю почвы за счет рыхления и выщелачивания при поливе. Почвы огородов загрязняются в основном при удобрении илами очистных сооружений и при поливе сточными водами. В этих случаях содержание металлов в почвах и овощах хорошо коррелирует и достигает последних токсичных уровней.

Техногенные потоки в водах и донных отложениях

Промышленная и муниципальная деятельность ведут к значительной техногенной трансформации водного баланса городских ландшафтов. Наряду

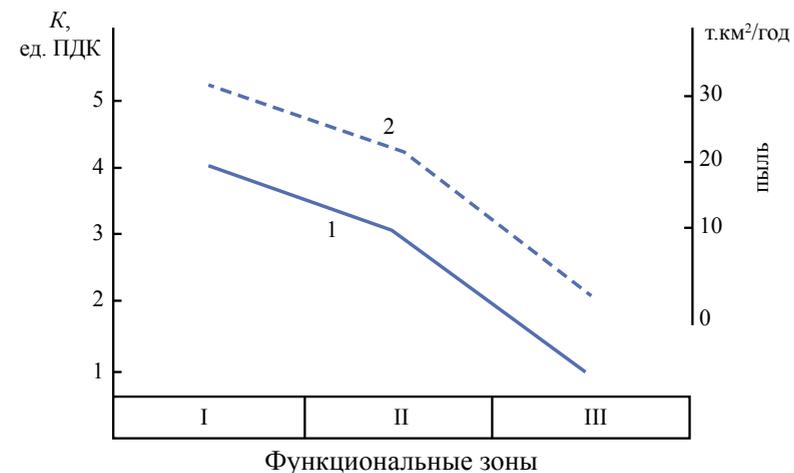


Рис. 3.25. Связь загрязнения овощей с функциональными зонами и поставкой пыли (Экогеохимия., 1995): 1 – средние ПДК микроэлементов в овощах, где $K=0,2 \cdot \sum C_{Cr}/ПДК_{Cr}, C_{Ni}/ПДК_{Ni}, C_{Pb}/ПДК_{Pb}, C_{Cu}/ПДК_{Cu}$; 2 – поступление пыли на поверхность почвы. Функциональные зоны: I – промышленная; II – коммунально-складская, транспортная; III – селитебная

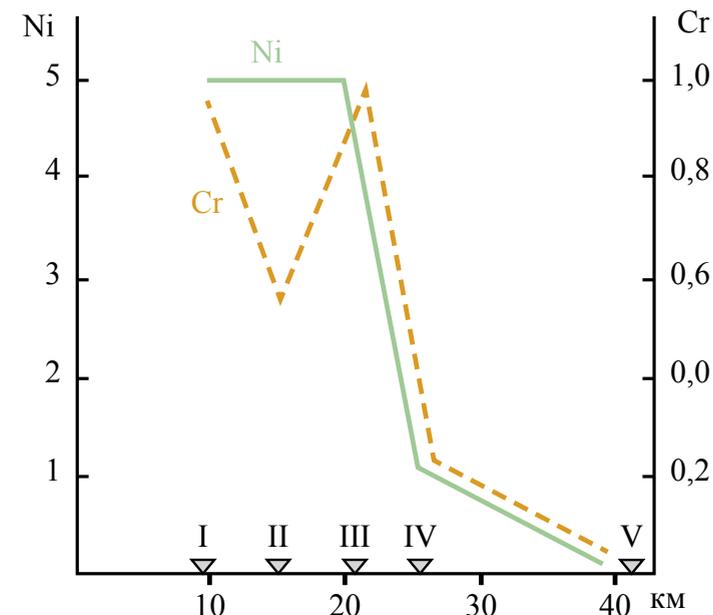


Рис. 3.26. Среднее содержание Ni и Cr в овощах пригородных хозяйств, мг/кг сухого вещества (Экогеохимия., 1995). Поселки: I – Зеленовка, II – Федоровка, III – Водозабор, IV – Узюково, V – Бинара. Расстояние в км от г. Тольятти

с изменениями гидрогеологических условий (подтопление, осушение, просадки) одной из основных форм техногенной деформации городской среды является загрязнение поверхностных и подземных вод промышленными и коммунально-бытовыми стоками.

При оценке загрязнения водных потоков города используются несколько основных методов. *Первый* – это определение состава канализационных, промышленных и муниципальных стоков как интегральных индикаторов жидких отходов, имеющих различную степень очистки. Нередко даже так называемые условно чистые стоки содержат высокие концентрации загрязнителей, в десятки и сотни раз превышающие предельно допустимые. Они, в свою очередь, являются дополнительным источником загрязнения, особенно если сбрасываются в открытые водоемы – озера, реки, водохранилища. *Второй* – изучение стоков с территории города, поступающих в канализационную сеть, коллекторные каналы, отстойники. Химический состав таких стоков отражает общую картину загрязнения городской территории. При неблагоприятном состоянии канализации они также могут служить вторичным источником загрязнения, главным образом подземных вод.

Геохимия поверхностного стока в городах существенно отличается от фоновых условий. Меняется химический состав вод, степень их минерализации, содержание и соотношение макро- и микрокомпонентов. Слабоминерализованные (200–400 мг/л) гидрокарбонатные фоновые воды в городах сменяются соленоватыми (1 г/л и выше), гидрокарбонатно-сульфатными, а в период снеготаяния, когда растворяются противогололедные смеси – хлоридно-натриевыми, как в солончаковой пустыне. В городских поверхностных стоках содержание Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^{2-} , PO_4^{2-} , N^+ и K^+ в среднем в десятки и сотни раз больше, чем в фоновых условиях. При этом на твердой асфальтированной поверхности на порядок увеличивается ионный сток по сравнению с природными и агроландшафтами.

Особенно характерно для поверхностных вод городов наличие синтетических загрязнителей – фенолов, нефтепродуктов, поверхностно-активных веществ (ПАВ), полихлорбифенилов (ПХБ). В ряде случаев они усиливают миграцию тяжелых металлов за счет образования растворимых комплексных соединений. Поэтому в отличие от фоновых вод в загрязненных поверхностных водах города происходит увеличение содержания растворимых, главным образом, органических форм Cd и Ni, образующих с ПАВ устойчивые хелатные соединения (Мур, Рамамурти, 1987). Наоборот, для Hg, Cu, Zn и Pb увеличивается доля техногенной взвеси, в которой они находятся преимущественно в геохимически подвижных сорбционно-карбонатных, органических и гидроксидных формах (рис. 3.27).

Третий метод гидрогеохимической оценки городской среды – изучение конечных звеньев водооборота сточных и поверхностных ливневых вод

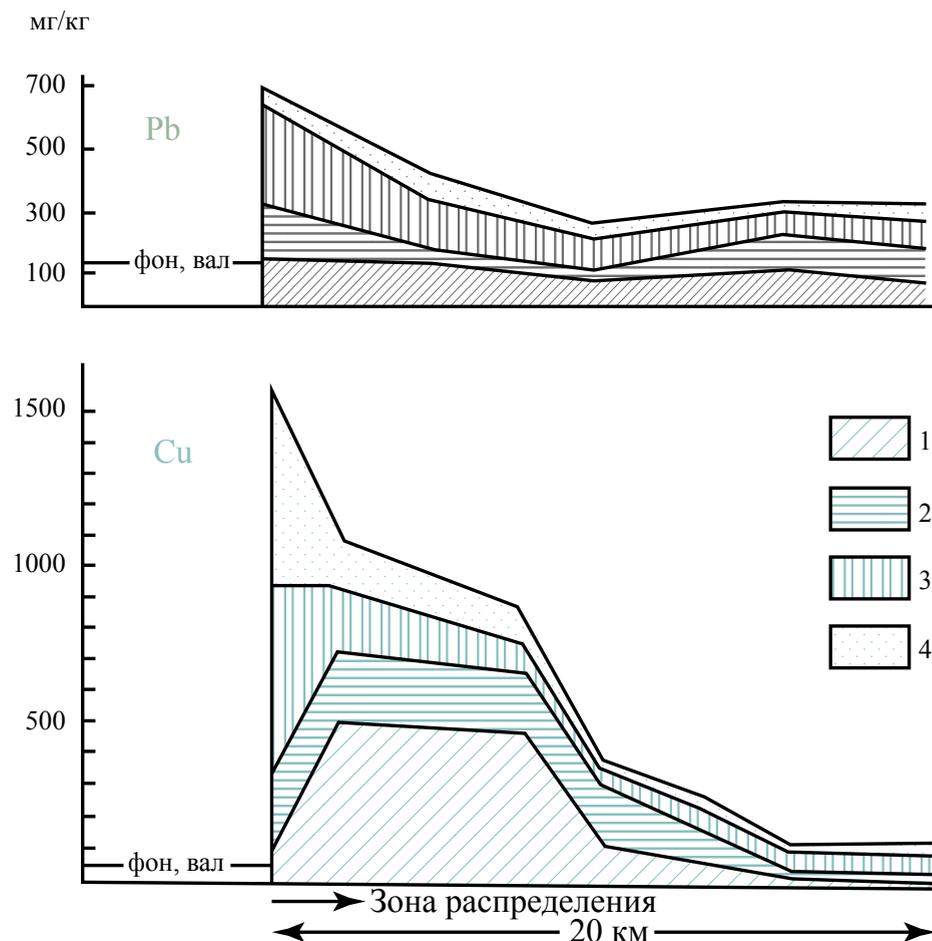


Рис. 3.27. Формы нахождения Pb и Cu во взвеси р. Пахры (Янин, 2002).
Формы нахождения: 1 – сорбционно-карбонатные, 2 – органико-минеральные, 3 – оксидные, 4 – кристаллические

– речных и подземных вод, качество которых в результате техногенеза все больше ухудшается, а также донных отложений – техногенных илов, служащих интегральным индикатором антропогенной нагрузки на водосборы. Так, в г. Тольятти условно чистые стоки и воды (после очистных сооружений) сбрасываются в Куйбышевское и Саратовское водохранилища. Содержание нефтепродуктов, ПАУ и тяжелых металлов в местах сбросов, несмотря на сильное разбавление, в десятки раз выше ПДК, что создает экологическую опасность для водных организмов и питьевого водоснабжения.

Как и для почв, для вод существуют шкалы оценки загрязнения вод по суммарным показателям загрязнения (табл. 3.6).

Таблица 3.6

Ориентировочная шкала оценки загрязнения водных систем (Янин, 2002)

Уровень загрязнения	Zc токсичных элементов в донных отложениях	Содержания токсичных элементов в воде
Слабый	< 10	Слабовышенные относительно фона
Средний	10-30	Повышенные относительно фона; эпизодическое превышение ПДК
Сильный	30-100	Во много раз больше фона; стабильное превышение отдельными элементами уровней ПДК
Очень сильный	> 100	Практически постоянное присутствие многих элементов в концентрациях выше ПДК

Техногенные аномалии в местах складирования твердых отходов

Наряду с выбросами предприятий и автотранспорта в промышленных городах имеются участки, где открытым способом складировались *бытовые и промышленные отходы* (шлако- и золоотвалы, хвостохранилища, свалки). По содержанию (сотни и тысячи кларков концентрации) и комплексу тяжелых металлов эти аномалии не уступают выбросам, являясь источниками вторичной эмиссии токсикантов в окружающую среду. В результате воздушной и водной миграции элементов их техногенные ореолы загрязнения вокруг отвалов и свалок по площади в несколько раз превышают территории, отведенные под отходы.

Складирование твердых промышленных и бытовых отходов является глобальной экологической проблемой. В мире отходы золы и шлаков только от тепловых электростанций ежегодно составляют сотни миллионов тонн. Общее количество золы и шлака, накопившееся в отстойниках и золоотвалах оценивается в миллиарды тонн.

Отходы различных видов производств имеют довольно четкую геохимическую специализацию, что может быть индикатором предприятий, ответственных за нарушения правил размещения отходов.

Шлаки и зола тепловых электростанций, работающих на угле, отличаются высокой щелочностью, поэтому в зоне влияния выбросов и отходов происходит техническая трансформация кислотно-щелочных условий почв и вод. Например, pH золоотвалов Назаровской ГРЭС в Канско-Ачинском районе достигает 12,5. Окружающие таежные ландшафты находятся под мощным карбонатным прессом, ведущим к смене кислого и кислого глеевого класса миграции элементов в зональных таежных почвах на не свойственные

тайге кальциевые и кальциево-глеевые ландшафты (Волкова, Давыдова, 1987). Сходные явления характерны для Тольяттинского промышленного узла (Моисеенков, 1989) и многих других районов. Дальность атмосферного переноса частиц золы достигает нескольких десятков километров, хотя контрастные аномалии образуются непосредственно вокруг отвалов и шлакохранилищ.

Химический состав отходов ТЭЦ во многом определяется геологической, петрографической и геохимической специализацией углей. Как правило, сами угли и их зола по сравнению с кларками литосферы сильно обогащены В, Ge, Be, Sr, иногда – As, Cu, Pb, Mo и другими редкими элементами (Юдович, Кетрис, 2005). Ассоциации типоморфных элементов весьма разнообразны и сильно варьируют на различных ТЭЦ. Нередко вместе с золой складировались и другие промышленные отходы.

Геохимические особенности ландшафтов шлако- и золоотвалов г. Тольятти. Шлако- и золоотвалы Тольяттинского промышленного узла представляют собой антропогенные холмы высотой 15–20 м, расположенные к 1–1,5 км к востоку от промзоны Центрального района, где находятся ТЭЦ, фосфорный и азотно-туковый заводы. Возраст отвалов в конце 80-х годов составлял примерно 20 лет. Реакция среды мелкозема на отвалах ТЭЦ достигала 10,0–10,5. Под влиянием водных потоков с отвалов окружающие кислые сосновые ландшафты со светло-серыми лесными почвами на песках подщелачиваются, становятся нейтральными и слабощелочными (Моисеенков, 1989).

Вещество отвалов имеет Pb–Cu–Zn–Cr–Ni–P геохимическую специализацию (рис. 3.28), содержание основного загрязнителя – Cr – достигает 120 КК. Подщелачивание почв способствует водной миграции анионогенных Mo и Cr в окружающие ландшафты, где их осаждение возможно в дерновых лесных почвах на кислых геохимических барьерах. Имеет значение и механическая воздушная миграция золы, но приуроченность эпицентров аномалий Mo и Cr к местам смены щелочных условий в почвах на кислые указывает на ведущую роль именно такого механизма формирования локальных техногенных аномалий элементов вокруг шлако- и золоотвалов.

Зона геохимического влияния шлакоотвалов составляет 500–700 м, наиболее контрастные аномалии Mo и Cr в верхних горизонтах почв. Со временем, примерно за 20 лет, промывной режим и легкий гранулометрический состав светло-серых почв способствуют смещению аномальных концентраций элементов вглубь до горизонта В.

Особенно контрастные аномалии вокруг шлако- и золоотвалов образуют подвижные формы тяжелых металлов, содержание которых в 20–30 и более раз превышает фоновые содержания, что также указывает на важную роль растворимых соединений в их миграции.

Бытовые отходы по степени концентрации и комплексу накапливающихся элементов не уступают промышленным отходам. Особенно велики содержания

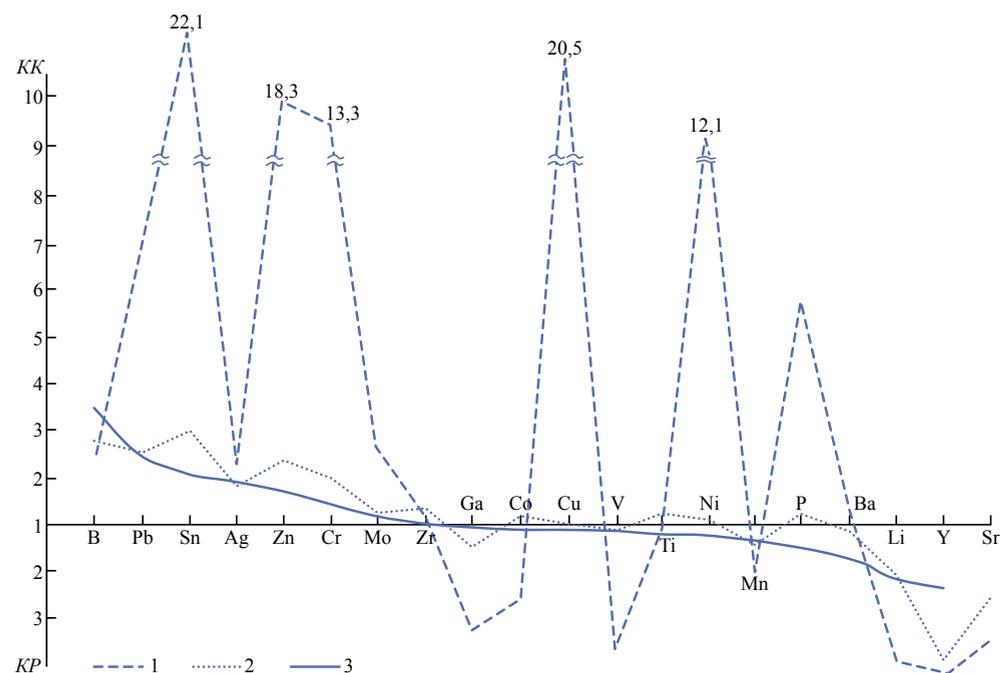


Рис. 3.28. Техногенные геохимические аномалии в отходах г. Тольятти (Моисеенков, 1989): 1 – промышленных; 2 – стройиндустрии; 3 – содержание элементов в фоновых почвах

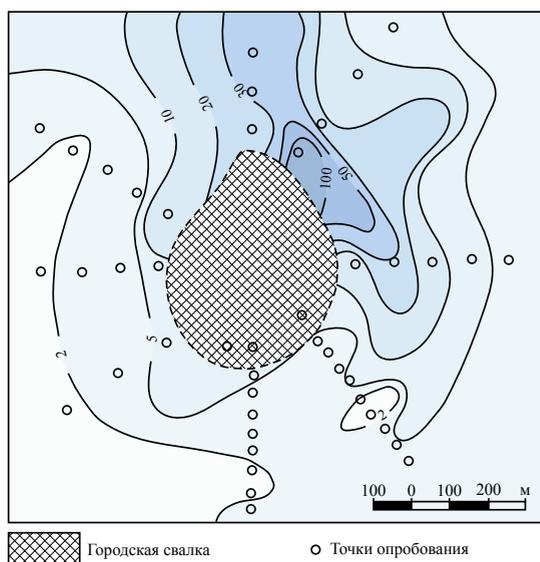


Рис. 3.29. Техногенный ореол Cr вокруг свалки промышленных и бытовых отходов в г. Тольятти. В единицах Kc (Моисеенков, 1989)

многих химических элементов в продуктах сжигания (золе) бытового мусора, где содержания Bi, Sn, Ag, Cd и Pb достигают сотен и тысяч кларков концентрации (Геохимия., 1990). В сыром мусоре аномальность элементов-загрязнителей обычно на порядок меньше. Бытовые отходы складывают на свалках, расположенных вокруг городских агломераций, и сжигают на мусоросжигательных заводах, которые так же, как и промышленные отходы, загрязняют окружающую среду специфическими для каждого вида воздействия поллютантами.

По своему химическому составу бытовые отходы отличаются от золо- и шлакоотвалов более полиэлементным составом загрязнителей. В г. Тольятти в них содержится больше Sn, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb и P.

Химический состав образующегося с отвалов поверхностного техногенного стока весьма разнообразен. При кислотном и метановом брожении содержащихся в отходах органических веществ выделяются метан, углекислый газ и водород, образуются органические кислоты, что ведет к подкислению техногенных водных стоков, благоприятных для миграции тяжелых металлов. При размещении на свалках продуктов, содержащих щелочи, сток становится нейтральным и щелочным, в окружающую среду более активно мигрируют аниогенные элементы. Нередко разные части свалки могут иметь различную геохимическую специализацию. Например, вокруг северной части Тольяттинской свалки формируются техногенные ореолы (цифры – Kk) Cu – 40–50, северо-восточной – Cr–100–200, юго-западной – Pb и Zn – 7, западной – W–20 Kk (рис. 3.29). Обычно геохимическое влияние свалок на окружающие ландшафты проявляется на расстоянии до 1–1,5 км. Особенно контрастны ($n \cdot 10 - n \cdot 100$ Kc) и протяженны (до 2–3 км) техногенные аномалии подвижных форм тяжелых металлов вокруг открытых свалок, формирующихся в результате водной и воздушной миграции поллютантов. Техногенные аномалии растворимых форм элементов тяготеют к понижениям рельефа, при доминировании воздушной миграции они приурочены к автономным и трансэлювиальным ландшафтам (Моисеенков, 1989).

3.2. Систематика городов и городских ландшафтов

Геохимическая систематика городов является частью интегрального подхода к оценке экологического состояния урбанизированных территорий. В качестве оснований систематики используется информация о пространственных ареалах и контрастности загрязнения, соотношении природных и техногенных факторов миграции, транслокации и аккумуляции загрязняющих веществ (Перельман, Касимов, 1999).

Существует два уровня геохимической систематики урбанизированных территорий. Первый – это систематика городов как целостных систем, второй – систематика ландшафтов внутри города. Оба подхода опираются на близкие, но не полностью совпадающие принципы.

3.2.1. Геохимические принципы эколого-географической систематики городов

Базовая эколого-географическая классификация городов еще не разработана. Поэтому рассмотрим систематику городов с геохимических позиций на основе показателей, характеризующих их природную и техногенную ситуацию – количество выбросов, стоков, уровни и характер загрязнения, природные особенности территории. Подобная геохимическая информация, хотя и в неполном объеме, имеется для многих городов.

Селитебные, в том числе и городские ландшафты, относятся к отряду антропогенных ландшафтов, в основе выделения которого лежит ведущая роль техногенной миграции, наличие искусственного рельефа (строения), концентрация населения. В качестве первого приближения этот отряд далее целесообразно разделить на таксономические единицы (Перельман, Касимов, 1999), выделяемые по техногенным и природным особенностям миграции и концентрации химических элементов (табл. 3.7).

Таблица 3.7

Основные таксономические единицы геохимической систематики городов

Единица	Критерии выделения
Разряд	Степень техногенного воздействия на население и городскую среду
Группа	Группа природных геохимических ландшафтов
Тип	Тип природного геохимического ландшафта
Род	Особенности воздушной миграции продуктов техногенеза
Класс	Класс водной миграции продуктов техногенеза
Вид	Геохимическая специализация литогенного субстрата

Разряды городов. Между содержанием вредных веществ в атмосфере и размером города существует довольно четкая зависимость. Но так как существуют крупные города с относительно небольшим количеством выбросов и, наоборот, малые и средние города с большими объемами выбросов, более информативным показателем степени загрязнения является *коэффициент эмиссионной нагрузки*, показывающий количество выбросов на единицу площади города

$$Q = \frac{P}{S}, \text{ где } S - \text{ площадь города, км}^2$$

или на одного жителя в год

$$E = \frac{P}{N}, \text{ где } P - \text{ количество выбросов, тыс. т в год, а } N - \text{ число жителей, тыс. чел.}$$

В крупных городах с населением более 500 тыс. жителей E меняется от 0,1 до 0,7 со значениями более $>0,3$ в городах с преобладанием химической и нефтехимической промышленностью (Баку, Омск, Ярославль, Уфа, Тольятти) и тяжелым машиностроением (Челябинск, Тула). Для Москвы E составляет

0,12 т/чел. в год¹. В малых и средних промышленных городах E изменяется от 0,2–0,3 до более 10. Среди наиболее загрязненных явно преобладают города с черной и цветной металлургией. По значениям коэффициента E можно выделить градации городов, обозначаемые буквенными индексами:

L – до 0,3 т/чел-год – многие крупные и средние города с машиностроительной специализацией;

M – 0,3–1 т/чел-год – крупные города с нефтехимической и химической промышленностью и другие промышленные центры;

N – 1–2 т/чел-год – города с черной и цветной металлургией, тяжелым машиностроением, химической промышленностью (Липецк, Нижний Тагил, Краснотурьинск, Ангарск, Фергана, Днепродзержинск, Лисичанск);

P – 2–3 т/чел-год – это четыре города: Ново-Троицк, Красноперекоск, Череповец и Магнитогорск;

R – 3–5 т/чел-год – к нему относится только Темиртау ($E=4,4$);

S – >5 т/чел-год – уникальная нагрузка характерна для Норильска, где на одного человека в год приходится 12–13 т выбросов вредных веществ.

Для оценки экологического состояния городов на основе использования данных о суммарной эмиссии предложен ряд детализирующих коэффициентов (Битюкова, Касимов, Власов, 2011; Bitjukova, Kasimov, 2012).

Так как эколого-геохимическое состояние города определяется не только объемом выбросов в атмосферу (эмиссия), но и количеством выпадений (имиссия), а также уровнем загрязнения депонирующих сред – снега и почв, в качестве основания выделения геохимических разрядов городов можно использовать сочетание суммарной нагрузки выбросов на одного жителя в год или на площадь с показателями суммарного загрязнения (Z_c и др.) почв и снега, которые обозначаются буквенно-числовыми индексами и оцениваются в баллах (табл. 3.8).

Между выбросами на одного жителя и уровнями загрязнения почв нет четкой зависимости. Так, города с преобладанием черной металлургии и особенно большим количеством выбросов, например, Темиртау в Казахстане, относятся к разряду R_2 (10 баллов), а города с цветной металлургией – Чимкент – с меньшими, но более токсичными выбросами тяжелых металлов могут относиться к разрядам с более высокими баллами загрязнения – M_3 – M_4 , N_3 – N_4 . На этих же принципах может быть основана систематика городов с радионуклидным загрязнением (Чернобыль).

Важной эколого-геохимической характеристикой городов является структура загрязнения. Она может учитываться отдельно для макрополлютантов (NO и NO_2 , SO_2 , CO , CO_2 , пыль), на долю которых приходится более 90–95% от общего объема выбросов, и микрополлютантов. Так, среди крупных городов мира по средним концентрациям макрополлютантов и пыли в воздухе выделяются «серные» города – Тбилиси, Тегеран, Милан, Сеул и др., «углеродные» – Париж, Сантьяго, Ереван, Мадрид и др., «азотные» –

¹ Как любой средний показатель, E не отражает, естественно, все особенности загрязнения городов. По другим данным, загрязнение Москвы более значительно за счет выбросов автотранспорта (см. подробнее Битюкова, 2009).

Таблица 3.8

Геохимические разряды (L1...R4) городов (Перельман, Касимов, 1999)

Уровень загрязнения почв и снега (Z_c), пылевая нагрузка (p)	Количество выбросов на одного жителя (E , т/чел в год)				
	< 0,3	0,3-1	1-2	2-3	3-5
Низкий $Z_c = 8-16$, $p = 100-250$	L1	M1	N1	P1	R1
Средний, умеренно опасный Z_c : почвы 16-32, снег 64-128, $p = 250-450$	L2	M2	N2	P2	R2
Высокий, опасный Z_c : почвы 32-128, снег 128-256, $p = 450-850$	L3	M3	N3	P3	R3
Очень высокий, чрезвычайно опасный Z_c : почвы > 128, снег > 256 $p > 850$	L4	M4	N4	P4	R4
	1	2	3	4	5
	6	7	8	9	10
	11	12	13	14	15
	16	17	18	19	20

Примечание: Z_c – суммарный показатель загрязнения (гл. 19), условные единицы; p – величина пылевой нагрузки, кг/км²/сут.; числа (1–20) – баллы, характеризующие опасность загрязнения.

Мехико, Лима, Санкт-Петербург, Москва, Пекин, «пыльные» – Каир, Дели, Пекин, Шанхай и др. (рис. 3.30). Объемы выбросов микрополлютантов малы, но велики уровни концентрации в выбросах и токсичность (многие тяжелые металлы, хлорорганические соединения, углеводороды и др.).

Геохимическая специализация характерна и для микропримесей, особенно в депонирующих средах – почвах, растениях, донных отложениях. Каждый промышленный город имеет свою геохимическую специализацию, которую следует учитывать при выделении подразрядов городов. Так, наряду с «серными» и «азотными» выделяются «медные», «фторные», «плутониевые» и другие города:

- Норильск – Cu, Ni, Pb;
- Тольятти – Cr, Mo, Ni, Pb, Cu;
- Братск – бенз(а)пирен, Al, F, Zn, Be, Pb;
- Чернобыль – ²³⁹Pu, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr.

В начале 90-х годов прошлого века наиболее высокие кларки концентрации в почвах (относительно литосферы) тридцати наиболее загрязненных микроэлементами городов бывшего СССР имели Cd, Pb, Zn, Cu, а наиболее



Рис. 3.30. Азотные и пыльные города мира (World atlas., 2008)

контрастные локальные техногенные аномалии в этих городах были характерны для Ni, Cd, Zn, Cu и Hg (рис. 3.31 А). Их максимальные содержания достигали десятков и даже сотен КК (Cd, Pb).

В конце XX в. из-за спада промышленного производства, уменьшения выбросов в атмосферу во многих городах, перехода на новые виды топлива загрязнение почв в целом ряде городов существенно уменьшилось. С другой стороны, экономический рост в первое десятилетие XXI века привел к увеличению выбросов в атмосферу в подавляющем большинстве промышленных городов России (Битюкова, Касимов, Власов, 2011). Тенденция «грязного» экономического развития нашла отражение в увеличении контрастности техногенных аномалий многих металлов в городах, то есть когда средние концентрации металлов уменьшились, максимальные – выросли (рис. 3.31 Б). При сохранении такой тенденции следует ожидать нового роста загрязнения почв промышленных городов в ближайшие годы.

Поскольку техногенные основания геохимической систематики городов (объем и структура выбросов, уровни загрязнения) изменяются во времени и пространстве, то и отнесение любого города к тому или иному разряду зависит от социально-экономической и технологической ситуации в определенные этапы их промышленного развития. Так, спад промышленного производства в 90-е годы XX в. привел не только к уменьшению загрязнения природной среды России в целом, но и к территориальным изменениям структуры загрязнения. К концу 90-х годов в результате реструктуризации экономики возросла доля энергетики и транспорта в общем объеме выбросов. Однако во многих центрах черной и цветной металлургии спад производства не привел к пропорциональному уменьшению загрязнения. Например, для Норильска – крупнейшего «экспортера» загрязнения в России, объем выбросов в 1998 г. был лишь на 10% меньше, чем в 1991 г. Для геохимической систематики городов можно использовать детальный анализ динамики загрязнения городов России в конце XX – начале XXI вв. (Битюкова, Касимов, Власов, 2011).

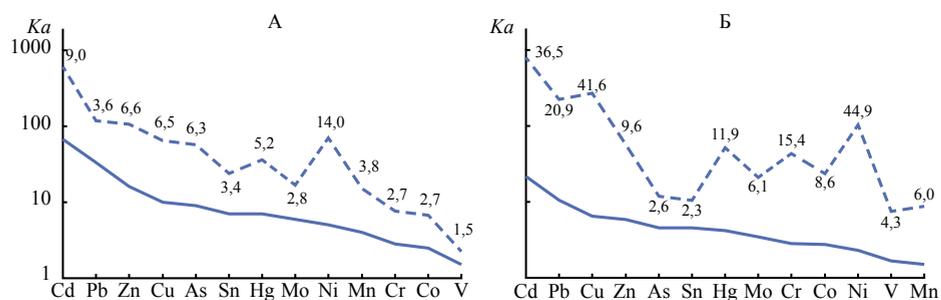


Рис. 3.31. Микроэлементы в почвах тридцати наиболее загрязненных каждым элементом городов России (Касимов, Власов, 2012 б):

А) бывший СССР, 1991 г. Б) конец первого десятилетия XXI века.

Нижняя линия – КК, средние значения; верхняя – КК, максимальные значения; цифры – контрастность максимальных над средними

Группы и типы городов выделяются по особенностям природных ландшафтов, в которых сформировался город. Так, существенно различаются группы городов в тундре, тайге, пустыне. С этих же позиций в лесной группе выделяются типы городов влажных тропиков и тайги, в пустынной группе – города тропических и бореальных пустынь. С зональных позиций геохимия городов еще не анализировалась. Это, несомненно, связано как с определенной ландшафтно-геохимической уникальностью каждого города, так и с отсутствием исследований типа: «азотные», «свинцовые» города в разных природных зонах или, наоборот, разной их геохимической специализации в одной зоне.

Роды городов определяются особенностями воздушной миграции продуктов техногенеза, положением города в бассейнах атмосферного переноса и региональными особенностями загрязнения и самоочищения атмосферы. Важное значение имеет соотношение сильных и штилевых ветров, наличие инверсий, определяющих появление смога. Критерии выделения родов требуют уточнения. Многие из этих факторов определяются рельефом города. Поэтому выделяются *равнинные* (Москва), *горно-котловинные и горно-долинные* (Улан-Батор, Тбилиси), *предгорные* (Алма-Ата, Сочи), *приморские* (Санкт-Петербург) и другие роды. Приморские города характеризуются, как правило, высокой очищаемостью атмосферного воздуха от загрязнителей, и поэтому среди крупных промышленных городов мира только они (Копенгаген, Осака, Токио, Нью-Йорк, Ванкувер, Мельбурн, Торонто) отличаются наименьшими средними концентрациями взвешенных в воздухе частиц (Безуглая, 1991). Наоборот, горно-котловинные и предгорные города при прочих равных факторах имеют самые высокие показатели загрязнения.

Классы городов выделяются по условиям водной миграции продуктов техногенеза, положению в каскадных ландшафтно-геохимических системах. Как и в природных ландшафтах, имеются кислые, кислые глеевые, кальциевые и прочие классы, которые различаются условиями водной миграции поллютантов, уровнями загрязнения в зависимости от миграционных особенностей ассоциаций химических элементов и характером разложения техногенных веществ (Экогеохимия., 1995). Пространственная структура преобладающих по площади классов в автономных и подчиненных позициях определяет особенности концентрации загрязняющих веществ в типичных почвенно-геохимических катенах. Число классов может быть достаточно велико, но в почвах и донных отложениях городов наиболее типичны 8–10 основных сочетаний окислительно-восстановительных и щелочно-кислотных условий, лежащих в основе выделения классов.

Виды городов определяются геохимической специализацией литогенного субстрата. По уровням содержания токсичных элементов и их соединений в коренных, почвообразующих породах и почвах выделяются три вида:

- *фоновые* города с околорларковыми содержаниями большинства элементов (многие города на четвертичных рыхлых отложениях);
- *субаномальные* города с повышенными содержаниями отдельных элементов в литогенной основе;

- города с природно-аномальными литогеохимическими условиями, построенные на территории рудных, угольных, нефтяных и газовых месторождений с высокими природно-обусловленными концентрациями токсичных элементов, определяющими загрязнение городского ландшафта, например, города: Моа на Cr-Ni месторождении Кубы, Баку – в нефтеносном районе, Эрденет на Cu-Mo месторождении в Монголии, где добыча и переработка полезных ископаемых увеличивает опасность экологической ситуации.

Возможны и другие подходы к систематике городов, например, в большей степени учитывающие устойчивость городских ландшафтов к загрязнению, медико-гигиенические и социально-экологические показатели, то есть основанные на негеохимических признаках. Принципы геохимической систематики городов учитывают главные факторы – интенсивность и характер техногенной нагрузки и природно-техногенную геохимическую обстановку, в которой мигрируют и трансформируются загрязняющие вещества.

3.2.2. Геохимическая систематика городских ландшафтов

Геохимическая систематика городских ландшафтов учитывает одну из важнейших сторон техногенного воздействия – загрязнение окружающей среды (Перельман, Касимов, 1999). На верхних уровнях в качестве оснований используются техногенные (социально-производственные) критерии, определяющие интенсивность поступления поллютантов в ландшафты, на нижних – природно-обусловленные, частично измененные техногенезом (табл. 3.9).

Крупные и даже средние города занимают значительную площадь, в пределах которой существуют территориальные природно-техногенные комплексы различного ранга. Пространственная иерархия городских ландшафтов еще не разработана, например, соподчинение таких традиционных таксономических

Таблица 3.9

Основные таксономические единицы геохимической систематики городских элементарных ландшафтов

Единица	Критерии выделения
Порядок	Техногенные критерии (привнос вещества)
Отдел	Принадлежность к функциональной зоне
Раздел	Геохимическая специализация выбросов и отходов, особенности воздушного привноса загрязняющих веществ
Группа и тип	Уровень и опасность загрязнения
Класс	<i>Природные и природно-техногенные критерии (транслокация, вынос, аккумуляция вещества)</i>
Род	Особенности биологического круговорота в природном ландшафте
Вид	Класс водной миграции продуктов техногенеза
	Особенности воздушной и латеральной водной миграции, положение в ландшафтно-геохимических катенах
	Геохимическая специализация литогенного субстрата

единиц ландшафтоведения, как фация, урочище, местность и т.п. Поэтому ниже рассматриваются основные геохимические принципы систематики только самых простых единиц – городских элементарных ландшафтов.

В качестве техногенного основания классификации используется сочетание типов техногенных воздействий и преобладающие виды техногенной геохимической трансформации исходного природного ландшафта. Принципы геохимической классификации природных ландшафтов Б.Б. Польшова, в которой таксоны являются как бы «слоеным пирогом» из характеристик разных компонентов ландшафта, рассматриваемых с помощью сопряженного геохимического анализа, особенно пригодны для систематики городских элементарных ландшафтов.

Порядки и отделы городских элементарных ландшафтов. Главная геохимическая особенность промышленного, транспортного и муниципального воздействия на среду города – это формирование техногенных геохимических аномалий в различных его компонентах. Пространственное положение и контрастность техногенных аномалий зависит от сочетания функциональной структуры города, определяющей характер и уровень техногенного воздействия на среду, и ландшафтно-геохимических условий, дифференцирующих это воздействие. В ряде работ для картографирования городских территорий используется функциональное зонирование. Однако более обосновано картографирование на основе учета как природных, так и антропогенных факторов дифференциации городской среды, когда основным объектом картографирования служат ландшафтно-функциональные комплексы, представляющие собой сочетание функциональной и ландшафтной структур, то есть особые техногенные модификации природных элементарных ландшафтов (Авессаломова, 1987).

Ведущее значение имеет техногенная миграция, во многом определяемая приуроченностью к той или иной функциональной зоне, по особенностям которой выделяются *порядки* ландшафтов. С ними связаны многие количественные параметры техногенного загрязнения и характер трансформации биологического круговорота. Выделяются пять основных порядков: 1 – парково-рекреационный; 2 – агротехногенный; 3 – селитебный; 4 – селитебно-транспортный; 5 – промышленный.

В пределах порядков по особенностям воздушного привноса-выноса поллютантов и геохимической специализации выбросов, отходов и стоков выделяются *отделы*. Критерии выделения отделов и их обозначение еще требуют уточнения на основе разработки понятийного аппарата и учета геохимических параметров.

Первые три порядка представляют собой арены преимущественно привноса (имиссии) загрязняющих веществ. В их пределах геохимическая дифференциация ландшафтов во многом определяется местной миграцией поллютантов. Меньшую атмотехногенную нагрузку обычно испытывают парково-рекреационные ландшафты, в которых еще велика роль биогенной миграции. Особо выделяются ландшафты садов и огородов, находящиеся под двойным – атмотехногенным и агрогенным (удобрения, ядохимикаты) прессом загрязняющих веществ.

Жилые здания и промышленные сооружения служат механическим барьером на пути воздушных потоков (антропогенный рельеф) и способствуют

формированию техногенных аномалий в застойных зонах около зданий, контрастность которых зависит от их высоты и расположения. Кроме особой циркуляции воздушных потоков, с этажностью связаны также плотность населения, количество и способы утилизации отходов, водоснабжение, комфортность проживания и даже психические расстройства и другие специфические заболевания. Поэтому порядок селитебных ландшафтов можно разделить на 3–4 отдела: с одно-, двухэтажной застройкой (слабая выраженность аэродинамических барьеров, преобладание латеральной воздушной миграции), 3–4, 5–10 и более 10 этажей (эффект каньона, контрастные барьеры, появление и даже преобладание восходящих воздушных потоков).

Другие порядки городских ландшафтов – это источники техногенной эмиссии и места частичной аккумуляции загрязнителей. Порядок селитебно-транспортных ландшафтов делится на отделы по категориям магистралей, интенсивности движения и, следовательно, загрязнения (переулки, улицы, автострады, вокзалы). Порядок промышленных ландшафтов в зависимости от типа производства, добываемого сырья, источника энергии и характера отходов делится на ландшафты заводов, фабрик и рудников определенной специализации, электростанций (тепловых, атомных), отвалов, свалок. Порядки городских ландшафтов, соответствующие функциональным зонам, обычно отличаются по уровням загрязнения и геохимической специализации загрязнителей, которые могут изменяться во времени (рис. 3.32). Для ландшафтно-функционального зонирования и выявления техногенных аномалий используются также дистанционные методы (рис. 3.33).

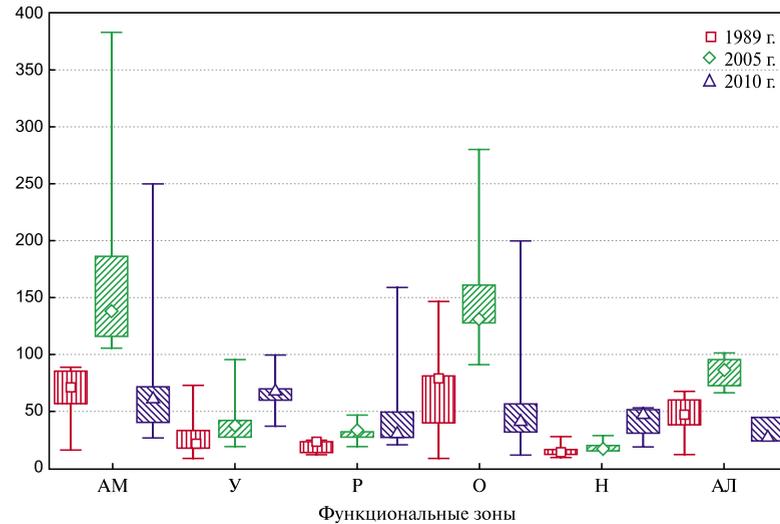


Рис. 3.32. Современный тренд загрязнения Pb функциональных зон Восточного округа г. Москвы. AM – автомагистрали, У – внутрирайонные улицы, Р – рекреационная зона, О – старые жилые кварталы, Н – новостройки, АЛ – с/х угодья (Никифорова, Кошелева, 2009)

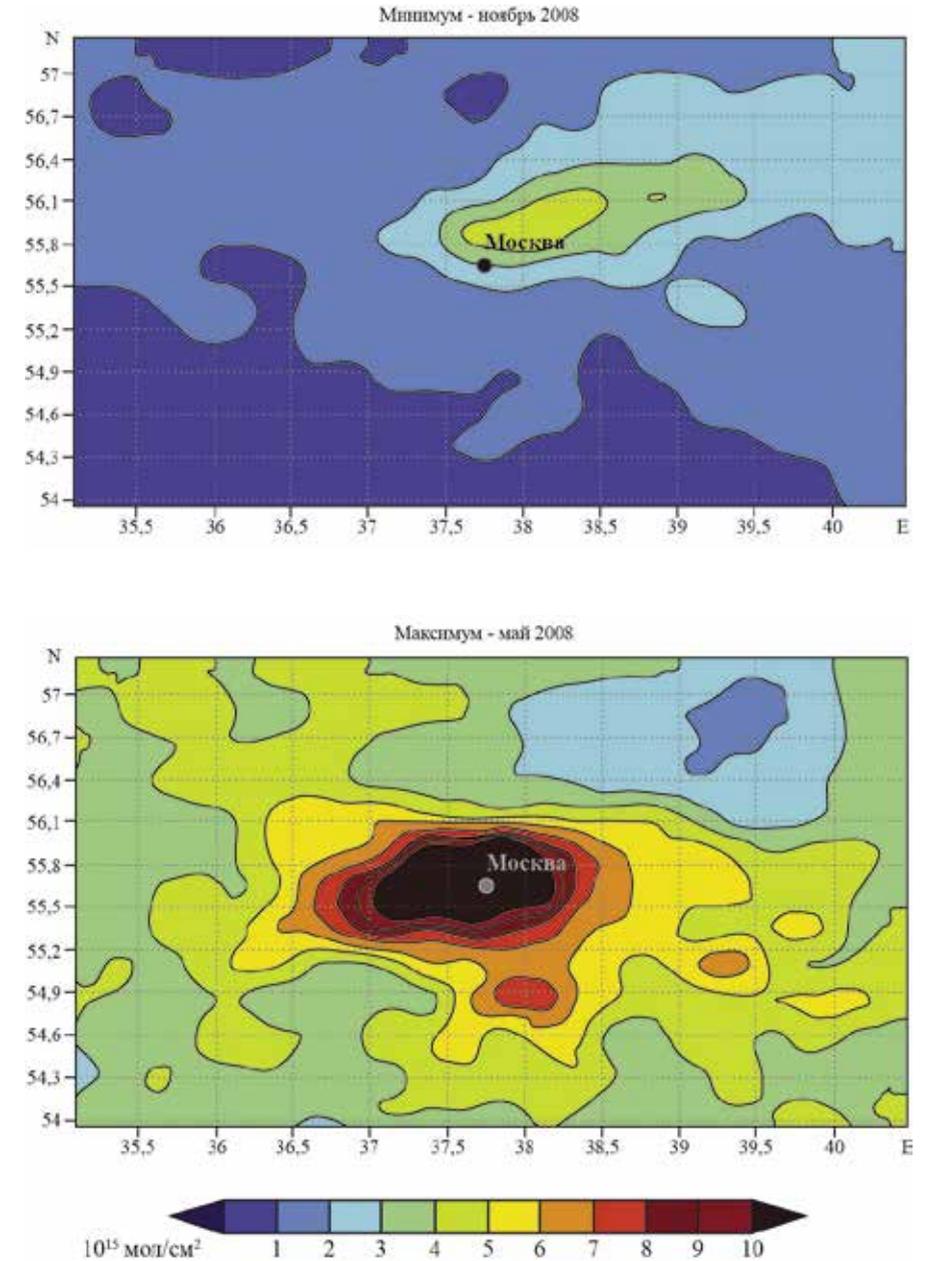


Рис. 3.33. Азотная аномалия над Москвой (www.giovanni.gsfc.nasa.gov)

Разделы. Интегральным критерием для их выделения служат уровни загрязнения отдельных компонентов и степень их опасности для населения. Для этого можно использовать градации поступления пыли и суммарные показатели загрязнения химическими элементами снега, почв и, возможно, растений. В результате выделяются 20 разделов городских ландшафтов (Перельман, Касимов, 1999), учитывающих основные комбинации функциональных зон и степени загрязнения (табл. 3.10).

Таблица 3.10

Разделы городских ландшафтов

Уровень и опасность загрязнения	Порядки ландшафтов (функциональные зоны)				
	парково-рекреационный	агротехногенный	селитебный	селитебно-транспортный	промышленный
Низкий $Z_c < 16$, $p = 250$			Селитебный с низким загрязнением		
Средний, умеренно опасный Z_c : почвы 16-32, снег 64-128, $p = 250-450$	Парково-рекреационный со средним загрязнением	Агротехногенный со средним загрязнением			
Высокий, опасный Z_c : почвы 32-128, снег 128-256, $p = 450-850$				Селитебно-транспортный с высоким загрязнением	
Очень высокий, чрезвычайно опасный Z_c : почвы > 128 , снег > 256 , $p > 850$			Селитебный с очень высоким загрязнением		Промышленный с очень высоким загрязнением

Примечание: см. условные обозначения к табл. 3.6; в пустых клетках названия разделов не указаны.

Классы. Как и для природных ландшафтов, водная миграция химических элементов учитывается на уровне классов, которые выделяются по сочетанию окислительно-восстановительных, щелочно-кислотных условий и видов геохимических барьеров в профиле почв и между сопряженными ландшафтами. Особое значение при этом приобретает оценка трансформации геохимических условий миграции и прогноз ее направленности под влиянием

техногенеза (кислый нейтрализующийся, щелочной подкисляющийся и др.). Для парково-рекреационных и агротехногенных ландшафтов целесообразно также учитывать окислительно-восстановительные и щелочно-кислотные условия грунтовых вод.

Роды. В городах интенсивное антропогенное поступление веществ нивелирует влияние естественного рельефа на перераспределение поллютантов. Поэтому представления об автономности и подчиненности ландшафтов требуют существенной модификации по сравнению с природными аналогами. Так, поставка вещества из атмосферы в элювиальные ландшафты значительно превосходит величины, характерные для фоновых условий. Рельеф города влияет не только на водную, но и на воздушную миграцию поллютантов и наряду с традиционным выделением зон мобилизации, транзита и аккумуляции вещества (элювиальные, трансэлювиальные, элювиально-аккумулятивные, супераккумулятивные элементарные ландшафты) следует учитывать их положение относительно основных источников загрязнения и преобладающих антропогенных потоков. Как правило, антропогенные аномалии приурочены к наветренным склонам и (или) водораздельным поверхностям, а подветренные склоны менее загрязнены. На этой основе выделяются 10–15 родов городских элементарных ландшафтов – трансэлювиальные наветренные, трансэлювиальные подветренные и др. Важное значение имеет принадлежность элементарных ландшафтов к природным (водно-эрозионным) или природно-техногенным (бассейнам концентрации ливневого стока), каскадным системам определенного порядка, а также открытость или замкнутость этих систем, определяющие особенности миграции и аккумуляции продуктов техногенеза (Экогеохимия..., 1995).

Виды. Многие особенности водной миграции, а также уровни загрязнения тесно связаны с гранулометрическим составом почв и грунтов. Так, изначальные содержания тяжелых металлов и сорбционная емкость песков значительно меньше, чем у суглинков, пески лучше промываются атмосферными осадками. Гранулометрические особенности почв и грунтов учитываются при выделении видов городских ландшафтов. При этом важно различать естественные почвы и грунты от техногенных почв, наносов, асфальтированных поверхностей.

3.3. Каскадные ландшафтно-геохимические системы городов

Города и городские ландшафты сформировались как результат взаимодействия природных (природный рельеф, климат, гидрография, почвенно-растительный покров) и антропогенных (градостроительных, промышленных) факторов. Располагаясь обычно в подчиненных позициях (долины рек, побережья морей и озер, межгорные котловины), городские ландшафты должны дифференцироваться не только по ландшафтно-функциональным критериям (селитебные, рекреационные и др.), но и с учетом природно-техногенных и техногенных региональных потоков веществ, поступающих в них с естественным и искусственным стоком.

Поэтому в пределах городов выделяются городские потоковые (каскадные) системы – особые пространственно организованные структуры, обеспечивающие функционирование города за счет переноса, преобразования и аккумуляции вещества в результате градостроительного освоения территории (Курбатова, 2004). Они могут быть *открытыми*, с поступлением веществ в водотоки, и *закрытыми*, когда вещества аккумулируются в замкнутой форме рельефа.

В городских потоковых системах естественный поверхностный и грунтовый стоки составляют не более половины общего стока, оставшаяся часть – техногенный сток, поступающий в различные коллекторные сети. Важное значение приобретает «запечатанность» территории города искусственными покрытиями (асфальт) и соотношение относительно сохранившихся природных систем с вновь созданными градостроительными объектами. В таких потоковых системах определяющую роль приобретают ливневый и канализационный стоки, которые отличаются загрязненностью различными поллютантами не только атмосферного, но и местного для каждой потоковой системы происхождения. Отличаясь индивидуальной геохимической специализацией, потоковые системы в городах служат удобной операционной единицей для экологического мониторинга и ландшафтного планирования. Классификация и картографирование потоковых систем, основывающиеся на характере орографической и гидрографической сетей, катенарности, антропогенной трансформации транзита вещества, особенностях градостроительных структур (степени застроенности, функционального использования, морфологии застройки, техногенного рельефа) выполнены А.С. Курбатовой (2004) для Москвы, но геохимические аспекты каскадной организации городских ландшафтов еще не разработаны.

3.4. Геохимическая совместимость природных и техногенных факторов в городах

Итак, экологическая ситуация в городах определяется соотношением природных и техногенных факторов. Поэтому оценка экологического состояния городов и городских ландшафтов должна основываться на анализе природно-обусловленной ландшафтно-геохимической обстановки в городе – условий миграции загрязняющих веществ, положения городских ландшафтов в каскадных миграционных системах, особенностей загрязнения и самоочищения природных сред и др., а также техногенных факторов – геохимической специализации источников загрязнения, физико-химических свойств поллютантов (Экогеохимия..., 1995).

Выделяются два вида влияния природных ландшафтно-геохимических факторов на геохимию городского ландшафта:

- *аккумулирующий*, связанный, например, с положением города в конечных бассейнах местного стока (Великий Новгород, Ногинск), тяжелым гранулометрическим составом почв и почвообразующих пород и

высоким природным фоном содержания тяжелых металлов, развитием поверхностного переувлажнения и оглеения (Дрогобыч, Борислав), щелочным фоном почв (Магнитогорск);

- *мобилизующий*, вызванный кислым выщелачиванием металлов из почв, особенно хорошо выраженный в лесных почвах на породах легкого гранулометрического состава (Череповец).

Соответственно, для промышленных городов характерны и два основных вида поведения загрязняющих веществ в окружающей среде:

- *сопряженный*, более широко распространенный, когда сохраняется соотношение между атмотехногенной поставкой вещества и загрязнением почв, растений и донных осадков, лежащее в основе применения концепции депонирующих сред при эколого-геохимических оценках городов;
- *диссонансный*, более редкий, когда это сопряженное соотношение нарушается в ту или иную сторону.

Такой *техногенный геохимический диссонанс* делится на две разновидности. *Аккумулятивный геохимический диссонанс* возникает в том случае, когда природные и природно-техногенные факторы миграции усиливают относительно небольшое по контрастности и объему выбросов атмотехногенное загрязнение. Примером такой ситуации является г. Великий Новгород, где вещества, поступающие из атмосферы, концентрируются на территории города, расположенного в Ильменской озерной низине – конечном звене местного поверхностного и подземного стоков. Его своеобразной формой является диссонанс между слабым загрязнением пыли тяжелыми металлами и их высоким содержанием в растворенной форме относительно фоновой территории. Так, в г. Улан-Баторе суммарный показатель загрязнения Z_c в пыли не превышает 10–15 единиц, а у растворенных форм металлов он достигает нескольких десятков и сот единиц (рис. 3.34). Это связано с резким увеличением содержания растворенных форм Mo , Cd и других элементов, содержащихся в выбросах продуктов низкотемпературного сжигания бурого угля в печах юрт (рис. 3.35), в которых проживает почти половина населения города. Этот техногенный источник наряду с котловинным положением в долине р. Тола определяет основные современные экологические проблемы Улан-Батора.

Ослабляющий геохимический диссонанс характерен для городов, где воздействие мощных атмосферных выбросов минимизируется кислым выщелачиванием металлов из таежных почв легкого гранулометрического состава, имеющих очень низкий природный фон (Череповец). Это приводит к тому, что формирующиеся техногенные аномалии металлов в почвах, даже имея высокую контрастность, отличаются сравнительно низкими абсолютными содержаниями тяжелых металлов, не достигающими ПДК. В этом случае высокие значения широко применяемого в России суммарного показателя загрязнения (Z_c) завышают опасность загрязненности почв и методика использования этого критерия требует уточнения. Сходный *биогеохимический диссонанс* наблюдается в центрах черной металлургии, где

преобладание труднодоступных форм металлов в атмосферных выбросах не ведет к формированию техногенных биохимических аномалий, адекватных по контрастности мощности выбросов.

Таким образом, ландшафты городов аналогично природным или слабо-загрязненным территориям, дифференцируются на участки со сходными свойствами и структурой слагающих компонентов – грунтов, почв, природного

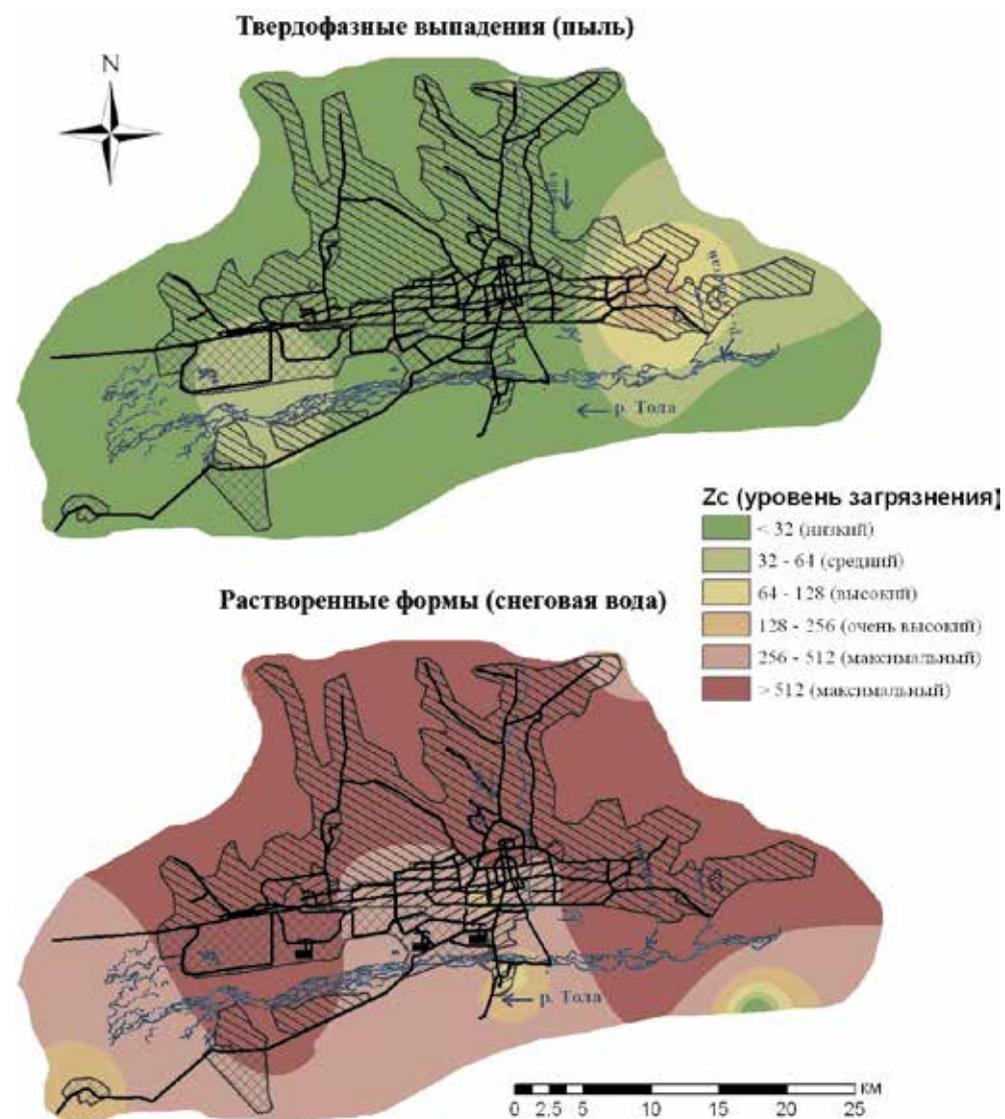


Рис.3.34. Загрязнение снега в г. Улан-Батор, Монголия (Сорокина, 2013)



Рис. 3.35. Геохимическая специализация выбросов топливной энергетики: А – ТЭЦ ($h = 120$ м), высокая температура горения; Б – юрты ($h = 3$ м), низкая температура горения (Сорокина, 2013)

и техногенного рельефа, условий стока. Сочетание природно-обусловленных и вновь приобретенных техногенных свойств, в первую очередь характера и состава загрязнителей, сходных ответных реакций организмов на техногенное воздействие определяет формирование на территории города особых природно-техногенных комплексов — городских ландшафтов, по-разному реагирующих на однотипные техногенные воздействия. Городские ландшафты служат подсистемами для зонирования и районирования территории города для различных прикладных задач: архитектурно-планировочных, организации мониторинга, обустройства, рекреации.

Имеющиеся системы экологического мониторинга в городах в основном фиксируют выбросы и стоки поллютантов и не учитывают ландшафтно-геохимическую дифференциацию территории. Ландшафтный подход направлен на изучение дальнейшей судьбы загрязняющих веществ в городских ландшафтах, где они могут мигрировать или аккумулироваться, и оценки опасности вторичных концентраций. Необходимо знать, насколько большие массы загрязнителей уже успели накопиться в городских ландшафтах и не сможет ли какое-либо изменение внешних факторов — климатических, гидрологических, геохимических — привести как бы к взрыву этих «химических бомб замедленного действия» (Biodynamics..., 1995).

Глава 4

ГЕОХИМИЯ АГРОЛАНДШАФТОВ

Агротехногенез влияет на природную среду в глобально-региональном масштабе, особенно в районах длительного земледелия — Египте, на Ближнем Востоке, Европе, Средней Азии, Индии, Китае. Земледельческие площади (включая села и фермы) уже занимают 10–12% суши, еще около 30% используются под пастбища. Наиболее освоены умеренный, субэкваториальный и субтропический пояса. Относительная площадь агроландшафтов и степень их изменения максимальны в Европе (32%) и Азии (21%). Выбросы вредных веществ в атмосферу имеют здесь меньшее значение, чем в промышленных районах, загрязнение почв и водоемов сопоставимо.

По интенсивности и характеру воздействия выделяются два геохимических типа и несколько подтипов агротехногенеза. Первый тип — *прямое геохимическое влияние* агротехногенеза на природные ландшафты, к которому относится химизация сельского хозяйства и агротехногенная обработка земли. Второй тип — *косвенные геохимические последствия*, возникающие в результате гидромелиорации, эрозии почв, обезлесения, опустынивания и других процессов деградации ландшафтов. Эти типы определяют преимущественно площадное (химизация) или линейно-площадное (орошение) распространение загрязнения.

4.1 Последствия химизации сельского хозяйства

Для повышения продуктивности агроландшафтов и возмещения выноса химических элементов с урожаем, борьбы с сорняками, вредными насекомыми и микроорганизмами применяются минеральные и органические удобрения, пестициды, известкование и другие агрохимические средства. Химизация наряду с полезными результатами сопровождается нежелательной трансформацией биологического круговорота и баланса химических элементов, загрязнением почв, растений, вод, животных и человека N, P, тяжелыми металлами, пестицидами (рис. 4.1). Уровень накопления и состав элементов-загрязнителей не одинаковы в различных регионах. Для их оценки необходимо изучение трансформации биологического круговорота, особенностей радиальной (R) и латеральной (L) миграций загрязнителей и геохимической структуры агроландшафтов (R,L-анализ). Требуется определить устойчивость и ответную реакцию ландшафта на химизацию, а также разработать геохимическую систематику агроландшафтов.

Комплексный и региональный характер действия вносимых химических элементов на все компоненты ландшафта определяет необходимость оценки процессов миграции и концентрации загрязнителей не только на локальном уровне (в масштабе поля), чем частично занимается агрохимия, но и в более крупных территориальных системах — катенах, ландшафтах, речных бассейнах. Важно также знать устойчивость растений, животных и человека к болезням, обусловленным агротехногенезом. Поэтому параллельно с агрохимией, изучающей систему почва — удобрение и влияние удобрений на продуктивность

Источник элементов	As	B	Ba	Be	Br	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Sr	V	Zn
Фосфорные удобрения	●	●	●		●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●
Осадки сточных вод	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Пестициды	●				●	●	●	●	●	●	●	●			●				●	●
Известь	●	●	●					●	●	●		●			●			●	●	●

Рис. 4.1. Основные источники следовых элементов в почвах сельскохозяйственных угодий (Баргалы, 2005). Величина пунонок указывает на значение источника элемента в агроландшафты

и качество сельскохозяйственной продукции, в рамках геохимии ландшафта сформировался особый раздел – агрогеохимия ландшафта, основанный на синтезе ландшафтно-геохимических, биогеохимических и почвенно-агрохимических подходов к изучению агроландшафтов.

4.1.1 Влияние минеральных удобрений на загрязнение агроландшафтов

Основная эколого-геохимическая проблема агроландшафтов – это внесение больших количеств минеральных удобрений, приводящее к нарушению биогеохимических циклов миграции элементов, прежде всего, N и P. Удобрения делятся на две группы: *стандартизованные* или традиционные – азотные, фосфорные, калийные, комплексные, микроудобрения, в которых содержание элементов питания растений регламентируется ГОСТами, и *нестандартизованные* удобрения – осадки сточных вод, коммунальные твердые бытовые отходы, загрязненные речные воды – без стандартизации содержания и состава элементов питания. Существенно, что во всех видах удобрений не нормировано содержание большинства микроэлементов, в том числе приоритетных загрязнителей.

Азот в агроландшафтах. Азотные удобрения включают нитратные (натриевая и кальциевая селитра), аммонийные (сульфат аммония), аммонийно-нитратные, аммиачные и амидные (аммиачная селитра, мочевины, безводный жидкий аммиак, аммиачная вода) и др. Наибольшие содержания N (40–80%) характерны для амидных и аммиачных удобрений, для остальных – 15–30%.

Применение азотных удобрений сильно дифференцировано по странам (табл. 4.1). Считается, что с азотными удобрениями вносится примерно 15–20% от общего поступления N в наземные агроландшафты. В СССР к 80-м годам эта доля достигала 25–35%. В удаленных от промышленных источников агроландшафтах эти удобрения становятся основной причиной загрязнения окружающей среды соединениями азота. В каскадных ландшафтно-геохимических системах бассейнов малых рек центра Русской равнины с азотными удобрениями поставляется до 50–70% от общего прихода N. В районах интенсивного земледелия, например в Западной и Центральной Европе, эта доля увеличивается до 70–80% (Башкин, 1987).

Вынос N с урожаем существенно колеблется по регионам. В Западной и Центральной Европе его величина достигает 50–60%. На Русской равнине с продуктами растениеводства и животноводства удаляется 15–25% N. Еще 20–25% N, как и в естественных ландшафтах, приходится на денитрификацию. С боковым стоком из каскадных систем может выноситься до 15–30% N.

Глобальный цикл N на пахотных землях имеет отрицательный баланс в связи с преобладанием районов экстенсивного земледелия с малыми дозами минеральных удобрений и преимущественным использованием почвенного азота. С минеральными удобрениями, биологической фиксацией и атмосферными осадками в агроландшафты поступает около 120 млн т N в год, а расходуется 140–170 млн т (Bashkin, 2002).

Таблица 4.1

Средние дозы применения азотных удобрений (ЕАО, 1995)

Дозы азотных удобрений, кг/га			
> 200	100-200	50-100	0-50
Нидерланды	Южная Корея	США	Россия
Сингапур	Япония	Канада	Колумбия
Бахрейн	Франция	Индонезия	Индия
Египет	Чехия	Мексика	Бангладеш
Бельгия	Китай	Шри-Ланка	Зимбабве
Люксембург	Саудовская Аравия	Фиджи	Филиппины
Великобритания	Суринам	Таиланд	Кения
Германия			Чили

Таблица 4.2

Региональный биогеохимический масс-баланс азота в агроландшафтах Восточной Азии для периода 1994–1997 гг. (Bashkin, 2002)

Слагаемые баланса	Килотонн в год	% от суммы прихода
Приход		
выпадения	8776	26
удобрения	23094	68
азотфиксация	1947	6
Сумма прихода	33817	100
Расход		
речной сток	5577	16
денитрификация	7512	22
улетучивание	8652	26
Сумма расхода	21714	64
Баланс	+12103	+36

В районах интенсивного земледелия Европы и Юго-Восточной Азии круговорот N становится все более открытым, увеличивается его несбалансированность. Равновесие между основными составляющими цикла нарушается, уменьшается доля органического N в фитомассе. В таких агроландшафтах баланс N положителен, его приход на 20–30% превышает расход (табл. 4.2), что ведет к его аккумуляции в почвах, сельскохозяйственной продукции, грунтовых и поверхностных водах. Во многих агроландшафтах содержание N в этих компонентах превышает предельно допустимые нормы, что создает критические экологические ситуации. Сильное загрязнение овощей N характерно для супераквальных ландшафтов долин и дельт крупных рек с интенсивным овощеводством (долина Оки, дельты Волги, Амударьи, Сырдарьи и др.). Содержание нитратов и нитритов в овощах здесь во много раз превышает их ПДК, принятые в России (нитраты – до 250–300 мг N/кг сырого вещества). Для питьевой воды Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ)

приняла предельно допустимую концентрацию нитратов не более 45 мг/л. Особенно опасно образование в пищевых продуктах нитрозоаминов (R_2NNO , где R – органические радикалы, например, CH_3 , C_2H_5 и др.), обладающих канцерогенными и мутагенными свойствами.

В азотных удобрениях содержание тяжелых металлов невелико, поэтому их внесение существенно не влияет на загрязнение агроландшафтов, хотя в отдельных случаях отмечаются высокие концентрации Cd, Pb, Zn, Cr и Ni (Ross, 1994; Мотузова, Карпова, 2013).

Фосфор и калий в агроландшафтах. В ландшафтах P находится в основном в минеральной форме, поэтому определяющую роль в его поверхностном стоке с водосборов играет степень распаханности территории. Распашка почв резко увеличивает водную эрозию и механическую миграцию P. С тонкими частицами почвы мигрирует в среднем 60–90% всего P, смываемого с сельскохозяйственных территорий (Башкин, Касимов, 2004). Поступая в водоемы, большая его часть накапливается донными отложениями и становится недоступной для организмов.

Основные техногенные источники фосфора в окружающей среде – промышленные, бытовые и животноводческие стоки. С удобрениями в агроландшафты поступает лишь около 20% всего техногенного фосфора. Хотя с удобрениями вносится менее 5% природного запаса P в почвах, но в отличие от P почв он легко усваивается, что обеспечивает необходимый прирост урожая, но одновременно ведет к загрязнению агроландшафтов. Доля микроэлементов, поступающих с удобрениями, степень их усвояемости растениями еще меньше.

Главная черта геохимии фосфора в сельскохозяйственных ландшафтах по сравнению с природными – это увеличение доли растворенных форм, связанных, в основном, с органическим веществом почвы (Кудеярова, 1995). Именно эти формы P определяют загрязнение почв и водоемов.

Наиболее подвижны в агроландшафтах отрицательно заряженные комплексные соединения, в которых P перемещается вглубь почвы, поступает в грунтовые и поверхностные воды, способствуя эвтрофикации водоемов. Важное значение для миграции P имеют почвенно-геохимические барьеры, прежде всего сорбционные, на которых происходит его аккумуляция в менее подвижных и слабодоступных для растений формах (Кудеярова, 1995). При внесении фосфорных удобрений миграция и трансформация P зависит и от щелочно-кислотных условий почв. В кислых почвах подвижность фосфатов больше, чем в щелочных.

Внесение азотных, фосфорных, калийных и органических удобрений сопровождается трансформацией не только химического, но и минералогического состава почв (Соколова с соавт., 2001), в первую очередь за счет фиксации K глинистыми минералами, что ведет к заметному увеличению содержания иллита и уменьшению содержания вермикулита в иллитной фракции дерново-подзолистых почв. Иными словами, внесение калийных удобрений ведет к иллитизации почв с переводом K в менее подвижные и доступные для растений формы. С другой стороны, без достаточного известкования внесение

больших доз физиологически кислых удобрений приводит к разрушению тонкодисперсных минералов в почвах, усиливая действие природного кислого выщелачивания химических элементов, в том числе и биогенных, из подзолистых и дерново-подзолистых почв.

Таким образом, одно из основных неблагоприятных следствий использования минеральных удобрений в агроландшафтах – накопление соединений N (главным образом нитратов) в почвах и P – в грунтовых и поверхностных водах. В результате водоемы чрезмерно обогащаются питательными веществами – происходит их *эвтрофикация*. Наиболее опасно загрязнение питьевых вод нитратами, нитритами и их производными, что ведет к различным заболеваниям.

Геохимическая карта распределения P_2O_5 в поверхностных горизонтах сельскохозяйственных почв Европы отражает интенсивность внесения фосфорных удобрений в различных странах с формированием фосфорных аномалий в Германии, на севере Франции, Уэльсе, средней Швеции и на юге Италии (рис. 4.2). В Европе норма применения P – около 20 кг/га в год, в США – в 2 раза меньше (O’Geen et al., 2010).

Тяжелые металлы в агроландшафтах. Минеральные удобрения, кроме главных биофильных элементов (N, P, K), являются источником тяжелых металлов и других элементов (табл. 4.3). В Западной Европе, США и других странах с интенсивным сельским хозяйством среди тяжелых металлов основным загрязнителем является Cd, поступающий из атмосферы, вод и с фосфорными удобрениями. Его содержание в некоторых видах фосфорных удобрений, особенно изготовленных из североамериканских, африканских и австралийских фосфоритов, достигает нескольких сот КК (Ross, 1994; Мотузова, Карпова, 2013).

Таблица 4.3

Содержание микроэлементов в некоторых типах удобрений и пестицидах, мг/кг (Wei, Zhou, 2008; Мотузова, Карпова, 2013*)

Элемент	Мочевина	Хлорид аммония	Сульфат аммония	Нитрат аммония	Суперфосфат	Сульфат калия	Пестициды		
Cd	0,22- 3,2	-	0,08-5	0-2*	0,08-8	0,1-2,2	0,06- 3,8	0-1*	-
Hg	0,72-0,75	-	0,-0,75	-	0,75-3	0,4-1,2	3,2	-	0,6- 42
As	5,6- 33	1,33	4-29	0-18	2,7- 120	2,4- 28	2,4-8	0-5	0,8-60
Cu	1	0,06	1	0- 51	3	20- 135	138	9-22	4-56
Pb	5,5- 49	-	2,4-14	0-2	2- 28	3-17	3,9	0-19	11-60
Cr	1,6-8	21	1-4	12- 172	1-4	40- 134	2-3	10-76	-
Zn		0,93	1-6	5-69	3-7	55- 235	138	5-10	1-30
Ni	7,2-10	0,22	25-32	5- 93	7-34	19-38	44	0-15	-
Co	1,0-1,4	-	8-12	0-8	5-11	9- 21	5,8-7,0	2-8	-
Mo	2	-	1-4	-	4-7	8- 15	21	-	-
B	-	-	-	-	<1	140-185	20-30	-	-
Mn	2-8	-	-	27- 428	3-65	10-119	197	15-52	1-17
Se	-	-	-	-	0-10	-	13	-	-

Примечание: шрифтом выделены максимальные содержания; *все элементы столбца по (Мотузова, Карпова, 2013).

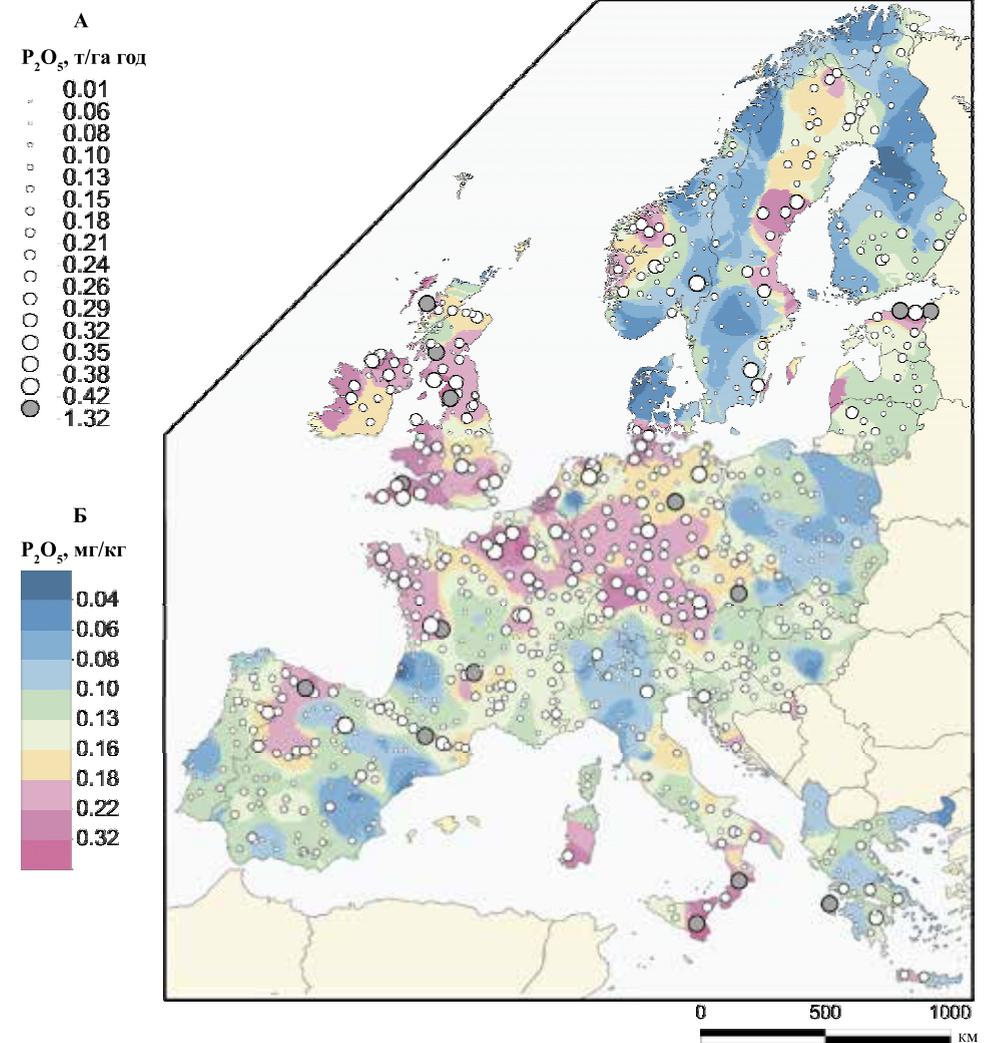


Рис. 4.2. Техногенная нагрузка (А) и содержание (Б) фосфора в почвах агроландшафтов Европы (Geochemical Atlas., 2005)

В последние десятилетия, несмотря на уменьшение воздушной и водной эмиссии Cd от других техногенных источников, рост количества вносимых фосфорных удобрений увеличивает загрязнение почв Cd (рис. 4.3). В Европе загрязнение тяжелыми металлами особенно велико в странах с интенсивным земледелием – это Нидерланды, Бельгия и северо-запад Германии, юг Англии, север Чехии, юг Польши, север Италии, Донбасс, Подмосковье (рис. 4.4). Относительно литосферы, кроме Cd, фосфорные удобрения обогащены $Sr_{300-400}$, $Pb_{200-300}$, $As_{200-250}$, $Bг_{100-150}$, Yb_{25-50} , $F_{10-30КК}$. С калийными удобрениями связано поступление в агроландшафты Sr_{35-40} , B , Pb_{10} , La , $Ag_{4-6КК}$ (Никифорова, Горбунова, 2001). Все же контрастность аномалий металлов, образующихся при внесении в почвы азотных и фосфорных удобрений, как правило, невелика (рис. 4.5). В агроландшафтах, где применяются только традиционные виды удобрений, их роль в перераспределении микроэлементов пока еще меньше, чем значение природной водной миграции или сопоставима с ней.

Главным источником поступления тяжелых металлов в агроландшафты являются нестандартизированные удобрения (Ачкасов, 1987). Они применяются, как правило, на локальных участках вокруг крупных промышленных центров, но высокие уровни содержания многих тяжелых металлов в этих удобрениях создают наибольшую экологическую опасность. Особенно широк спектр элементов в осадках сточных вод (ОСВ), относительно фоновых почв наиболее высоки коэффициенты накопления Cd, Ag – Кс до 200 и более, Hg, Bi, Zn, Cr, Cu, W, Sn – Кс=100–200 (Геохимия..., 1990). В коммунальных твердых бытовых отходах (КТБО) их концентрация меньше, преобладают Hg (Кс 10–100), Ag, Sb, Zn, Bi, Cd, Pb (Кс около 10). При поливе загрязненными речными водами (ЗРВ) в почвы и растения поступают большие количества Ag (Кс > 100), Pb, Cd и Zn (Кс около 10). Экологическая опасность в зависимости от суммарного загрязнения микроэлементами (Zc) убывает в ряду: ОСВ (Zc=500–600) – КТБО, ЗРВ (100–200) – минеральные удобрения (50–70).

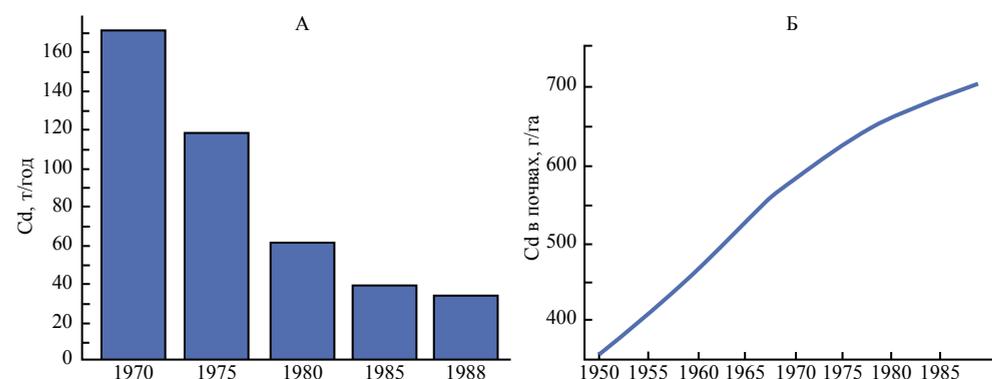


Рис. 4.3. Уменьшение атмосферной эмиссии Cd (А) и рост его концентрации в сельскохозяйственных почвах (Б) в бассейне Рейна (Stigliani, Jaffe, Anderberg, 1992)

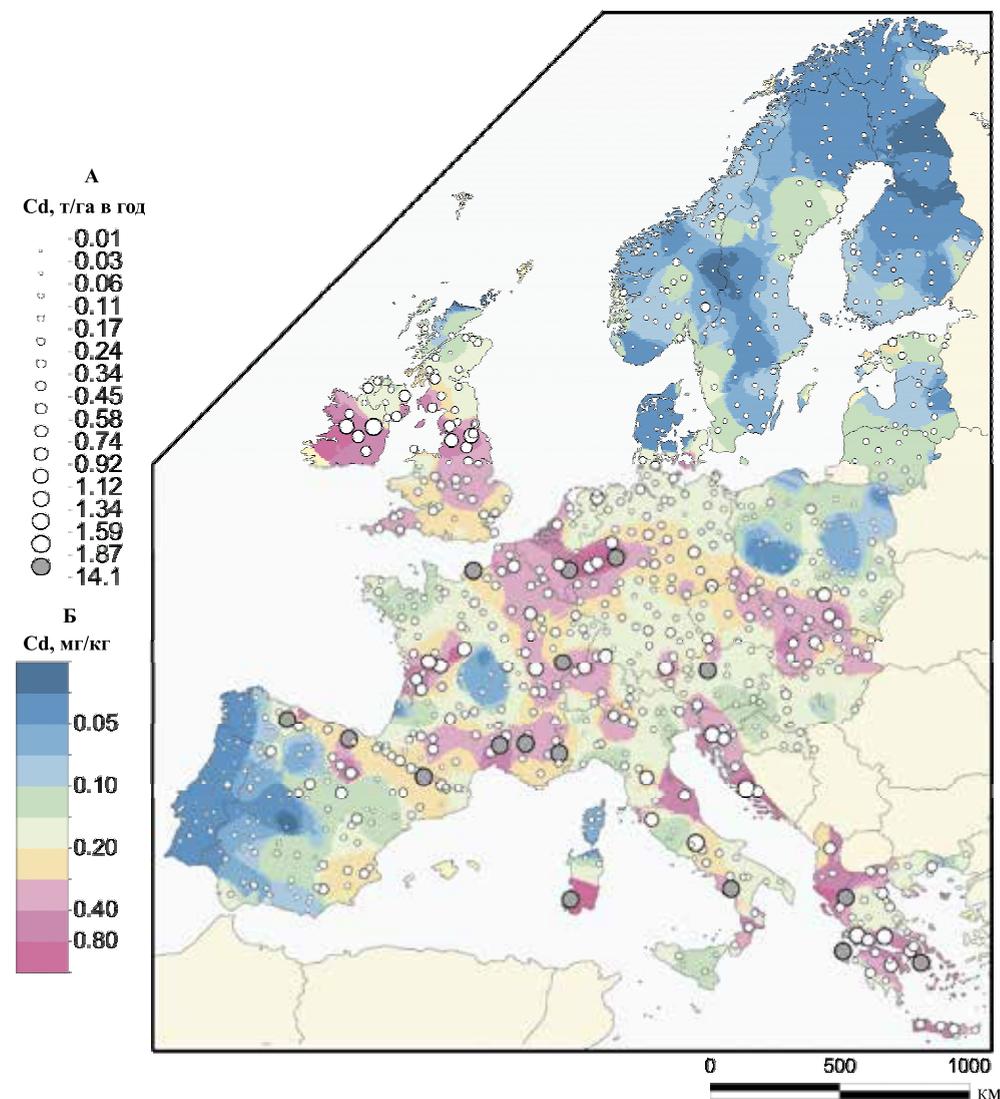


Рис. 4.4. Техногенная нагрузка (А) и содержание (Б) кадмия в почвах агроландшафтов Европы (Geochemical Atlas., 2005)

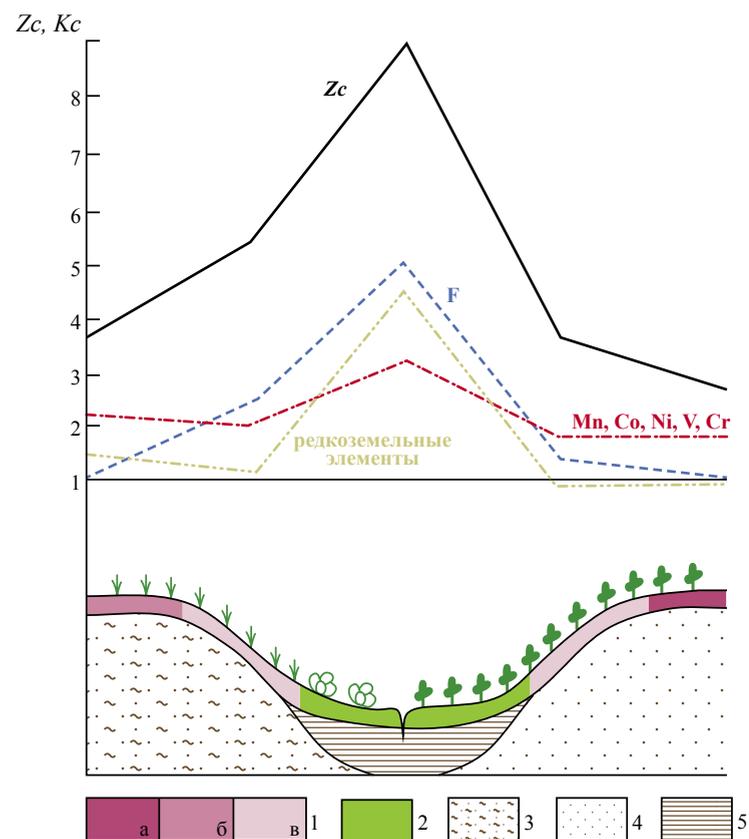


Рис. 4.5. Распределение химических элементов и суммарное загрязнение (Z_c) сельскохозяйственных почв южно-таежных ландшафтов Восточно-Европейской равнины (Ачкасов, 1987):

- 1 – дерново-подзолистые (а – сильно, б – средне, в – слабо);
 2 – пойменные почвы; 3 – безвалунные суглинки;
 4 – древнеаллювиальные супесчано-песчаные отложения;
 5 – современные аллювиальные суглинисто-глинистые отложения

В Европейском Союзе максимально допустимое поступление Hg в агроландшафты составляет 0,1 кг/га в год, Cd – 0,15, Ni – 3, Cu – 12, Pb – 15, Zn – 30 кг/га в год (Marmirali, Maestri, 2008).

Тяжелые металлы, поступающие в агроландшафты с нестандартизованными удобрениями, включаются в местные миграционные циклы и частично выносятся за его пределы. Длительное использование стоков при орошении увеличивает содержание в почвах Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Cd и Hg. Для зерновых культур особую опасность представляют Zn, Cu, Ni и Cd. Почти повсеместно сточные воды и донные осадки загрязнены Ag и Sn, что требует их включения

в число контролируемых элементов. Большая часть металлов в сточных водах связана со взвешенными частицами, что уменьшает их доступность сельскохозяйственным культурам.

В почвах и растениях, орошаемых сточными водами, коэффициенты концентрации тяжелых металлов (относительно средних мировых кларков фоновых почв и сельскохозяйственных растений) образуют различные ряды загрязненности: почвы – Cu > Cd > Zn > Hg > Pb > Ni; растения – Hg > Cd > Pb > Ni > Cu > Zn (Kabata-Pendias, Pendias, 1989), что указывает на селективную концентрацию в растениях приоритетных токсикантов – Hg, Cd, Pb, малодоступных растениям в фоновых условиях. Растения, по-видимому, обладают защитным механизмом против излишне высоких концентраций элементов-биофилов (Zn, Cu), накапливаемых многими видами в фоновых ландшафтах. Поэтому при экологических оценках агроландшафтов необходимо учитывать видовую биогеохимическую специализацию сельскохозяйственных культур. Например, кофе концентрирует Cu (в несколько десятков раз больше, чем другие культуры), грибы – As, V и Ag, томаты – Co и Be, капуста – Co и B, свекла – Li, фасоль – Mo и B, люцерна и клевер – Sr, Ba и V. Особенно широк комплекс накапливающихся элементов у салата-латука – Co, F, Cd, Hg, Fe, Zn, Cu (Kabata-Pendias и Pendias, 1989).

В Подмосквье городские осадки сточных вод, используемые как удобрение, в сотни раз обогащены Cd по сравнению с кларком, поэтому в загрязненных почвах содержание подвижного Cd, доступного растениям, больше, чем в фоновых почвах, в 40–75 раз (Никифорова, 2002).

Кроме промышленных отходов и стоков существенное влияние на ландшафты оказывают органические отходы животноводческих комплексов, содержащие высокие концентрации N, H₂S, CH₄, тяжелых металлов. В лесных ландшафтах Подмосквья контрастность аномалий, связанных с такими отходами, увеличивается в ряду: птицефабрики – комплексы крупного рогатого скота – свиноводческие комплексы (Геохимия..., 1990). Суммарное загрязнение почв металлами, связанное с этими отходами, сопоставимо со слабым и средним их загрязнением в промышленных городах. Среди микроэлементов наиболее часто в животноводческих отходах, удобряемых ими почвах и выращиваемых культурах высоки концентрации Zn (биогенное и техногенное накопление, Kc до 5–20), W, Hg (лампы дневного света) и Sr (фосфатные кормовые добавки).

Баланс тяжелых металлов в агроландшафтах Рязанской и Тульской областей. Антропогенное влияние на агроландшафты Рязанской области связано с внесением удобрений, известкованием и атмосферными выпадениями от промышленных городов – Рязани, Касимова, Сасово и др. (приход). Основные расходные статьи баланса – вынос с урожаем, внутрипочвенным и поверхностным водным стоком. Выделяется два этапа поступления тяжелых металлов (Zn, Cd, Cu, Pb) в агроландшафты, типичные для экономического развития аграрных районов России: 1 – 1988–1990 гг. с относительно высоким уровнем агрохозяйственного воздействия на ландшафты в конце советского периода и 2 – 1996–1998 гг. – время спада

сельскохозяйственной активности в постсоветский период (Мажайский, Гусева, 2001).

Интенсивность атмосферной нагрузки металлов на ландшафты центральной части Европейской России можно сопоставить с фоновыми арктическими районами, где выпадения из атмосферы Zn, Cu и Pb соответственно меньше в 2, 10–15 и 15–20 раз (табл. 4.4).

Таблица 4.4

Поступление тяжелых металлов в ландшафт из атмосферы (г/га в год)

Элемент	1. Шпицберген * (фон)	2. Рязанская область **	$K_c = \frac{(2)}{(1)}$
Zn	93-124	181-217	~ 2
Cu	5-7	74-89	10-15
Pb	3-4	53-64	15-20

* Добровольский, 2003.

**Мажайский, Гусева, 2001.

Основной результат антропогенного воздействия – положительный баланс тяжелых металлов в агроландшафтах (табл. 4.5). Для всех элементов, независимо от того, что антропогенная нагрузка во второй половине 90-х годов уменьшилась в 1,7–1,8 раза, приход превышает расход на 80–95%. Это значит, что баланс металлов в агроландшафтах не прямо связан с величиной техногенной нагрузки. Но соотношение приходных и расходных статей баланса при относительно высокой (конец 80-х годов) и низкой (вторая половина 90-х годов) нагрузках существенно различно (табл. 4.5). Снижение антропогенной нагрузки металлов в почвах связано прежде всего с уменьшением количества минеральных (в 15–20 раз), органических (в 4 раза) удобрений и известкования (в 20 раз) и соответственно возрастанием доли атмосферной поставки примерно с 60 до 90% в приходной статье баланса.

По поведению в агроландшафтах металлы делятся на две группы: более подвижные Cd и Zn и менее подвижные Cu и Pb. Большая подвижность Cd и Zn определяет их активное биогенное накопление в растениях. В конце 80-х годов с урожаем выносилось 93%, а в середине 90-х годов – 88–89% Zn от расходных статей баланса. Cu и Pb с урожаем выносятся меньше: первый период – 75–78%, второй – 64–68% (рис. 4.6), что указывает на уменьшение биогенной аккумуляции всех элементов при сокращении техногенной нагрузки. У Cu и Pb при этом растут потери с внутрипочвенным и поверхностным стоком (с 20–25 до 30–35%), что сближает эти агроландшафты с природными лесными и лесостепными ландшафтами, для которых характерен отрицательный (кислое выщелачивание) или нулевой баланс содержания металлов.

Таким образом, интенсивность поступления тяжелых металлов из атмосферы в значительной мере определяет их доступность растениям и особенности биогенной аккумуляции. Сокращение атмосферной поставки

Таблица 4.5

**Баланс содержания металлов в агроценозе Рязанской области
(Мажайский, Гусева, 2001)**

Элемент	Поступление					Расход					Баланс, г/га, % накопления
	удобрения		извест- стью	атмо- сфер- ные осад- ки	сумма	уро- жай (вы- нос)	агропроизводственная эрозия			сумма	
	мине- раль- ные	орга- ниче- ские					техно- логи- ческая	внут- рипоч- венная	по- верх- ност- ная		
1988-1990 гг.											
Zn	20,1	99,7	14,3	217,4	355,6	59,6	0,14	0,83	3,6	64,7	+ 290,9
	5,7	28,0	4,0	61,1	100	92,9	0,2	1,3	5,6	100	+ 81,8
Cu	8,1	45,3	16,6	88,6	159,5	12,4	0,10	0,85	2,4	15,75	+ 143,8
	5,1	28,4	10,4	55,5	100	78,7	0,6	5,4	15,3	100	+ 90,2
Pb	9,3	7,5	13,4	64,3	94,8	6,2	0,07	0,18	1,8	8,25	+ 86,6
	9,8	7,9	14,1	67,8	100	75,2	0,9	2,2	21,7	100	+ 91,3
Cd	1,19	2,15	0,96	5,64	9,97	0,54	0,0004	0,03	0,01	0,58	+ 9,39
	11,9	21,6	9,6	56,6	100	93,0	0,1	5,2	1,7	100	+ 94,2
1996-1998 гг.											
Zn	0,94	23,2	0,7	181,2	209,3	36,8	0,08	0,84	3,6	41,32	+ 167,9
	0,5	11,1	0,4	86,5	100	89,1	0,2	2,0	8,7	100	+ 80,3
Cu	0,38	10,5	0,85	73,8	86,3	7,2	0,05	0,85	2,4	10,5	+ 75,8
	0,4	12,2	1,0	85,6	100	68,6	0,5	8,1	22,8	100	+ 87,8
Pb	0,43	1,8	0,68	53,6	56,8	3,6	0,04	0,16	1,8	5,60	+ 51,2
	0,8	3,1	1,2	94,4	100	64,3	0,7	2,9	32,1	100	+ 90,1
Cd	0,096	0,5	0,05	4,7	5,37	0,29	0,0002	0,03	0,01	0,33	+ 5,4
	1,8	9,3	0,9	87,6	100	87,8	0,13	9,1	3,0	100	+ 93,9

Примечание. Над чертой – г/га, под чертой – % от суммы.

металлов (аэрозоли, снег, дождь), где они находятся в более подвижных формах, ведет к ослаблению биогенной миграции. Уменьшение внесения удобрений и извести, в которых преобладают менее подвижные органоминеральные и сорбированные формы металлов, ведет к возрастанию роли водной миграции в агроландшафтах, находящихся под меньшим антропогенным воздействием.

В Тульской области спад антропогенной нагрузки привел даже к появлению отрицательного геохимического баланса Mn, Cu, Co, Ni, Cr в агроландшафтах (Учватов, 2004).

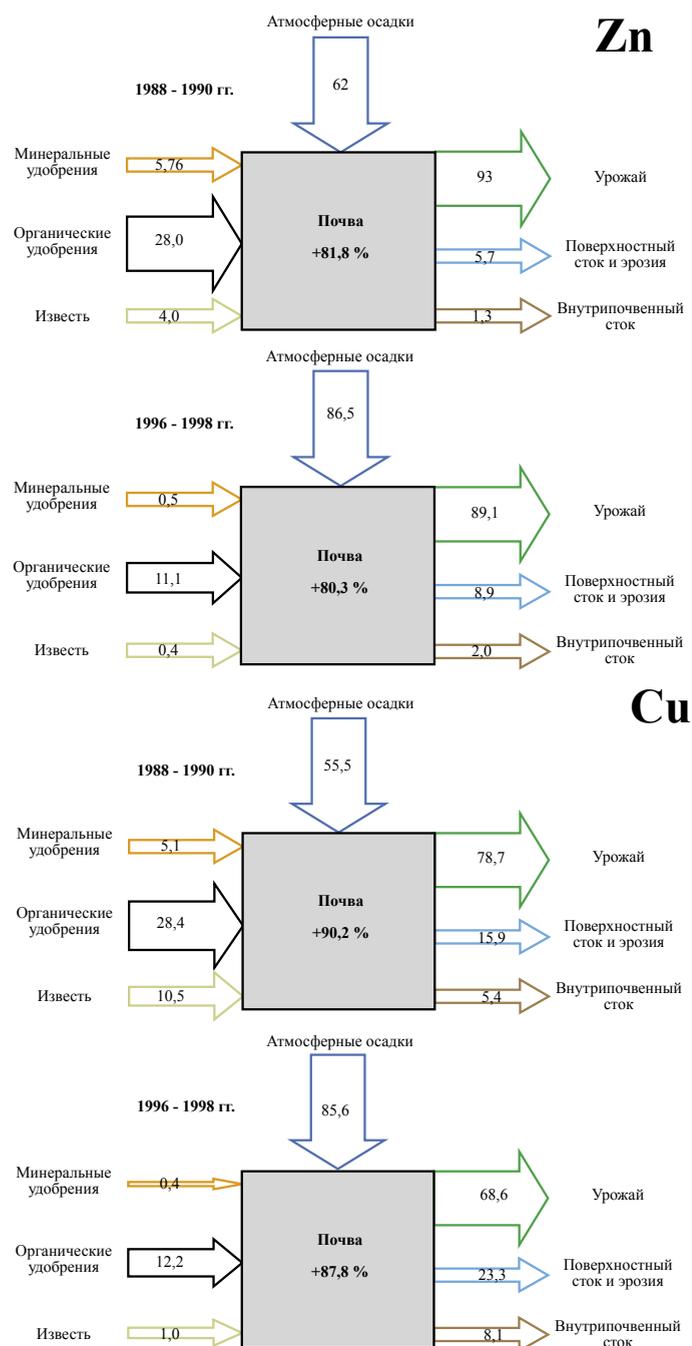


Рис. 4.6. Баланс Zn и Cu (%) в агроландшафтах Рязанской области (составлено по материалам Ю.А. Мажайского, 2002)

4.1.2 Пестициды в агроландшафтах

Пестициды — это синтетические органические соединения, используемые для борьбы с вредными насекомыми (инсектициды), сорняками (гербициды), болезнями растений (фунгициды, бактерициды), для регуляции роста растений (дефолианты) и др. Известно более ста тысяч пестицидов, что затрудняет их аналитическую идентификацию в окружающей среде. Подавляющая часть пестицидов применяется в Западной Европе, Японии и США. Выделяются хлорорганические (ХОП) и фосфорорганические (ФОП) пестициды. Многие из них не разлагаются несколько десятков лет и аккумулируются в почвах, водах, донных осадках, пищевых цепях, вредно действуя на организмы.

Пестициды уменьшают потери урожая и увеличивают продуктивность сельскохозяйственных культур, но с их применением связана и существенная экологическая опасность — загрязнение почв, вод и растений. Наиболее опасны для млекопитающих и человека инсектициды, менее токсичны гербициды и фунгициды.

В отличие от главных элементов питания (N, P, K) и микроэлементов, повсеместно присутствующих в ландшафтах, пестициды поступают в них только в результате хозяйственной деятельности. Поэтому даже низкие их концентрации в воздухе, почвах, водах и растениях указывают на агротехногенез. Производство и применение пестицидов привело к глобальному загрязнению ими биосферы. Кроме органических соединений Cl и P некоторые пестициды содержат токсичные микроэлементы, в частности, As, Hg, Cu, Pb, Zn (Freedman, Hutchinson, 1981).

Из атмосферы в фоновые ландшафты поступает в среднем 1–3 кг/см²·год ХОП (Ф.И. Ровинский и др.). В поверхностных водах их содержание варьирует от 1 до сотен нг/г, в почвах оно колеблется в среднем от 1 до 10 нг/г воздушно-сухой массы и слабо варьирует по регионам. В растениях фоновые уровни ХОП лежат в пределах 2–10 нг/г. Повышенными содержаниями пестицидов (до 45 нг/л) отличаются лишайники и мхи.

С поверхностным стоком пестициды мигрируют в подчиненные ландшафты и аккумулируются в донных отложениях (до 20 нг/г в дельте Волги и 30–800 нг/г в дельте Нила). Устойчивость к деградации и разложению способствует сохранению отдельных пестицидов в донных осадках в течение десятков, а теоретически и сотен лет.

Интенсивная обработка садов и плантаций различными пестицидами приводит к накоплению в почвах некоторых тяжелых металлов — Hg, As, Cu (табл. 4.3). Так, в черноземах Курской области под яблоневыми садами с длительным внесением фунгицидов содержание валовой Cu увеличилось по сравнению с фоновыми почвами в 2, а подвижной Cu — в 15 раз (Агрогенная эволюция..., 2000).

4.2. Гидромелиорации

К этому виду агротехногенеза относятся оросительные и осушительные мелиорации, в результате которых формируется новая радиальная и латеральная геохимическая структура агроландшафтов.

Орошение — один из мощных видов антропогенного воздействия, ведущий не только к дополнительному увлажнению, но и к глубокой геохимической трансформации ландшафтов. При оптимальных природных предпосылках и нормах орошения улучшаются водный и тепловой режимы почв, усиливается их микробиологическая активность, выщелачивание легкорастворимых солей уменьшает засоление почв, увеличивается биологическая продуктивность агроландшафта.

В результате искусственного орошения значительная часть аридных ландшафтов Азии, Африки, Америки и Австралии превращена в оазисы — антропогенные ландшафты с новыми почвами, климатом, биологическим круговоротом химических элементов. Геохимия оазисов — одно из важнейших научных и практических направлений исследований ландшафтов сухих степей и пустынь.

Вторичное засоление почв — основное и широко распространенное негативное геохимическое следствие орошения в степях и особенно в пустынях Центральной Азии, Закавказья, Индии, Пакистана, США, связанное с поднятием уровня грунтовых вод до критической глубины. В результате кальциевый и кальциево-натриевый классы водной миграции естественных ландшафтов трансформируются в солонцово-солончаковый и солончаковый классы с сульфатным магниево-кальциевым и сульфатным натриевым составом вод. В засоленных почвах формируются испарительные геохимические барьеры, на которых концентрируются не только легкорастворимые соли Na, Cl и S, но и Sr, Mo, B, F, Se, Br, Y и другие микроэлементы, что может оказывать неблагоприятное действие на биоту.

Засоление грунтовых и поверхностных вод минерализованными (от 2 до 20 г/л) дренажными стоками орошаемых массивов — другое негативное следствие орошения. Оно привело к трансформации химического состава крупнейших рек Центральной Азии. Минерализация вод р. Сырдарья увеличилась в низовьях от 0,8 г/л в 1960 г. до 2,8 г/л в 1985 г., ионный состав из гидрокарбонатно-кальциевого стал сульфатно-натриевым (Глазовский, 1987). Возросло содержание тяжелых металлов и пестицидов. Испарительная концентрация загрязненных грунтовых вод усиливает контрастность аномалий многих микроэлементов (F барьеры).

Для уменьшения (ликвидации) высокой щелочности почв применяется *гипсование*, которое ведет к смене содового класса водной миграции на менее щелочной — кальциево-натриевый, гипсовый. Это способствует уменьшению подвижности многих анионогенных элементов и комплексообразователей и накоплению Sr, высокие концентрации которого характерны для гипса.

В черноземных степях и лесостепях распашка и орошение автономных черноземов приводит к усилению латеральной миграции воды и появлению на склонах, в ложбинах и в западинах пятен переувлажненных, местами засоленных почв и «висячих болот» — мочаров, с тростниками и другой влаголюбивой растительностью. Гипсование также используется для улучшения слитых солонцеватых мочарных почв с высоким содержанием поглощенного натрия. Орошение может приводить к увеличению урожая трав и усиливать вынос многих элементов из черноземов. В дальнейшем черноземы достаточно быстро превращаются в лугово-черноземные и другие гидроморфные почвы разной степени оглеения, засоления и осолонцеватости и утрачивают свое плодородие (Зайдельман, 2009). Здесь формируется комплекс геохимических барьеров (окислительный, сорбционный, испарительный, биогеохимический), на которых увеличивается концентрация многих химических элементов.

Осушительные мелиорации проводятся в ландшафтах с избыточным увлажнением (Полесье, Мещера) и сопровождаются увеличением окислительно-восстановительного потенциала заболоченных почв. Более энергичное разложение органических веществ ведет к усилению биологического круговорота, увеличению количества подвижных форм N, P и некоторых микроэлементов. Так, доля нитратного азота по сравнению с аммонийным возрастает в пахотном горизонте в 20 раз. Все это сопровождается ростом минерализации грунтовых вод, уменьшением содержания в них РОВ, усилением водной миграции Ca, P, Na, K. В Мещере под влиянием осушения и, как следствие, улучшения кислородного режима лесоболотные и луговые супераквальные ландшафты кислого глеевого класса трансформируются в ландшафты кислого класса. В почвах глеевая обстановка смещается в глубину — на границе окислительных и восстановительных горизонтов формируются кислородно-сорбционные геохимические барьеры **A6 — G6**. На них накапливаются гидроксиды железа и марганца, а также V, Ni, Co и Cu. После осушения некоторых болотных почв, содержащих сульфиды железа, в результате их окисления формируются сильно кислые почвы с pH < 3 (Авессаломова, Дьяконов, 1987). Для осушенных торфяников Белоруссии характерен дефицит Cu, выражены болезни растений, ликвидируемые применением медных микроудобрений.

4.3. Распашка и эрозия почв

Распашка почв — это мощный антропогенный процесс перемешивания (турбации) верхних почвенных горизонтов с помощью различных механических средств, который проявлен на значительной части освоенной территории суши. С одной стороны она ведет к рыхлению почв, а с другой — к уплотнению поверхности почвы механизмами, уменьшению ее водопроницаемости и усилению латеральной миграции веществ — эрозии.

Эрозия почв — одно из важнейших последствий распашки почв и уменьшения площади лесов в ландшафтах с постоянным или периодическим

поверхностным стоком. Особенно активна эрозия почв на легкоразмываемых карбонатных породах — лёссах и лёссовидных суглинках.

Поверхностный склоновый сток обуславливает водную эрозию почв, а деятельность ветра — ветровую. В агроландшафтах скорость эрозии в десятки и сотни раз больше, чем в естественных условиях, что уже привело к существенной потере или ухудшению земельного фонда почти на половине площади мировой пашни. Известно, что в лесной и лесостепной зонах склоновый сток с распаханых междуречий увеличивается в несколько раз по сравнению с залесенными водосборами. В лесной зоне, лесостепях и влажных саваннах преобладает водная эрозия, в сухих саваннах, степях и пустынях — ветровая.

Механическая миграция веществ в процессе водной эрозии является одним из факторов отмирания малых рек, обмеления и загрязнения водоемов, куда поступают избыточные количества глинистой фракции, N и P. В ландшафтно-геохимическом отношении отмирание верхних звеньев русловой сети малых рек ведет к усилению аккумулятивности КЛГС 1–3 порядков и уменьшению поставки химических элементов в более крупные бассейновые системы высоких порядков.

Ландшафтно-геохимическим следствием распашки и антропогенной эрозии почв является усиление механической и физико-химической миграции элементов. Из эродируемых автономных и трансэлювиальных ландшафтов выносятся минеральные соединения (до десятков тонн с гектара в год), гумус, элементы питания растений.

Основное биогеохимическое следствие распашки почв — *агрогенная дегумификация*, хорошо изученная для черноземов центра Русской равнины, которые за несколько десятилетий из-за увеличения скорости минерализации гумуса и эрозии потеряли примерно 30–40% первоначального содержания углерода, установленного в конце XIX в. В.В. Докучаевым (Агрогенная эволюция..., 2000). Работа средств механизации с пахотой приводит к загрязнению почв Fe и другими металлами, органическими соединениями (нефтью, мазутом, ПАУ).

Часть этих веществ накапливается непосредственно в пределах пашни. На равнинах умеренного пояса в пределах пашни задерживается до 40% продуктов смыва. Другая часть осаждается у подножий склонов или выносится в подчиненные ландшафты овражно-балочной сети и местные водоемы, включаясь в латеральную бассейновую миграцию (Голосов, 2006).

При этом ландшафты подчиненных позиций относительно обогащаются почвенными частицами с высокими концентрациями химических элементов. Так, в Бедфордшире (Великобритания) в почвах подчиненных ландшафтов содержание Cr, Cu, Pb и Ni в 4–13,5 раза выше, чем в эродируемых агропочвах. Миграция элементов происходит в основном с илистыми и пылеватыми частицами в составе органо-минеральных соединений и в растворенной форме (He et al., 2004). У подвижного N доля растворимых форм составляет 70–80%, а менее подвижного P — 10–30%. Интенсивность выноса из агроландшафтов в 7–8 раз больше, чем с лесных участков (до 33 и 4 кг/га в год соответственно).

Для P, потоки которого составляют около 0,4–1,3 кг/га в год, такие различия не выявлены (Vanni et al., 2001; Salvia-Castelvi et al., 2001). В год с одного гектара из агроландшафтов выносятся до 150–200 г Cr, 90–110 г Pb, 60–100 г Ni и 30–50 г Cu (Quinton, Catt, 2007).

Периоды активизации механической миграции веществ с распаханых водосборов совпадают с этапами земледельческого освоения, происходившими в Китае, Индии, Ближнем Востоке более двух тысяч лет назад, в Западной и Центральной Европе — в XIII и XIV вв. В России максимальное увеличение площади агроландшафтов и соответственно усиление эрозии почв приходится на конец XVIII — первую половину XIX вв. (Голосов, 2006). Именно с этого времени антропогенные эрозионно-аккумулятивные процессы становятся мощным ландшафтно-геохимическим фактором миграции и аккумуляции вещества.

4.4. Обезлесение, опустынивание и деградация ландшафтов

Обезлесение влажных тропиков Бразилии, Колумбии, Таиланда, Индонезии, Вьетнама, Филиппин и других стран происходит в результате вырубки лесов, площадь которых ежегодно уменьшается на 10–12 млн га. В индустриальных странах обезлесение связано также с загрязнением атмосферы, главным образом с кислотными осадками, вызывающими сухость деревьев. Глобальный геохимический эффект обезлесения — поступление дополнительного количества CO₂ в атмосферу за счет сгорания древесины и уменьшения возможности его поглощения растениями при фотосинтезе. Обезлесение гумидных лесных ландшафтов ведет к увеличению площади пашни и интенсификации эрозионных процессов, выносу питательных элементов с водосборов (рис. 4.7), а также к резкому уменьшению количества биомассы, сосредоточенного в деревьях.

Опустынивание ландшафтов. В степях и саваннах оно выражается в разрежении растительного покрова, уменьшении его продуктивности, усилении ветровой эрозии и др. Природное (климатическое) опустынивание ведет к ослаблению водной и усилению воздушной миграции элементов, увеличению фитогенного засоления, подщелачиванию и оглинению почв, усилению латеральной миграции веществ, опесчаниванию, возрастанию роли воздушной миграции пыли, замоховению с подкислением верхних горизонтов почв.

Антропогенное опустынивание связано с перевыпасом скота и вырубкой лесов. Это ведет к уменьшению биомассы и видового разнообразия, усилению воздушной и водной эрозии, то есть механической миграции, к разрастанию подвижных песков, сокращению водных ресурсов, ухудшению качества питьевой воды, антропогенному отакириванию, усилению латеральной миграции элементов и др. Ландшафтно-геохимические последствия опустынивания еще слабо изучены.

Деградация агроландшафтов. Совокупное воздействие загрязнения, эрозии почв, обезлесения, опустынивания приводит к ухудшению состояния

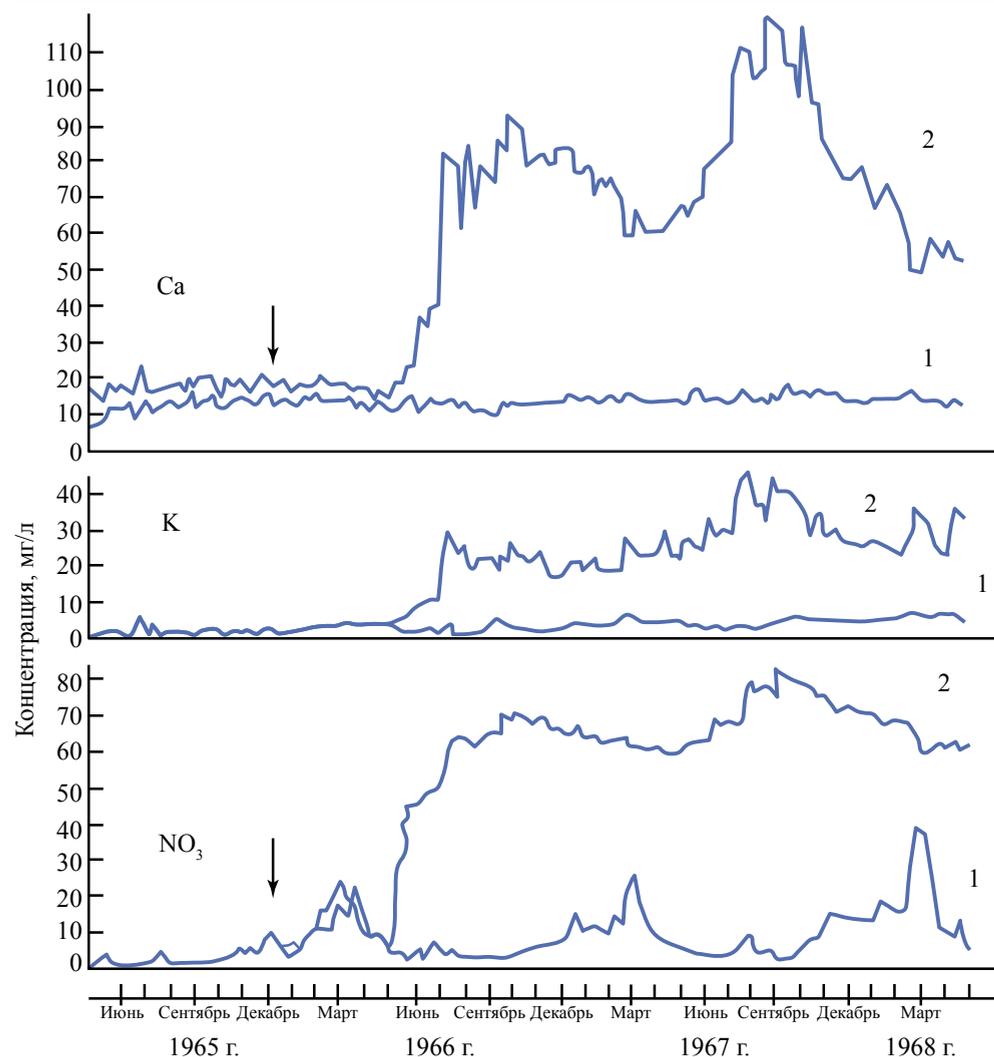


Рис. 4.7. Ca, K и нитраты в речных водах обезлесенного (2) и контрольного (1) водосборов в опытном лесном массиве, бассейн реки Хаббард (США). Стрелки на графике показывают время окончания вырубок в водосборе 2 (Likens, Vormann, 1972; цит. по Фортестья, 1980)

агроландшафта, в первую очередь к уменьшению плодородия почв и качества сельскохозяйственной продукции. Деградация агроландшафтов ведет и к ухудшению условий жизни населения, вызывает специфические заболевания, связанные с неблагоприятным воздействием на организм соединений N, P, пестицидов, тяжелых металлов, диоксинов.

4.5. Геохимическая систематика агроландшафтов

Агроландшафты представляют собой отряд техногенных ландшафтов, важнейшей геохимической характеристикой которого, как и в большинстве природных ландшафтов, служит биологический круговорот атомов (БИК). Но этот БИК часто иной, чем в исходных биогенных ландшафтах, запасы и структура фитомассы в них полностью трансформируются. Так, при выращивании злаковых культур на фоне уменьшения общих запасов растительности резко возрастает доля надземной зеленой массы и уменьшается доля подземной. Первичная ежегодная продукция достигает 80–90% от общих запасов фитомассы, более половины ее ежегодно отчуждается с урожаем, что ведет к уменьшению количества гумуса в почвах. Как отмечалось, в агроландшафтах особенно сильно трансформирован круговорот N. На пастбищах и сенокосах общие запасы фитомассы уменьшаются, но доля массы подземных органов увеличивается. Особенно сильные изменения структуры фитомассы происходят при чрезмерной пастбищной нагрузке и удобрении сенокосов.

Агроландшафты делятся на группы, типы, отделы, классы, роды и виды. Эта таксономия носит предварительный характер и нуждается в дальнейшем анализе и уточнении.

Группы агроландшафтов. По природным условиям выделяются четыре основные группы:

- Агроландшафты на месте лесных ландшафтов;
- Агроландшафты на месте степей, саванн и лугов;
- Агроландшафты тундр;
- Агроландшафты пустынь.

Типы агроландшафтов. Каждая группа состоит из нескольких типов. В первой группе — это агроландшафты на месте влажных тропиков, тайги широколиственных лесов, во второй — агроландшафты черноземных степей, сухих степей, субтропических степей, саванн. Эти группы и типы достаточно четко отличаются по особенностям биологического круговорота от групп и типов природных ландшафтов. Так, в таежной зоне растительность полей по сравнению с лесами в 4–6 раз больше потребляет K и Mg, в 3 раза — P, примерно в 2 раза — N, S и Ca. В лесостепной зоне потребление элементов агроценозами примерно такое же, как в широколиственных лесах и луговых степях (кроме Ca, который энергичнее накапливается широколиственными деревьями). Замена разнотравно-злаковых степей полевыми ценозами приводит к уменьшению интенсивности БИКа большинства элементов: потребление ими Ca, Mg, S, K и N уменьшается в 2–5 раз. Таким образом, при замене лесных ландшафтов агроландшафтами увеличивается скорость и интенсивность биологического круговорота, в степях эти показатели уменьшаются.

В агроландшафтах изменяется соотношение между биологическим круговоротом и водной миграцией, которая резко активизируется — с пахотных земель поверхностным и внутрипочвенным стоками выносятся в растворенной форме и в виде суспензий значительно больше химических элементов, чем с целин-

ных водосборов. Поэтому во многих агроландшафтах баланс ряда элементов отрицателен и не компенсируется удобрениями.

Зонально-провинциальные природные факторы во многом определяют фоновые содержания большинства элементов. Так, в целом для гумидных агроландшафтов характерны фоновые концентрации N, агротехногенные аномалии которого относительно локальны и приурочены лишь к участкам наиболее интенсивного использования азотных удобрений, коммунальных и животноводческих отходов. В аридных агроландшафтах испарительная концентрация определяет изначально высокий региональный фон нитратов в грунтовых и поверхностных водах. Поэтому внесение азотных удобрений здесь чаще ведет к превышению ПДК нитратов в водах.

Природные факторы влияют также на распределение и миграцию микроэлементов в агроландшафтах. Более высокие уровни содержаний В, Вг, Мо, U, V, Se в аридных агроландшафтах связаны с древней или современной испарительной концентрацией и подвижностью их анионогенных соединений в щелочной среде, что следует учитывать при внесении минеральных удобрений, например, фосфорных, содержащих некоторые из этих элементов в повышенных количествах.

Разделение типов агроландшафтов на семейства по особенностям биологического круговорота, как в природных ландшафтах, нецелесообразно из-за его сходства в смежных природных зонах и подзонах и влияния других антропогенных факторов. Например, в аридной области БИК сильно изменяется под влиянием антропогенного опустынивания, саваннизации, формирования пирогенных комплексов (Куракова, 1976).

Отделы агроландшафтов. Биологический круговорот агроландшафтов во многом определяется характером использования земель. Пашни, сады, огороды, пастбища различаются интенсивностью техногенеза, количеством и составом вносимых минеральных и органических удобрений, соотношением биомассы, ежегодной продукции и изъятием химических элементов с урожаем. Под влиянием сельскохозяйственного производства происходит биогеохимическая трансформация форм химических элементов. Минеральные формы N, P, K, тяжелых металлов в ходе БИКа переходят в биогенные и органо-минеральные формы. Химизация может изменять и водную миграцию элементов. Поэтому в пределах типов выделяются *отделы* агроландшафтов: ландшафты с многолетними культурами (сады, виноградники), однолетними техническими культурами (хлопчатник), рисовые плантации с большим количеством вносимых удобрений и интенсивным применением пестицидов, а также полевые и огородные ландшафты, чайные, ягодные и ореховые плантации с менее интенсивным агротехногенезом. Для пастбищных животноводческих ландшафтов характерна минимальная трансформация и наименьшая геохимическая нагрузка. К особому отделу относятся ландшафты орошаемых и осушаемых территорий, однако их основные геохимические особенности определяются водной миграцией поэтому и эти ландшафты выделяются на уровне класса (Алексеенко, 2000).

Антропогенное воздействие на агроландшафты можно оценивать в баллах по соотношению доз минеральных удобрений, уровней загрязнения почв нестандартизованными удобрениями и количеству применяемых пестицидов (табл. 4.6).

Таблица 4.6
Оценка интенсивности антропогенного воздействия на агроландшафты
(цифры – баллы)

Средства химизации	Доза			
	нет	малая	средняя	высокая
Минеральные удобрения	0	1	2	3
Нестандартизованные удобрения	0	1	2	3
Пестициды	0	1	2	3

Число сочетаний этих видов воздействия группируется в градации, соответствующие пяти основным отделам агроландшафтов:

I – со слабым воздействием – <3 баллов;

II – средним – 3–4;

III – повышенным – 5–6 ;

IV – высоким – 7;

V – очень высоким уровнем воздействия – 8–9 баллов.

Так, к первому отделу относятся агроландшафты с малыми дозами вносимых веществ (1 + 1 + 1 балл, 1 + 2 + 0), а к пятому – с высокими дозами минеральных, нестандартизованных удобрений и пестицидов (2 + 3 + 3, 3 + 2 + 3 балла) и т.д.

Классы агроландшафтов. Этот таксон, как и для естественных ландшафтов, выделяется по типоморфным элементам водной миграции, в основном по соотношению окислительно-восстановительных и щелочно-кислотных условий. В ландшафтах со слабой интенсивностью химизации, без осушения или орошения, классы агроландшафтов те же, что и в исходных ландшафтах. В районах интенсивного земледелия с большим количеством вносимых минеральных удобрений, осушительными или оросительными мелиорациями классы природных ландшафтов трансформируются, появляются техногенные геохимические барьеры. Степень и направленность этой трансформации зависят от характера агротехногенеза (известкования, гипсования, видов вносимых минеральных удобрений) и природных ландшафтно-геохимических условий, например, от геохимических различий лесных и степных ландшафтов.

Длительное известкование кислых лесных почв приводит к замене кислого класса ландшафта (H⁺) на переходный от кислого к кальциевому (H⁺ – Ca²⁺) и даже на кальциевый (Ca⁺). Это ведет к трансформации миграционной структуры ландшафта, замещению обменного алюминия кальцием в поглощающем комплексе почв, уменьшению подвижности катионогенных тяжелых металлов (Pb, Zn, Cd, Cu), местами – к формированию в верхних и средних почвенных горизонтах карбонатного барьера, не свойственного большинству лесных почв. В результате фитотоксичность некоторых металлов (Al и др.) уменьшается.

Аниогенные элементы – Мо, Сг, V, наоборот, становятся более подвижными. Агрогенное подщелачивание характерно и для старопахотных почв степей, в которых оно обусловлено появлением соды после замены степной целинной растительности агроценозами (Козловский, 1991).

Чрезмерное внесение физиологически кислых удобрений в агроландшафты ведет к подкислению почв и увеличению подвижности, а следовательно, и токсичности ряда тяжелых металлов. Избыточное внесение фосфорных удобрений благоприятствует связыванию некоторых элементов, например Zn и Сг, в слаборастворимые фосфаты (фосфатный барьер), вызывая иногда цинковое голодание растений.

Роды агроландшафтов выделяются по соотношению водной и механической миграции, зависящей от положения агроландшафта в катене, и от эрозии почв – степени их смытости или намытости (табл. 4.7). В соответствии с этими критериями выделяются 10–12 родов элементарных агроландшафтов (автономный со слабосмытыми почвами, трансэлювиальный с сильносмытыми почвами и др.) с характерными для каждого из них потерями урожая, почвенной массы, гумуса и микроэлементов (табл. 4.8).

Таблица 4.7

Роды элементарных агроландшафтов

Положение элементарного ландшафта в катене	Эрозионное состояние почв*		
	слабосмытые	среднесмытые	сильносмытые
Автономный	++	+	-
Трансэлювиальный	+	++	++
Элювиально-аккумулятивный	+	++	+
Супераккумулятивный**	-	+	++

* Ситуация: ++ – типичная, + – малотипичная, – – нетипичная.

**Для супераккумулятивных почв приводится не степень смытости, а намытости.

Таблица 4.8

Зависимость потерь урожая, почвенной массы и гумуса от смытости почв (по материалам А.Н. Кашианова, М.Н. Заславского, А.Д. Фокина)

Почвы	Потери			
	урожая, %	почвенной массы, т/га в год	гумуса, т/га	
			дерново-подзолистые почвы	черноземы
Слабосмытые	10-30	6	0,1	0,6
Среднесмытые	30-50	6-12	0,1-0,2	0,6-1,2
Сильносмытые	50-80	> 12	> 0,2	> 1,2

От положения элементарного агроландшафта в катене или в каскадной системе речного бассейна зависит дальнейшая судьба загрязняющих веществ, поступающих с удобрениями и пестицидами, а также экологическое состояние ландшафта. Так, в Средней Азии хлопчатники традиционно располагаются на первой и второй надпойменных террасах, а овощные культуры занимают поймы. Подчиненное положение садово-огородных агроландшафтов ведет к их загрязнению пестицидами, соединениями азота и тяжелыми металлами, поступающими из верхних звеньев катен, занятых техническими культурами и отличающихся поступлением высоких доз минеральных удобрений и пестицидов. Загрязнению супераккумулятивных ландшафтов способствует ирригационная сеть, по которой сбрасываются оросительные и дренажные воды, обогащенные многими поллютантами. В Вахшской долине Таджикистана, дельтах Амударьи и Сырдарьи пойменные почвы и донные отложения рек и каналов, как правило, загрязнены As, Se, Mo и хлороорганическими пестицидами (Лычагин, 1994).

Медь в агроландшафтах Молдавии. Биогеохимическая трансформация агроландшафтов в зависимости от использования земель изучалась Н.Ф. Мырляном (1989) в Центральной Молдавии, где они занимают почти 2/3 территории. Регион специализируется на выращивании многолетних культур, что определило высокий уровень качества обработки земли, внесение больших количеств удобрений, интенсивное применение ядохимикатов. Наибольшее влияние агротехногенеза испытывают многолетние насаждения – сады и виноградники, в которых глубина вспашки достигает 1,5 м (плантаж). Большая часть садов орошается. По объему вносимых удобрений данные ландшафты не уступают землям с полевыми и техническими культурами. От других агроландшафтов они отличаются интенсивным применением пестицидов, а также органических и минеральных соединений тяжелых металлов. На виноградниках длительное внесение Cu-содержащих препаратов для борьбы с насекомыми значительно обогащает Cu основные компоненты этих агроландшафтов. В почвах содержание Cu достигает 2,5·10⁻²%, в отдельных случаях первых долей процента, то есть 5–100 КК. В золе листьев винограда содержится до 0,5% Cu, в поверхностных водах – до 500 мкг/л. Миграция техногенной меди приводит к ее накоплению в почвах и в современных отложениях аккумулятивных ландшафтов. В почвах найден техногенный малахит, а в горизонтах, обогащенных этим минералом, концентрация Cu достигает 1–2%. Центральная Молдавия выделена Н.Ф. Мырляном в особую медную техногенную биогеохимическую провинцию.

Латеральную сопряженность агроландшафтов в катенах можно учитывать при локализации загрязнения. Так, способность Cu осаждаться на щелочном барьере Н.Ф. Мырлян (1989) использовал для создания искусственных геохимических барьеров из карбонатных материалов (известь, карбонатный щебень), размещая их на пути движения Cu-содержащих потоков на границе с подчиненными ландшафтами. Такие барьеры практически полностью задерживают соединения Cu и других катиогенных металлов, мигрирующих с поверхностным и внутрипочвенным стоками.

Виды агроландшафтов выделяются по особенностям почвообразующих пород (на суглинках, песках, карбонатных, кристаллических силикатных породах и т.д.), которые определяют многие геохимические особенности сельскохозяйственного использования земель.

При выделении видов учитывается содержание в породах не только макро-, но и микроэлементов. Так, в Молдавии культивируемый на плиоценовых красноцветных виноград содержит повышенное количество Rb, который определяет лучшее качество винодельческой продукции. Это может быть использовано при размещении плантаций винограда с целью получения вин, обладающих улучшенным качеством. В Московской области, где особенно интенсивно применяются минеральные удобрения, автономные пахотные почвы легкого гранулометрического состава (по сравнению с фоновыми дерново-подзолистыми почвами) в 1,5–3 раза обогащены Ag, Zn, Pb, Cu, Sn, Sr. В суглинистых почвах тех же ландшафтных позиций содержания этих элементов еще больше. К ним здесь добавляются также Sc, Zr, Y, Nb, Ti, Ga, сорбируемые илестыми частицами и гумусом. В почвах подчиненных агроландшафтов на суглинках за счет латеральной миграции коэффициент суммарного накопления Zc возрастает в 3–4 раза и достигает 15–16 (Ачкасов, 1987). Так как агротехногенез имеет площадное распространение, то влияние геохимических особенностей горных пород на уровни содержания химических элементов в агроландшафтах наиболее полно выявляются при ландшафтно-геохимическом картографировании крупных регионов, например, Ростовской области и Краснодарского края (Алексеев, 2000).

По содержанию элементов, наиболее сильно влияющих на БИК, выделяются пять видов агроландшафтов:

- на породах преимущественно легкого состава с резко пониженным геохимическим фоном биологически важных элементов (аллювиальные и флювиогляциальные пески и супеси в гумидных зонах, кварциты и др.). Такие виды характерны для Полесской, Мещерской и других низменностей;
- на породах с околочларковыми содержаниями большинства элементов (лёссовидные покровные отложения, силикатные кислые, средние, основные породы и др.);
- на породах с повышенными содержаниями металлов, например, ультраосновных, обогащенных в десятки раз Ni, Sr, Co, что оказывает негативное влияние на сельское хозяйство;
- на породах с резко аномальными содержаниями элементов в районах месторождений полезных ископаемых, где биогеохимическая специализация определяется типом месторождения (накопление органических веществ на участках угольных, нефтяных и газовых месторождений, рудных элементов на рудных полях месторождений черных, цветных, радиоактивных и других металлов);
- в районах развития техногенных геохимических аномалий (садово-огородные участки в городах и пригородных зонах).

* *
*

Таким образом, главное назначение агроландшафта – производить максимум сельскохозяйственной продукции – вступает в противоречие с использованием средств химизации, приводящих к загрязнению среды, нередко превышающему допустимые экологические нормы. С ростом распаханности растет загрязнение земель минеральными и органическими удобрениями, пестицидами и другими средствами химизации, особенно в развивающихся странах. За счет усиления водной и ветровой эрозии увеличивается интенсивность механической миграции.

Учитывая глобальный характер агротехногенеза, становится все более актуальным изучение биогеохимических циклов агрополлютантов и путей их миграции и аккумуляции в ландшафтно-геохимических системах.

Глава 5

ТЕХНОГЕНЕЗ В АКВАЛЬНЫХ ЛАНДШАФТАХ

Цивилизация в значительной степени сформировалась по берегам рек, озер и морей. Поэтому во многих районах мира аквальные ландшафты в течение длительного времени испытывают антропогенное воздействие, в них поступают потоки загрязняющих веществ от расположенных на берегах водоемов промышленных и горнорудных предприятий, объектов теплоэнергетики, бытовые и сельскохозяйственные отходы (табл. 5.1). Именно поэтому каскадные ландшафтно-геохимические системы речных бассейнов должны являться основным объектом при оценках экологического состояния поверхностных вод и аквальных ландшафтов в целом. По степени и характеру их техногенной трансформации можно судить об антропогенной нагрузке на ландшафты всего водосбора.

Таблица 5.1

Геохимические последствия техногенеза для аквальных ландшафтов

Виды техногенеза	Геохимические последствия
Агротехногенез	Региональные агротехногенные потоки рассеяния, загрязнение АЛ компонентами минеральных и органических удобрений (N, P, K, F, Sr, Cd, Ag, Sb, Hg, Pb, V), пестицидами (хлорорганическими и их метаболитами) и содержащимися в них As, Mo, Cu и другими элементами
Мелиоративный	Создание искусственных АЛ (каналы, пруды, водохранилища), сброс коллекторно-дренажных вод, изменение солевого состава и увеличение минерализации поверхностных вод, засоление и заболачивание почв, загрязнение АЛ ядохимикатами и удобрениями
Горнодобывающий: горнорудный	Локальные техногенные потоки при добыче и переработке руд, складировании отходов. Увеличение минерализации поверхностных и грунтовых вод, загрязнение АЛ соединениями S, тяжелыми металлами и другими элементами (в зависимости от полезного ископаемого и вмещающих пород)
нефтегазовый	Локальные и региональные техногенные потоки углеводородов и минерализованных вод. Загрязнение АЛ сырой нефтью, нефтепродуктами, ПАУ (3,4-бенз(а)пирен и др.), фенолами, соединениями S (свободная S, H ₂ S, сульфаты, меркаптаны и др.), V, Ni, Br, J, B, Hg
Градопромышленный	Техногенные потоки в водах, донных осадках и водных организмах в результате промышленных выбросов, муниципальных, промышленных и ливневых стоков. Загрязнение АЛ городов широким комплексом поллютантов. Образование техногенных илов, полная или частичная деградация биоты
Радиоактивный	Глобальные, региональные и локальные техногенные потоки рассеяния радионуклидов. Загрязнение воды, илов и биоты радиоактивными изотопами Cs, Sr, K и других элементов, а также Pt, Po, Te, Np, Am и др.

При анализе экологического состояния аквальных ландшафтов используются три основных взаимодополняющих подхода: *гидрохимический*, заключающийся в оценке влияния загрязнения на качество поверхностных вод (Никаноров, 2001); *экотоксикологический*, направленный на изучение воз-

действия загрязненных вод на жизнедеятельность водной биоты (Моисеенко, 2003; Моисеенко, Кудрявцева, Гашкина, 2006; Newman, 2009; Walker et al., 2012 и др.) и *эколого-геохимический*, в большей степени ориентированный на изучение аквальных ландшафтов как целостных систем, хотя в практике этих исследований основной акцент делается на оценке загрязнения донных осадков и водной растительности (Геохимия., 1990; Хованский, 1993; Бортникова, 2002; Перельман, Касимов, 1999; Янин, 2002, 2003; Опекунов, 2005, 2012; Лычагин с соавт., 2011 и др., а за рубежом – Förstner, Wittmann, 1979, Salomons, Förstner, 1984; Мур, Рамамурти, 1987; Stigliani et al., 1993; Winkels, 1997).

Ниже рассматриваются эколого-геохимические особенности аквальных ландшафтов, определяемые в основном промышленным техногенезом.

5.1. Техноседиментогенез

В промышленных городах основные элементы-загрязнители поступают в водоемы с условно-чистыми промышленными и коммунальными стоками с широкой ассоциацией поллютантов, зависящей от специализации техногенного источника, ливневым (обычно Zn, Pb, Cu, Cd) и канализационным (Sn, Sr, Ag, Cd, Cu) стоками, а также с атмосферными выбросами.

Техногенные потоки, поступающие в местные водоемы, дают начало особому виду осадконакопления – *техноседиментогенез*, проявлением которого является образование техногенных донных осадков (илов), мощностью до 1,5–2 м и более. Скорость техногенного осадкообразования в десятки и сотни раз выше скорости естественной аккумуляции вещества в незагрязненных водоемах. Морфологические, физические и геохимические свойства техногенных илов чрезвычайно изменчивы. Формируясь под влиянием разнообразных природных и техногенных факторов, они отличаются несогласным залеганием на природных осадках, беспорядочной текстурой, отсутствием слоистости, гетерогенным вещественным составом, высокой дисперсностью, контрастностью окислительно-восстановительных (окислительные, глеевые, сероводородные) и кислотно-основных (от кислых до сильнощелочных) условий (табл. 5.2).

К наиболее существенным геохимическим признакам техногенных илов относятся высокое абсолютное содержание и подвижность химических элементов, присутствие ксенобиотиков, гумификация отложений и техногенная ассоциативность элементов (Опекунов, 2012).

Среди техногенных осадков преобладают черные восстановительные алевритовые, суглинистые и глинистые илы глеевого или сероводородного классов водной миграции с повышенным содержанием органических веществ природного и техногенного происхождения (углеводороды нефтяного ряда, полициклические углеводороды и др.).

Резковосстановительная сероводородная среда донного ила способствует выпадению малорастворимых сульфидов металлов, формируется сульфидный геохимический барьер, на котором, главным образом в виде сульфидных соединений, концентрируются халькофильные элементы – Cd, Cu, Pb, Zn. В

Таблица 5.2
Геохимическая классификация техногенных илов (Опекунов, 2005)

Типы	Виды	Основные источники образования	Особенности геохимического состава и свойств
Органические (содержание органического вещества > 25%)	Углеводородные	Аварии при нефтегазодобыче и транспортировке углеводородов, промышленные сбросы, судоходство и дампинг грунтов	Содержание нефтяных углеводородов > 10%, высокое содержание ПАУ, изменение консистенции, снижение сорбционных свойств и консервация химических и биохимических процессов, нарушение газообмена, высокая токсичность, деградация биоценозов
	Древесностружечные	Сброс отходов целлюлозно-бумажных и деревообрабатывающих производств	Большое количество включений древесностружечных и коровых частиц или формирование их прослоев, высокое содержание фенолов и ТМ (Cu, Zn, Ag, Mn, Cr)
	Легкоокисляющиеся	Сбросы коммунально-бытовых предприятий, животноводческих ферм	Высокое содержание органического углерода, биогенных соединений, восстановительная среда, развитие процессов сульфатредукции или метанообразования, высокая газонасыщенность осадков, усиление эвтрофикации водоемов, развитие анаэробных микробиоценозов
Органо-минеральные (от 10 до 25% органического вещества)	С примесью легкоокисляющихся органических веществ	Смешанные коммунально-бытовые и промышленные сбросы, дампинг грунтов	Высокое содержание органического углерода и неорганических поллютантов, образование устойчивых органо-минеральных соединений, формирование техногенного восстановительного барьера на разделе осадок-вода, дегазация осадков, развитие анаэробных микробиоценозов
	С примесью устойчивых токсичных органических веществ (полимерные)	Сбросы промышленных и агропромышленных предприятий, дампинг грунтов	Несвязанные парагенетические концентрации органических веществ и ТМ, высокая концентрация устойчивых органических веществ с высоким содержанием канцерогенов (ПАУ, фенолы), деградация биоценозов
Минеральные (< 10% органического вещества)	Полиметаллы	Сбросы предприятий горнодобывающей, горно-металлургической и металлообрабатывающей отраслей промышленности	Высокие концентрации ТМ, формы которых зависят от кислотно-щелочных условий, техногенные парагенезисы металлов, сорбированные и химически связанные формы ТМ, преобладание углеводородов в органическом веществе, деградация биоценозов

восстановительных глеевых илах железо и халькофильные тяжелые металлы более подвижны из-за образования растворимых органо-минеральных комплексов, способных мигрировать в глеевой среде, степень выраженности глеевого геохимического барьера значительно меньше, чем сульфидного (Перельман, Касимов, 1999; Янин, 2002; Шулькин, 2004 и др.).

В глеевой и окислительной среде более существенную роль в накоплении поллютантов начинают играть сорбционные геохимические барьеры, контрастность которых связана с сорбционной емкостью илов, зависящей от содержания органического вещества и гранулометрического состава осадков.

Формирование геохимических аномалий в техногенных илах зависит главным образом от вида антропогенного воздействия (промышленный, рудный, сельскохозяйственный и др.) и особенностей отходов конкретных техногенных источников, от которых зависит техногенная геохимическая специализация донных осадков водоемов.

Из-за высокой сорбционной емкости во взвешенном веществе по сравнению с фоновыми донными осадками рек и прибрежных акваторий накапливаются многие химические элементы. Природные и антропогенные факторы определяют региональную геохимическую специализацию концентрационной функции взвешенного вещества, что отражает соответствующий коэффициент накопления относительно фона (Опекунов, 2012):

Печора – $Cu_{36} Pb_8 Zn_5$;

Северная Двина – $Cu_{15} Zn_{12} Pb_9$;

Мезень – $Cu_{14} Zn_{12} Pb_6$;

Эстуарий Енисея – Cd_6 ;

Кандалакшский залив – Cd_{25} ;

Печорское море (Варандей) – $Pb_{12} Zn_6 Mn_5$;

Реки Московской области – $Cd_{25} Pb_9 Ni, Cu, Cr_6 Zn_5$.

Фазовый анализ гранулометрических фракций, минералогического состава и органического вещества показал, что в глинистой фракции (<0,01 мм) донного осадка накапливаются Co, Ni, V, в мелкоалевритовой (0,01–0,05 мм) – Cu, Zr, Ti, Mn, в крупноалевритовой (0,05–0,1 мм) – Вг и Сг. Для легких минералов не характерны околочларковые содержания большинства элементов; в тяжелых минералах по сравнению с легкими накапливается широкая ассоциация элементов по сравнению с легкими: в десятки раз Cu, Mn, Ni, Si, Ti, V, Co, Zr; в гуминовых кислотах концентрируются Cu, Ni, Sc, Cr, Co, а также V, Zr, Mn и Sc (Опекунов, 2012).

Формы нахождения химических элементов в техногенных илах дискуссионны. Ю.Е. Саэт с соавт. (1990) считают, что в них увеличивается доля взвешенных форм миграции металлов. А.Ю. Опекунов (2012) приводит данные об увеличении в техногенных осадках доли растворимых форм металлов, особенно наиболее подвижных Hg, Cd, Cu, Zn. Возможно, это связано с увеличением карбонатности техногенных осадков по сравнению с фоновыми аналогами, обеспечивающей более высокое содержание подвижных форм металлов (рис. 5.1).

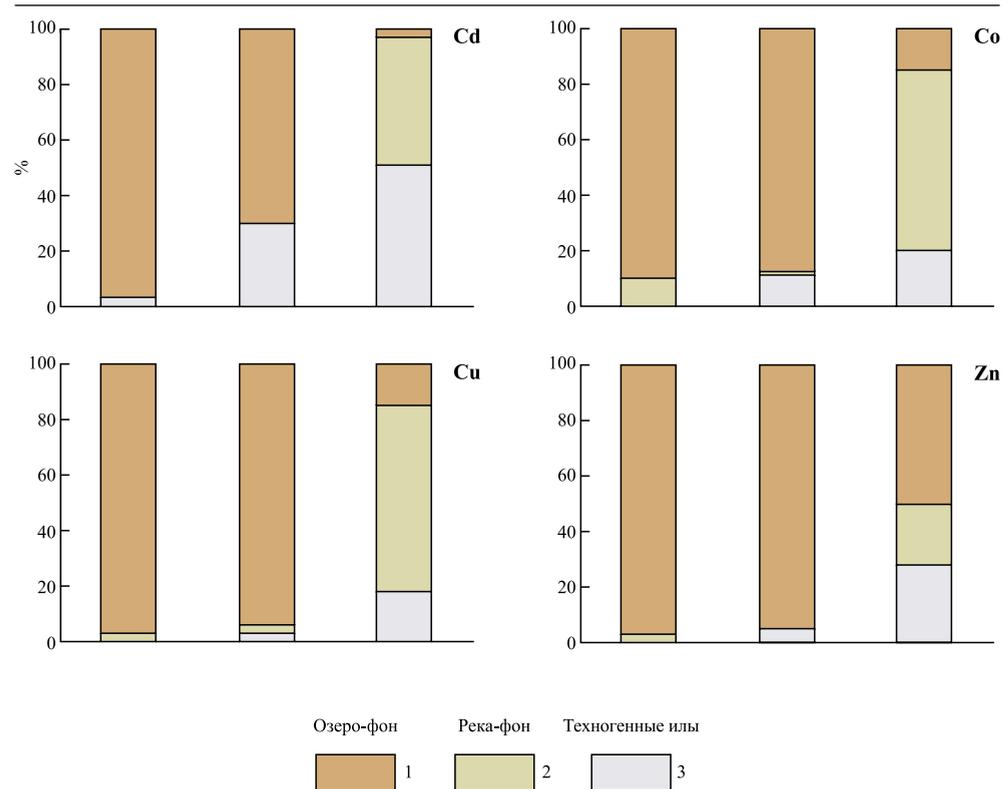


Рис. 5.1. Соотношение форм металлов (%) в фоновых и техногенных илах. Формы металлов: 1 – устойчивые; 2 – подвижные; 3 – высокоподвижные (Опекунов, 2012)

5.2. Аквальные ландшафты рек

Поступление техногенных потоков с водосборов определяет индикационное эколого-геохимическое значение рек. Обладая значительной протяженностью, они содержат ценную информацию о контрастности и динамике загрязнения обширных речных бассейнов как единых ландшафтно-геохимических систем.

5.2.1. Малые реки

Природные и техногенные потоки поступают в первую очередь в каскадные системы низких порядков – в малые реки длиной до 100 км. Водосборные бассейны играют здесь основную роль в формировании стока воды, наносов, минерального и органического вещества. Так, в долинах малых рек бассейна Волги за историческое время переотложено до 90% объема вещества, смытого

за счет эрозии с водоразделов, то есть малые реки выполняют роль седиментационных барьеров, препятствуя загрязнению средних и крупных рек. Протяженность малых рек составляет 94% речной сети России, а их водосборы занимают от 40 до 60% территории (Малые реки., 1998).

Каскадные системы малых рек без сильного техногенного воздействия изучают для оценки особенностей формирования и качества аквального ландшафта. Воды, донные отложения и организмы этих рек, как правило, загрязнены слабо и распределение химических элементов в них определяется ландшафтными особенностями бассейна, гидрохимическим составом вод, литолого-геохимическими свойствами илов и строением их профиля, биогеохимическими особенностями гидробионтов. Так, при отсутствии техногенных источников содержание микроэлементов в донных отложениях р. Уса в Среднем Поволжье на расстоянии всей ее длины до впадения в Волгу (около 70 км) варьирует слабо (рис. 5.2). Сельские поселения и сельскохозяйственная деятельность ведут лишь к незначительному повышению pH, увеличению минерализации воды и содержанию тяжелых металлов в водах и илах. При этом накопление подвижных форм микроэлементов лучше выражено в илисто-алевритовых илах, а песчаные осадки, напротив, содержат минимальные концентрации металлов на всем протяжении реки и хуже фиксируют слабое

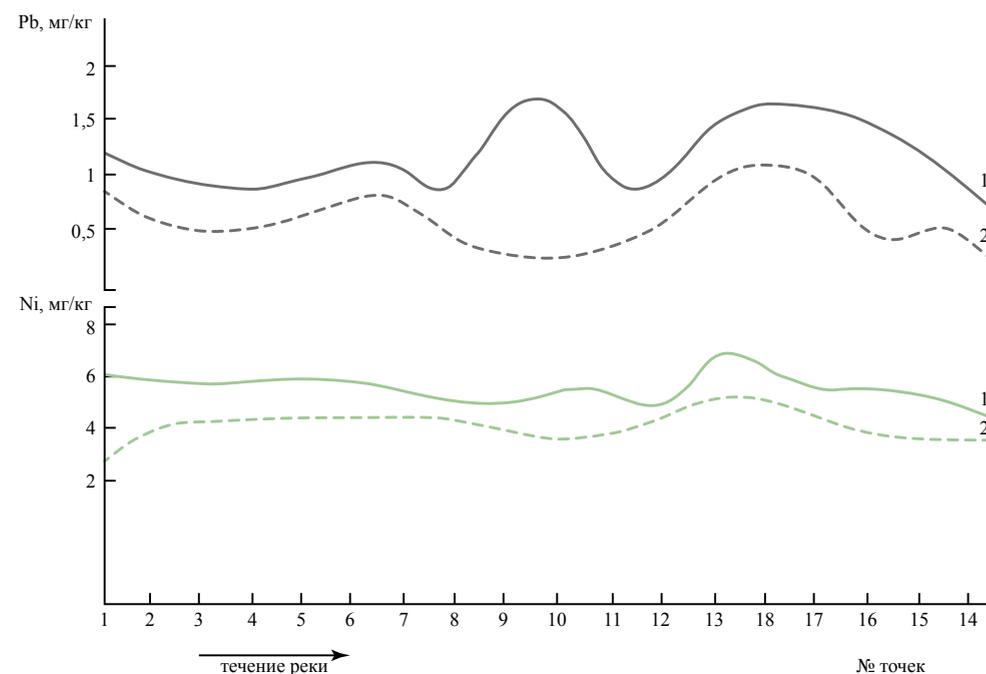


Рис. 5.2. Pb и Ni в илах р. Уса в Среднем Поволжье (Перельман, Касимов, 1999): 1 – суглинок; 2 – песок

сельскохозяйственное загрязнение. Гораздо контрастнее гидрохимические аномалии Р, NH_4 и особенно NO (до 3–10 раз выше, чем в залесенных верховьях).

Сильное техногенное воздействие испытывают малые реки в районах добычи и переработки полезных ископаемых, а также в промышленных городах. Оно проявляется в формировании техногенных илов, загрязнении всех компонентов аквального ландшафта, почти полном уничтожении биоты. В пределах рудных полей окисляющихся сульфидных месторождений в водах и донных отложениях формируются контрастные (десятки и сотни единиц фонов или кларков) потоки рассеяния тяжелых металлов – Zn, Pb, Cu, Hg, Cd. Еще более контрастные техногенные потоки рассеяния типоморфных металлов в илах рек формируются при открытой разработке сульфидных руд (Левинсон, 1976; Поликарпочкин, 1976; Колотов, 1992; Елпатьевский, 1993; Янин, 2002; Опекунов, 2005, 2012).

В промышленных городах поступление основных элементов-загрязнителей в местные водоемы происходит с ливневым (Zn, Pb, Cu, Cd) и канализационным (Sn, Cr, Cd, Cu) стоком, а также с атмосферными выбросами. По некоторым оценкам донные отложения в городских реках сформированы поступлением материала при эрозии верхнего горизонта культивируемых почв (20–45%), речных берегов (18–33%), прибордюрных отложений автомагистралей (19–22%), невозделываемых почв (4–7%), а также при сбросах сточных вод – до 18% (Collins, Walling, 2002).

В некоторых городах объемы техногенных потоков и концентрации загрязняющих веществ настолько велики, что содержание элементов в илах превышает фон в сотни и тысячи раз, образуются очень контрастные техногенные геохимические аномалии (рис. 5.3). При общем преобладании

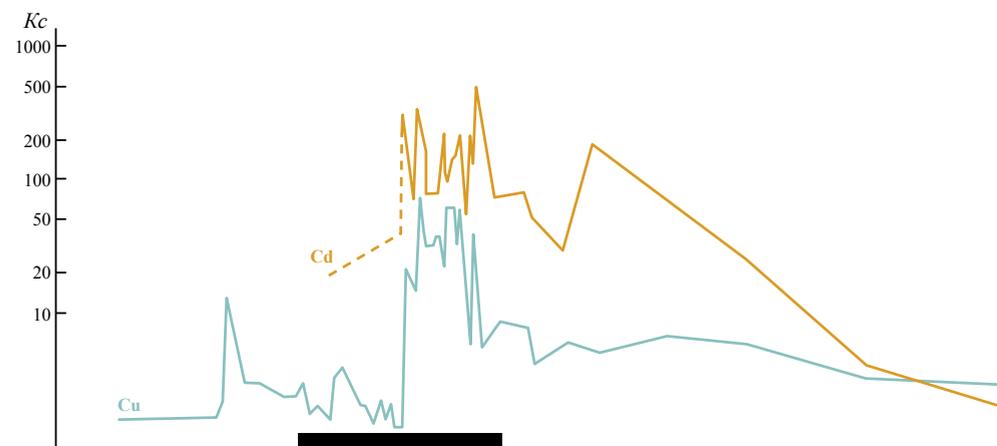


Рис. 5.3. Cd и Cu в донных отложениях р. Инсар в Саранске (Янин, 2002): Kc – коэффициент концентрации относительно фона, темным прямоугольником показаны границы города

растворенных форм резко возрастает доля взвешенных форм миграции металлов. По сравнению с донными отложениями и речной взвесью особенно контрастные и протяженные (до 100 км) техногенные ореолы формируются во взвеси, осажденной на макрофитах в результате абсорбции и прилипания. Такая *эпифитовзвесь* может использоваться в качестве индикатора загрязнения аквальных ландшафтов рек тяжелыми металлами (Янин, 2002). Техногенные илы на территории промышленных городов с мощными токсичными производствами представляют собой вторичные источники загрязнения вод. При изменении климата, гидрологического режима, химических параметров воды и других условий среды может начаться неконтролируемая быстрая мобилизация поллютантов из илов, загрязнение вод и гидробионтов (Biogeodynamics..., 1995).

Интенсивность вторичного загрязнения вод зависит от физико-химических свойств самих поллютантов, гидродинамического режима, соотношения концентраций загрязняющих веществ в воде и грунтах, буферных свойств воды и донных отложений, кислотности-основности и окислительно-восстановительных условий, градиента значений pH и Eh в системе вода-осадок, скорости осадконакопления, физико-механических свойств и мощности отложений (Опекунов, 2012).

5.2.2. Средние и крупные реки

В речных бассейнах более высоких порядков геохимические особенности аквальных ландшафтов определяются составом вод, поступающих с притоками из верхней части магистральной реки и влиянием местных техногенных источников. Эколого-геохимическая оценка территории в этом случае базируется на анализе природных и техногенных потоков вещества в каскадных системах разного порядка. Оптимально сочетание исследований геохимии аквальных ландшафтов магистральной водной артерии, аквальных ландшафтов ее притоков на всем протяжении или в замыкающих створах, влияния локальных техногенных источников и ландшафтно-геохимического изучения водосборов.

Геохимическая оценка бассейна р. Струма (юго-западная Болгария). Такой «бассейновый подход» применялся при оценке эколого-геохимического состояния территории юго-западной Болгарии, почти полностью расположенной в бассейне р. Струма (Касимов, Пенин, 1993). Река длиной 415 км берет начало в массиве Витоша, протекает в отрогах Рила-Пиринского и Осогово-Беласицкого массивов, Краишенских гор и впадает в Орфанский залив Эгейского моря. Бассейн представляет собой чередование средне- и низкогорных массивов с хвойными и широколиственными лесами и горными лугами (Рила, Пирин, Витоша, Осогово-Беласица, Конявская и Земенская планины) и котловин (Перникская, Радомирская, Кюстендильская, Благоевградская и др.).

Бассейн р. Струма – один из наиболее промышленных районов Болгарии, где расположены промышленные комплексы и города Перник – Темелково – Радомир, Кюстендил, Благоевград, Сандански и др. Основными источниками

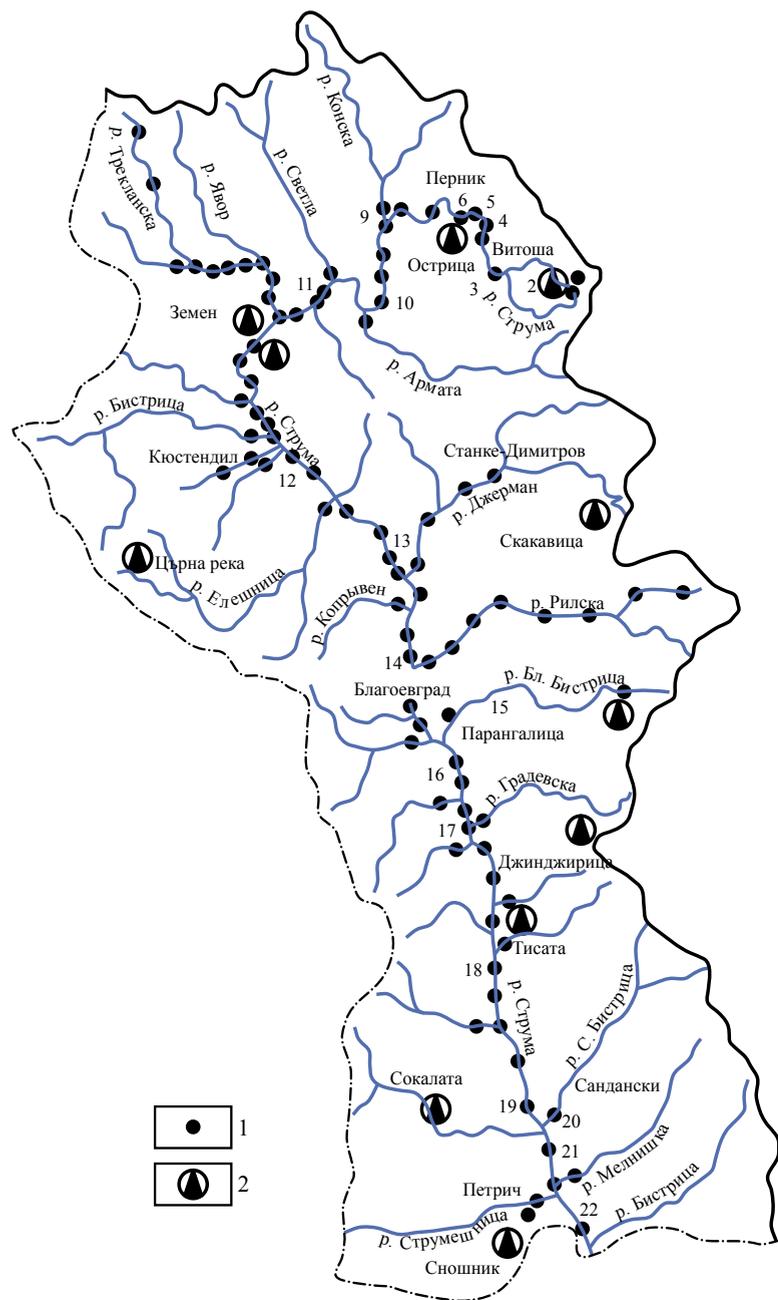


Рис. 5.4. Схема ландшафтно-геохимических исследований в бассейне р. Струма, юго-западная Болгария (Касимов, Пеннин, 1991):
1 – колонки донных осадков; 2 – ландшафтно-геохимическое профилирование в заповедниках

загрязнения являются промышленные и неutilizованные коммунально-бытовые отходы и стоки, а также средства химизации сельского хозяйства.

Для оценки состояния бассейна отбирались пробы глинисто-алевритовой фракции донных отложений р. Струма и 25 ее притоков, а также изучалась ландшафтно-геохимическая структура заповедных и других охраняемых территорий в бассейне (рис. 5.4).

В бассейне р. Струма выделяются три группы рек или отдельных их участков:

- **Фоновые** – практически не подверженные техногенезу. К ним относятся верховья многих малых рек, начинающихся в горных массивах, обрамляющих бассейн Струмы. Формула геохимической специализации (в кларках концентрации) этих рек отражает в основном Cr-Mo металлогеническую специализацию территории: Cr, Mo₂, Ag, Sn, V, Pb_{1,3-1,4}

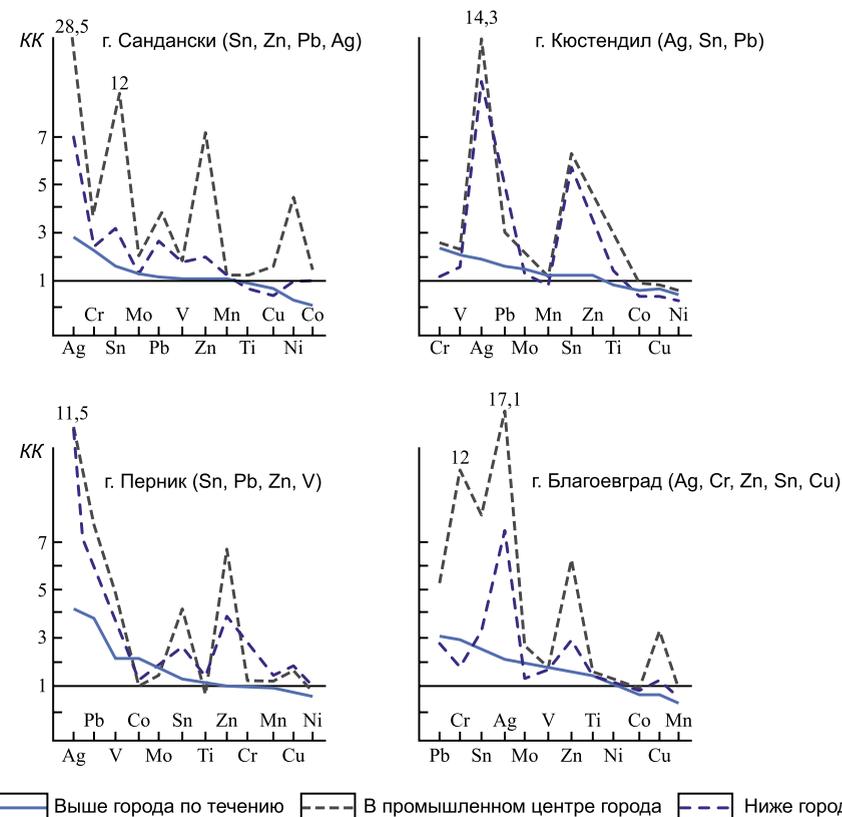


Рис. 5.5. Антропогенное загрязнение донных отложений тяжелыми металлами в промышленных городах юго-западной Болгарии (Касимов, Пеннин, 1991). В скобках приведены ассоциации основных элементов-загрязнителей

- Слабозагрязненные – более интенсивно используемые средние и нижние части долин, в которых развито сельское хозяйство и выше плотность населения со слабым Pb-Ag загрязнением: Ag₄, Pb₃, Sn, Cr₂, Zn, Mo_{1,5}.
- Геохимически аномальные аквальные ландшафты формируются в речных долинах, куда поступают отходы, выбросы и стоки промышленных городов. Донные осадки и другие компоненты аквального ландшафта обычно изучаются выше промышленного узла, непосредственно на его территории и ниже по течению реки. Техногенная геохимическая специализация города четко отражается в составе донных осадков (рис. 5.5).

Влияние небольших и средних промышленных городов без крупных и токсичных производств проявляется в донных илах, как правило, на протяжении 4–5 км по течению реки, причем содержание основных загрязнителей уменьшается в несколько раз. Универсальными элементами-индикаторами промышленного загрязнения в бассейне р. Струма являются Ag, Sn. Частные (специальные) индикаторы указывают на специализацию отдельных промышленных центров: г. Кюстендил – Cu (приборостроение, электротехника, деревообработка, бумажная и текстильная промышленность), г. Сандански – Zn, Ni (бумажная и пищевая промышленность, приборостроение).

Магистральная река загрязняется от промышленных центров, расположенных в ее долине, или от наиболее загрязненных притоков. Более загрязнена металлами и полициклическими ароматическими углеводородами верхняя и средняя части бассейна, где сосредоточены промышленные центры (точки 5 – 13 на рис. 5.5 и рис. 5.6). Ниже г. Благоевград контрастность техногенных аномалий в донных осадках уменьшается из-за увели-

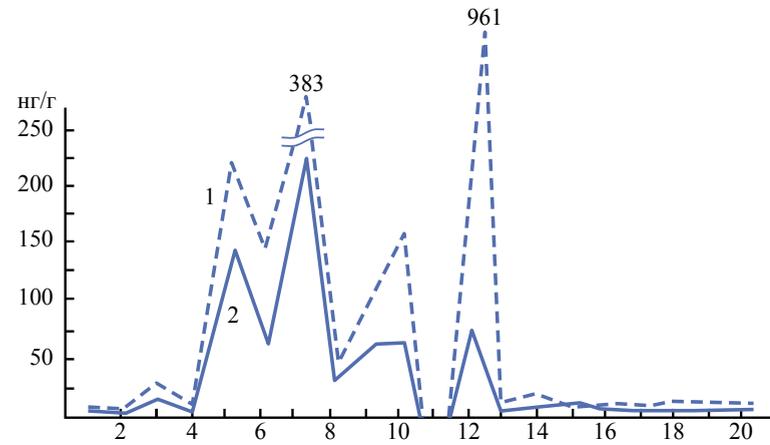


Рис. 5.6. Содержание 1,12-бенз(ghi)перилена (1) и 3,4-бенз(а)пирена (2) в донных отложениях р. Струма (Касимов, Пенин, 1991). 1–20 – точки отбора проб вниз по течению, см. рис. 5.3.

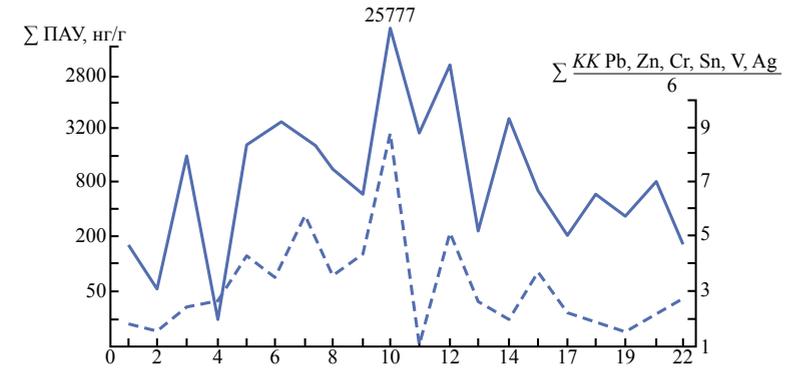


Рис. 5.7. Общее содержание ПАУ (сплошная линия) и средний кларк концентрации некоторых микроэлементов (пунктирная линия) в донных отложениях р. Струма (Касимов, Пенин, 1991): 1–22 – точки отбора проб

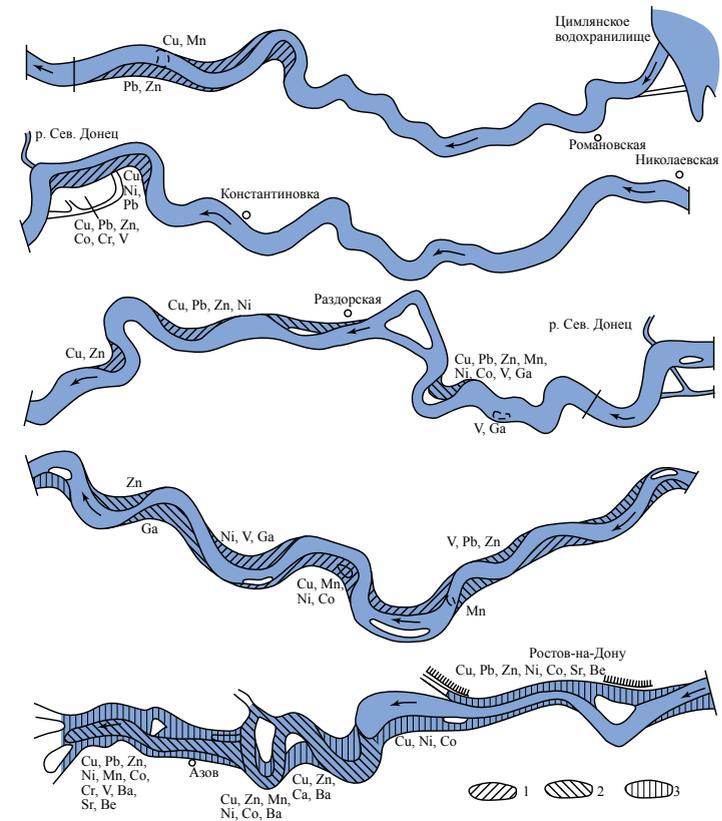


Рис. 5.8. Геохимические барьеры с аномальными содержаниями элементов в донных осадках р. Дон (Хованский, 1993): 1 – механические сорбционные, 2 – механические сорбционно-глиевые, 3 – механические сорбционно-сероводородные

чения водности потока, разбавления загрязняющих веществ и уменьшения промышленного воздействия. ПАУ образуют более контрастные аномалии, чем тяжелые металлы (рис. 5.7), являясь более информативным индикатором загрязнения.

Техногенные аномалии в аквальных ландшафтах крупных равнинных рек обычно формируются на геохимических барьерах – биогеохимическом, сорбционном карбонатном, глеевом, сульфидном. В промышленных районах встречаемость аномалий и барьеров больше, они лучше выражены в низовьях рек, куда поступают загрязнители со всего бассейна. Так, воды и донные осадки Дона наиболее загрязнены в самом нижнем течении (рис. 5.8).

5.3. Водохранилища

Строительство плотин и гидроэлектростанций на реках имеет ряд эколого-геохимических последствий. Изменение гидрологического и гидрохимического режимов приводит к замедлению движения водной массы, усилению процессов седиментации, затоплению пойм рек. Формируется новый геохимический профиль донных осадков, в илах и организмах концентрируются многие поллютанты, поступающие из верхних звеньев каскада и окружающих водосборов.

Процессы механической миграции и аккумуляции вещества во многом определяются гидрологическими и геоморфологическими особенностями водохранилища. Например, для волжских водохранилищ – это резкая асимметрия долины Волги. Крутой правый берег имеет глубокие, но укороченные долины небольших притоков, оврагов и балок. Левый берег равнинный, с мелковрезанными заливами, его извилистость в полтора раза больше.

Рельеф дна способствует накоплению загрязнителей на участках, где резко уменьшается кинетическая энергия потоков, в частности, сбрасываемых сточных вод. Сложный рельеф дна является важным фактором, определяющим неоднородность распределения загрязняющих веществ, основная часть которых накапливается в многочисленных понижениях дна вдоль аккумулятивных берегов. В тонкодисперсных илах здесь обычно депонируются основные запасы тяжелых металлов, представляющих опасность в случае залпового вторичного загрязнения водохранилища.

В местах впадения рек, интенсивного развития фитопланктона формируются *геохимические барьерные зоны* с резким изменением физико-химических параметров и условиями для перехода элементов из растворенного состояния во взвешенное с последующим осаждением взвеси в осадок. Особенно контрастные барьерные зоны образуются при слиянии рек, бассейны которых расположены в разных природных зонах (например, лесной и степной), а также в местах сбросов техногенных стоков.

Илы искусственных водоемов отличаются от осадков озер и рек широким разнообразием литологических, морфологических и геохимических характеристик (рис. 5.9). Так, здесь встречаются затопленные пойменные по-

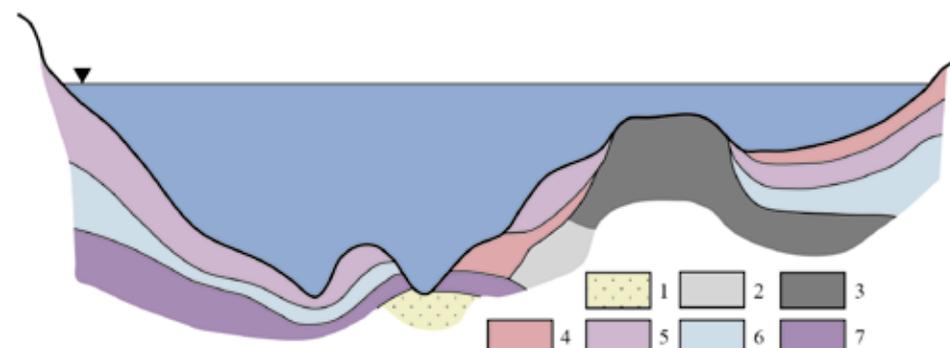


Рис. 5.9. Сводный геохимический разрез грунтов водохранилища (по В.В. Батояну). Грунты, выходящие на поверхность дна и служащие субстратом для донных осадков: 1 – русловой аллювий (OG_{al} или G_{ad}); 2 – затопленные почвы ($G[A]$); 3 – переотложенные гумусовые горизонты почв ($G[A]$). Геохимические горизонты донных осадков (4–7): 4 – окисленный (O), 5 – переходный (OG); 6 – глеевый (G); 7 – переходный от глеевого к литифицированным донным отложениям (GO)

чвы, русловые аллювиальные отложения, большей частью перекрытые илисто-алевритовыми донными осадками.

Пространственная геохимическая неоднородность донных осадков, тип их геохимического профиля зависят от особенностей миграции и накопления элементов в системе вода – дно, стабильности аквального ландшафта. Так, в Куйбышевском водохранилище на основной части дна Приплотинного плеса распространены окислительные илы с контрастным геохимическим профилем. В Новодевиченском плесе геохимическая контрастность профиля илов меньше за счет более широкого развития донных осадков и гумусовых горизонтов затопленных почв со слабо- и сильновосстановительными условиями. Для Черемшанского залива более характерны восстановительные неконтрастные геохимические профили, которые обусловлены восстановленными донными осадками и затопленными почвами. Каждый из плесов и заливов характеризуется особым набором геохимических типов грунтов, различными условиями накопления элементов в илах.

Высокие содержания подвижных форм металлов приурочены к окисленным горизонтам илов, в восстановительных горизонтах первой стадии диагенеза содержание подвижных форм микроэлементов меньше. Еще меньше их на контакте окисленных и восстановленных горизонтов, представляющих собой двусторонние кислородные, глеевые и сульфидные барьеры. Здесь элементы переходят в менее мобильную форму и концентрируются.

Для крупных равнинных (Куйбышевское и Горьковское на Волге) и низкогорных (Братское на Ангаре) водохранилищ характерны три типа площадных геохимических аномалий.

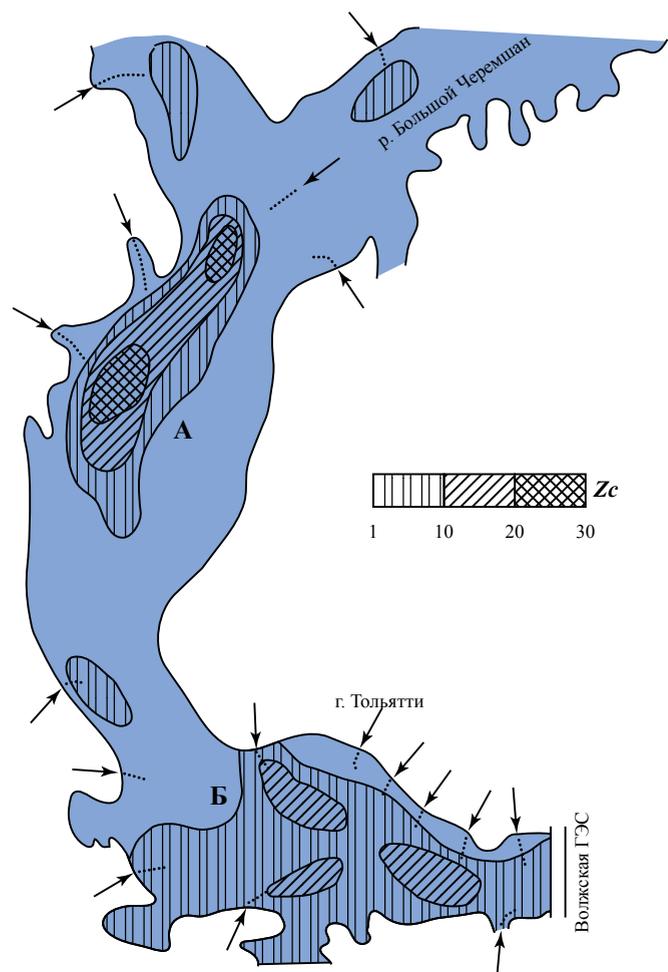


Рис. 5.10. Аномальные зоны тяжелых металлов в донных илах Куйбышевского водохранилища в показателях Zc (по Н.С. Касимову и В.В. Батояну):

A – природно-техногенная, устьевая; Б - приплотинная

- **Урбоаномалии** – техногенные аномалии вблизи прибрежных промышленных городов, откуда поступают загрязненные промышленные, муниципальные и ливневые стоки. Такие аномалии особенно контрастны, но занимают сравнительно небольшие площади.
- **Устьевые аномалии** образуются на участках впадения в водохранилище крупных притоков в результате изменения гидрохимического и гидродинамического режимов, приводящего к формированию контрастных «устьевых» физико-химических, механических и биогеохимических барьеров в илах и других компонентах аквального ландшафта.

- **Приплотинные аномалии** особенно характерны для Волжского каскада и приурочены к приплотинным плесам – своеобразным «отстойникам» взвешенных и влекомых наносов, поступающих из верхних звеньев каскада и расположенных вблизи ГЭС крупных промышленных городов (рис. 5.10). Перед плотинами образуются мощные толщи загрязненных тонкодисперсных илов, содержащие значительные запасы тяжелых металлов и других загрязнителей. Создается опасность их вторичной мобилизации из илов и загрязнения вод этих частей акваторий. Особенно опасны контрастные «погребенные» аномалии в подповерхностных горизонтах илов, представляющих собой результат накопления загрязнителей в предшествующие стадии развития аквальных ландшафтов с более интенсивным техногенезом. Такие техногенные аномалии обнаружены во многих водохранилищах. Например, аномальные содержания Hg в илах Братского водохранилища в десятки раз превышают кларки литосферы (Коваль с соавт., 2003).

Ниже водохранилищ донные отложения рек, как правило, менее загрязнены. Поэтому водохранилища способствуют как бы самоочищению рек от значительной части загрязняющих веществ, уменьшая опасность кумулятивного загрязнения нижних звеньев речного бассейна.

5.4. Дельты

Многие геохимические особенности супераквальных и аквальных ландшафтов дельт зависят от их положения в конечных звеньях каскадных ландшафтно-геохимических систем, что определяет приток с речным стоком взвешенных и растворенных веществ природного и антропогенного происхождения. Благоприятные условия для земледелия определили интенсивное освоение дельт крупнейших рек мира, их большую роль в истории цивилизации (дельты Нила, Меконга, Ганга).

Геохимия дельтовых ландшафтов определяется, во-первых, процессами в расположенных выше звеньях каскадной системы – количеством и составом твердого и растворенного стоков, зависящих от природной зональности и состава пород областей сноса, интенсивностью и длительностью антропогенной деятельности в бассейне, наличием речных водохранилищ, где осажается часть твердого стока, во-вторых, условиями ландшафтообразования в самой дельте – строением и гидрологическими особенностями ее рукавов, литогеохимией аллювиальных отложений и илов, геохимической структурой профиля супераквальных и подводных почв, контрастностью геохимических барьеров, наличием гидротехнических сооружений, местных сельскохозяйственных и промышленных источников загрязнения и многими другими.

Дельта Рейна. Наиболее загрязнены дельты рек, дренирующих промышленные страны Западной и Центральной Европы, впадающие в Северное (Сена, Рейн) и Балтийское (Эльба, Одер, Висла, Нева) моря – испытывающих техноген-

ное воздействие европейской цивилизации на протяжении сотен лет. В качестве примера загрязненной дельты крупной реки рассмотрим дельту Рейна.

Существенное влияние на уровни содержания химических элементов в осадках дельты Рейна оказывает широкое развитие в бассейне массивно-кристаллических и осадочных горных пород с достаточно высокими средними (окололарковыми), иногда повышенными (за счет рудоносности горных массивов) концентрациями многих химических элементов. В табл. 5.3 приведено изменение содержания тяжелых металлов и As в донных отложениях низовьев Рейна за 200 лет. Для конца XVIII в. установлен следующий ряд с окололарковыми (кроме As, Hg и Pb) содержаниями тяжелых металлов в донных отложениях: Cu_{0,5}, Cd_{0,6}, Ni_{0,7}, Cr_{1,0}, Zn_{1,2}, Pb_{1,8}, Hg_{2,5}, As_{7,6}, отражающий слабую техногенную нагрузку на каскадную систему Рейна в то время. Аномальные концентрации As, Hg и Pb могли быть связаны с дренированием кристаллических пород, в том числе гранитов гор Центральной Европы, а также с начавшимся горным делом.

Бассейн Рейна – один из самых урбанизированных в Европе, отличается огромным промышленным потенциалом, интенсивным земледелием. В Рейн ежегодно поступают сотни и тысячи тонн тяжелых металлов (Biodynamics..., 1995). Именно поэтому за последние 200 лет содержание тяжелых металлов и As в илах низовьев Рейна увеличилось во много раз: Hg – в 50 раз, Zn – в 19, Pb и Cu – в 13, Cd – в 10, Cr – в 9, As – в 4 и Ni в 2 раза (табл. 5.3).

Таблица 5.3

Среднее содержание микроэлементов в илах Рейна (Мур, Рамамурти, 1987, с дополнениями)

Элемент	1788 г.	1975 г.	Кларк*
	мг/кг		
As	13	54	17
Cd	0,3	30	0,13
Cr	90	820	83
Cu	25	325	47
Pb	30	400	16
Hg	0,2	10	0,08
Ni	40	80	58
Zn	100	1900	83

*Кларк земной коры, по А.И. Виноградову (1962).

Низкая скорость течения в дельтовых озерах определяет накопление в них довольно мощной (2–5 м) толщи новейших и современных осадков. Используя палеогеографические методы и датирование осадков с помощью радиоактивных изотопов ¹³⁷Cs, можно определить возраст и основные этапы техногенного загрязнения водоемов. Загрязнение их илов зависит также от близости водоема к техногенным источникам, его проточности, гранулометрического состава илов.

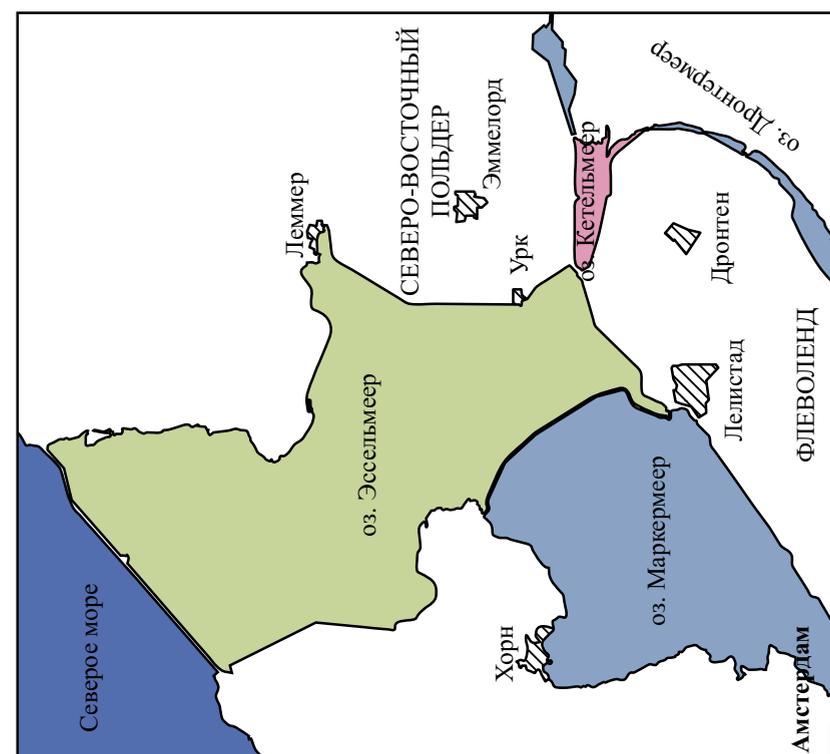
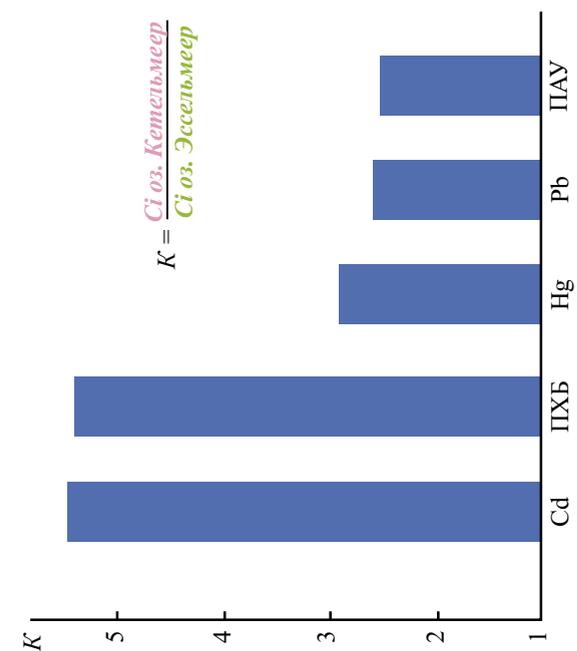


Рис. 5.11. Коэффициент разбавления (K) поллютантов в донных осадках дельтовых озер Рейна (Winkels, 1997)

Н. Winkels (1997) приводит детальные данные о загрязнении озерно-морских дельтовых водоемов в месте впадения северного рукава Рейна – Эйссела в Голландии. Наиболее загрязнены илы небольшого озера Кеттельмеер, куда впадает р. Эйссел. Следующим более обширным резервуаром каскада является приморское оз. Эйсселмеер, в илах которого содержание Hg, Pb и ПАУ в результате разбавления и десорбции в морскую воду уменьшается в 2–3, а для Cd и полихлорированных бифенилов – в 5–6 раз (рис. 5.11). Максимально загрязнены тяжелыми металлами и органическими загрязнителями илы дельты Рейна на глубине 30–70 см, отложившиеся в начале техногенной революции середины 60-х – начала 70-х годов (рис. 5.12). Жесткое экологическое законодательство, более совершенные технологии и методы очистки выбросов и стоков к началу 80-х годов существенно уменьшили концентрации тяжелых металлов, углеводородов, бифенилов, диоксинов и других загрязнителей в воде и озерных илах дельты Рейна, которые практически возвратились на довоенный уровень (рис. 5.13).

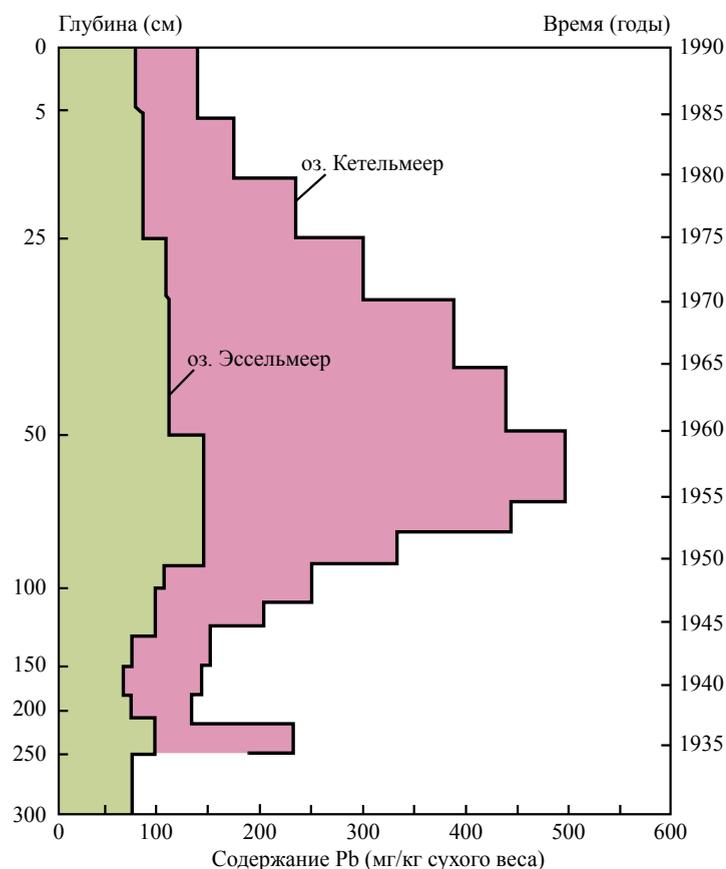


Рис. 5.12. Распределение Pb в профиле донных осадков дельтовых озер Рейна (Winkels, 1997)

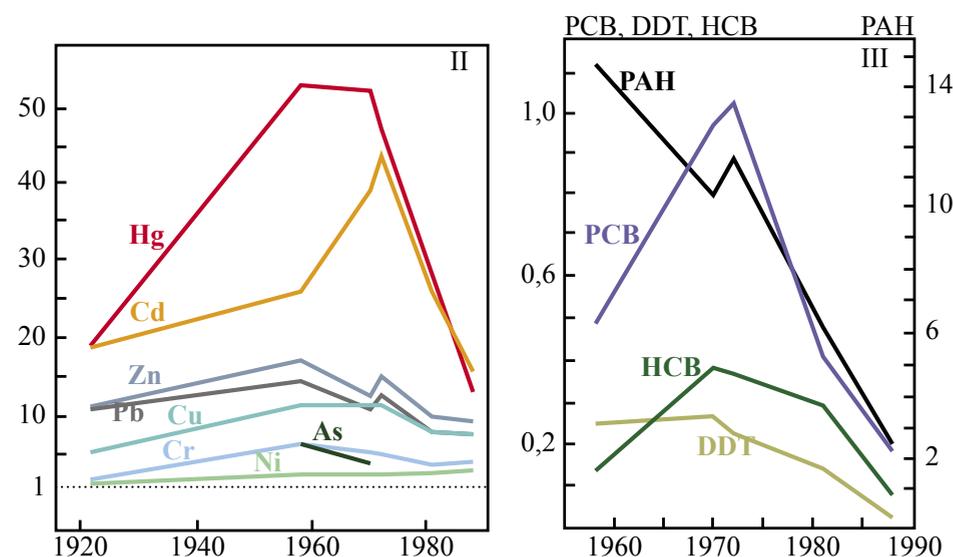
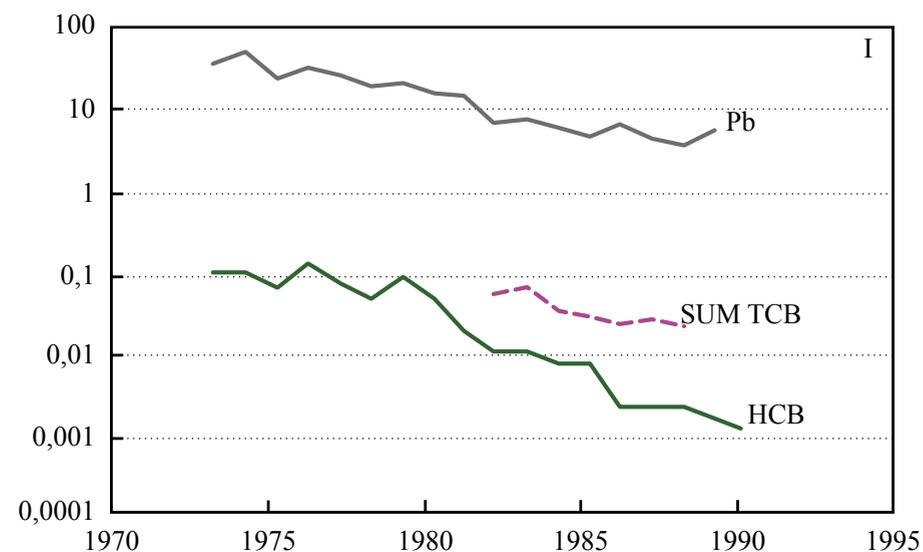


Рис. 5.13. Геохимическая история вод (I) и пойменных отложений (II-III) Рейна (по Дж. Джэпенда и В. Саломонс):

I – свинец, сумма трех трихлорбенzenов (SUM TCB) и гексахлорбенzenа (HCB) в воде Рейна в 1970–1990 гг. (мг/л);

II – тяжелые металлы, нормализованные относительно фонового уровня;

III – содержание органических загрязнителей (мг/кг):

ПАУ – полициклические ароматические углеводороды,

PCB – полихлорированные бифенилы, HCB – гексахлорбензен

5.5. Техногенные озера, пруды и хвостохранилища

В горнопромышленных ландшафтах при добыче, обогащении и переработке руд образуются большие массы жидких и твердых отходов (сотни тысяч и миллионы тонн на одном горно-обогатительном комбинате), которые обычно складываются в естественные понижения рельефа – долины, озера, находящиеся под техногенным прессом возникающих хвостохранилищ, отвалов и других отходов. В результате одним из структурных компонентов горнопромышленного ландшафта являются *техногенные озера и пруды*, которые представляют собой вторичный источник загрязнения окружающей среды.

Особенно сильное воздействие на природные ландшафты-приемники техногенных веществ оказывают отходы добычи и переработки сульфидных руд тяжелых металлов (Zn, Pb, Cu, Ni, Co, Cd), когда извлекаются большие массы пород, содержащих геохимически активные минералы – сульфиды металлов, которые начинают окисляться, переходить в более подвижные сульфаты и оксиды, включаясь в современные циклы водной миграции. Техногенные водоемы обычно образуются в котловинах существующих озер, в местах подпруживания местных водотоков отвалами (техногенные пруды), на участках поступления на поверхность рудничных вод или пульпы, если при добыче используется подземное выщелачивание руд.

Основные геохимические особенности техногенных водоемов связаны с окислительно-восстановительными, щелочно-кислотными и сорбционными свойствами компонентов техногенного аквального ландшафта – вод, биоты и донных отложений. Окисление сульфидов и появление сульфатов металлов приводит к резкому уменьшению pH, растворы поверхностных вод, находящихся под воздействием хвостохранилищ, становятся кислыми и сильноокислыми, в них активизируется водная миграция тяжелых металлов, происходит загрязнение ими вод и донных отложений. В зависимости от своих химических свойств металлы или переходят в подвижные аквакомплексы (Zn, Cd) или осаждаются вместе со взвесью в техногенных илах (Pb).

Со временем по мере нейтрализации кислых сульфатных растворов происходит трансформация форм нахождения тяжелых металлов в водах, донных осадках и окружающих почвах с образованием менее растворимых карбонатно-сорбционных и органических соединений (Опекунов, 2012).

Концентрации тяжелых металлов в водах, илах, водной растительности и прибрежных почвах в десятки и сотни раз превышают кларковые значения. Так как водные растения – это мощный аккумулятор металлов, то в них обнаруживаются наиболее контрастные техногенные биогеохимические аномалии Pb – в 1000–1500 раз, Cd – в 250 раз, Zn – в 70 раз превышающие фоновые значения (Бортникова с соавт., 2003). В результате воздушной миграции вокруг техногенных озер формируются контрастные техногенные аномалии в окружающих их почвах (рис. 5.14).

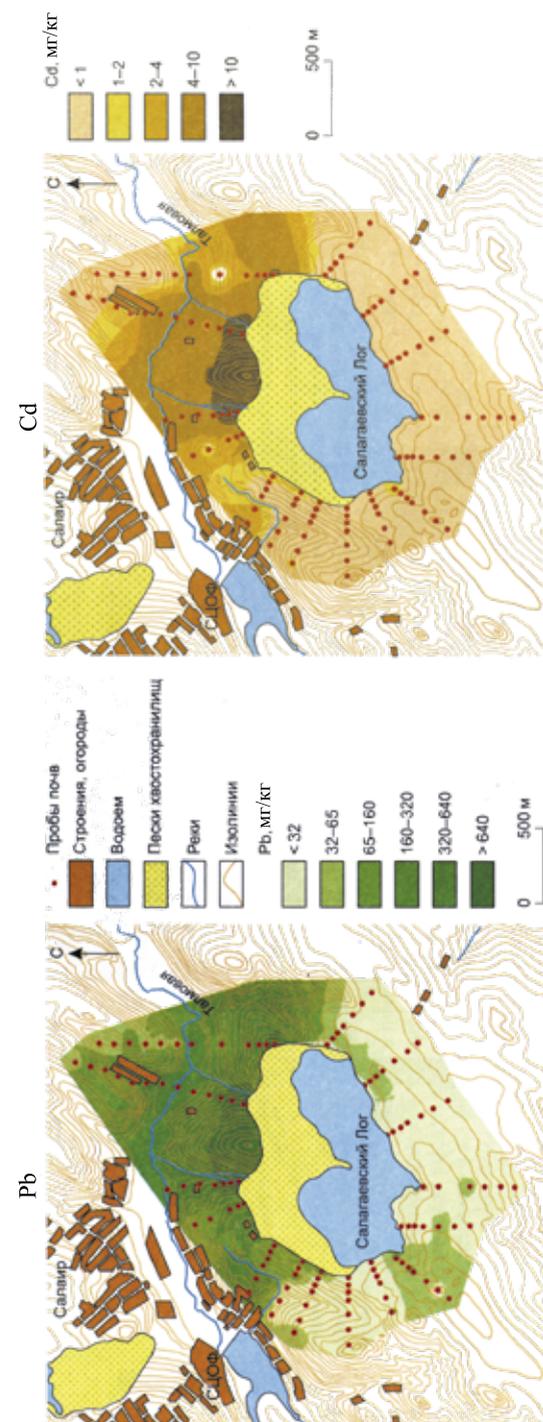


Рис. 5.14. Аномалии Pb и Cd в почвах вокруг хвостохранилища Салагаевский Лог в Кузбассе (Бортникова с соавт., 2003).
Кларк Pb – 16 мг/кг; Cd – 0,5 мг/кг

5.6. Техногенные потоки в прибрежных ландшафтах

Промышленные предприятия и города, расположенные на берегах морей, образуют каскадную ландшафтно-геохимическую систему с прилегающей акваторией, связанную атмосферными, гидрохимическими и суспензионными потоками загрязнителей. Существуют две основные разновидности подобных систем. Первая – эстуарии и дельты крупных рек, где местные техногенные потоки нередко слабо различимы на фоне региональных потоков, собираемых с большой площади бассейна. Такова, например, рассмотренная выше сильно урбанизированная Рейнская дельта. Вторая – каскадная система – формируется за счет местной миграции при впадении в море сравнительно небольших рек или в процессе склонового и грунтового стоков.

Один из наиболее загрязненных тяжелыми металлами городов России – Рудная Пристань, где на берегу Японского моря расположен свинцовый плавильный завод. Ландшафтно-геохимические исследования потоков тяжелых металлов от этого завода до морской бухты проводились В.С. Аржановой, Ю.П. Баденковым, П.В. Елпатьевским, А.Н. Качуром. Загрязнение морской акватории обусловлено сочетанием природного сернокислотного выщелачивания сульфидсодержащих руд и рудовмещающих пород и техногенных процессов – подкислением сульфатами атмосферных осадков, вод лизиметрического стока и почв, формированием в ландшафтах аэро-, гидро- и педотехногенных ореолов и потоков Zn, Cd, Pb и Cu, увеличением доли их подвижных форм (истинно растворимых, фульватных комплексов).

Особенно контрастны техногенные изменения в месте впадения реки, выносящей в бухту гидрохимический и суспензионный поток со всего бассейна. Осаждение техногенной металлосодержащей взвеси происходит в приустьевой части бухты в зоне смешения речных и морских вод на седиментационном геохимическом барьере в донных отложениях (рис. 5.15), а растворимых форм металлов – на щелочном барьере в морских водах и приповерхностной пленке (0,5 мм) на границе раздела океан – атмосфера. В последнем случае повышенные содержания металлов обусловлены также большими градиентами физических, химических и биологических полей, возникающими на границе водной и воздушной сред. В донных отложениях Pb, Zn, Cd и Cu концентрируются в сорбированной форме. Для Cd и Cu велико значение и органо-минеральных форм, а для Pb – связанной с аморфными гидроксидами Fe и Mn (рис. 5.16). В илах, воде и приповерхностной пленке содержание тяжелых металлов на участке техногенного геохимического барьера река – море в несколько раз больше, чем в этих же компонентах вне барьера.

Если в бассейнах крупных рек находятся радиоактивные источники загрязнения (южно-уральский радиоактивный след в бассейне Оби, Сибирский химический комбинат в Красноярске на Енисее), в их эстуариях могут формироваться «оторванные» от источника техногенные аномалии радиоактивных элементов, усиливающиеся на геохимическом барьере река – море (рис. 5.17).

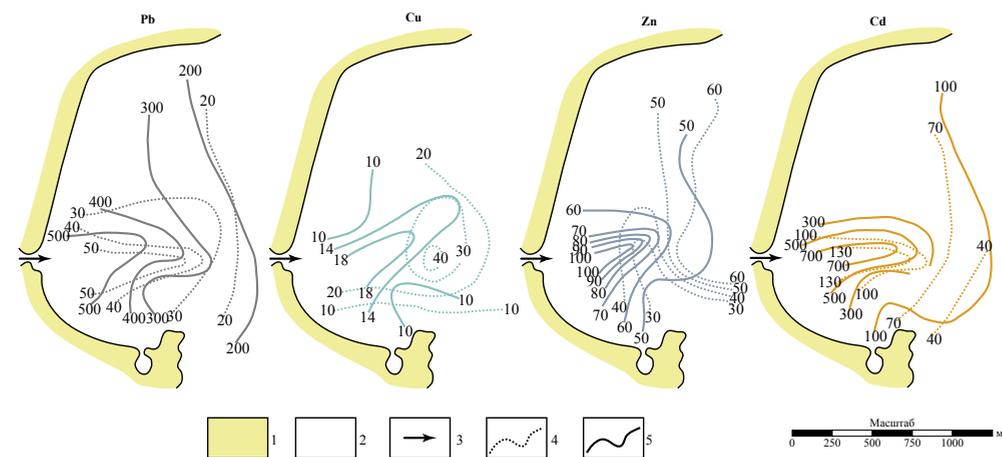


Рис. 5.15. Кларки концентрации тяжелых металлов в донных морских отложениях (Глазовская, Горюнова, 1981):

1 – суша; 2 – море; 3 – устье реки с техногенным потоком металлов; кларки концентрации металлов в гранулометрических фракциях: 4 – 0,25–0,001 мм; 5 – <0,01 мм

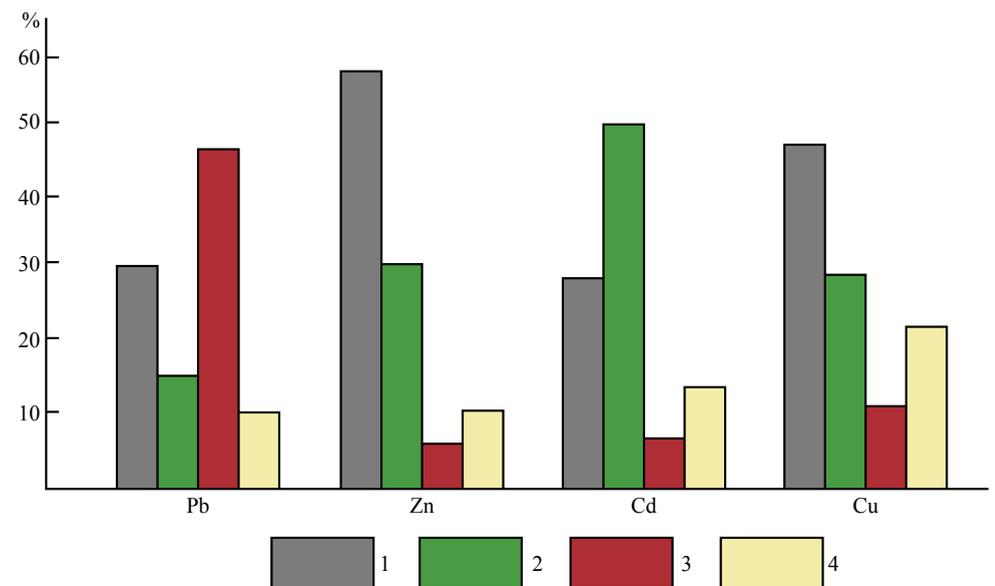


Рис. 5.16. Формы содержания тяжелых металлов в донных отложениях приустьевой части бухты, в % от валового содержания (Глазовская, Горюнова, 1981): 1 – сорбированные, 2 – связанные с органическим веществом, 3 – связанные с аморфными гидроксидами, 4 – прочно связанные с глинистыми минералами

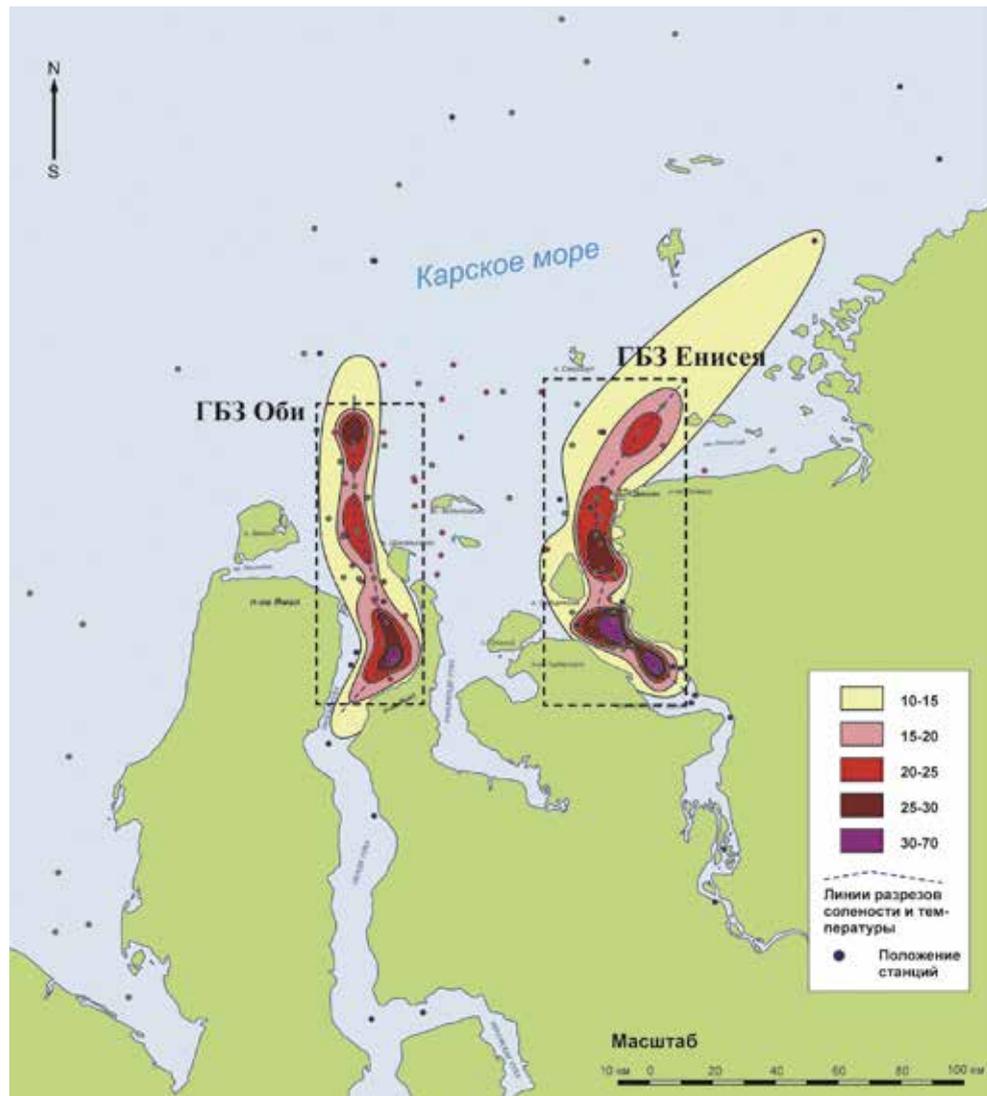


Рис. 5.17. Распределение ^{137}Cs (Бк/кг) в поверхностном слое донных осадков Карского моря в устьевых геохимических барьерных зонах (ГБЗ) (Мирошников, 2006)

В аквальных ландшафтах районов нефтяных портов формируются потоки нефтепродуктов и других органических загрязнителей, в первую очередь полициклических ароматических углеводородов (3,4-бенз(а)пирен и др.). Подобное загрязнение прибрежной зоны развито не только вблизи крупных портов, но и в бухтах приморских курортов, где этот вид загрязнения связан с автотранспортом и стоком нефтепродуктов в открывающейся в сторону моря каскадной предгорной системе (рис. 5.18).

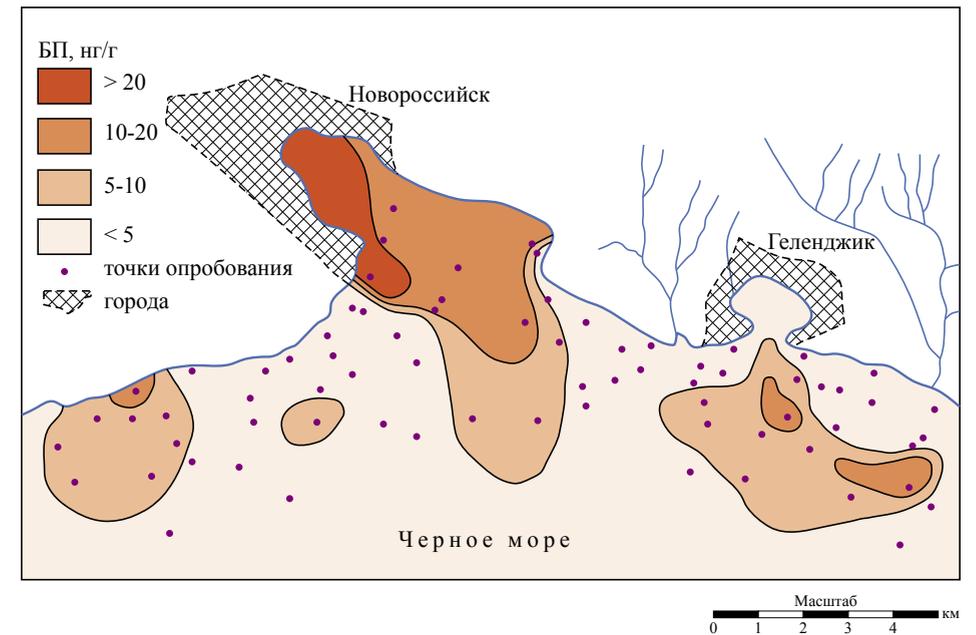


Рис. 5.18. Техногенные аномалии 3,4-бенз(а)пирена (БП) в донных отложениях Черного моря вблизи гг.Новороссийск и Геленджик (Экогеохимия..., 1995)

* *
*

Таким образом, все многообразие последствий техногенеза для аквальных ландшафтов включает следующие явления:

- изменение химического состава речных вод и физико-химических параметров водной среды, вплоть до формирования геохимических обстановок, ранее не существовавших в данном районе или вообще в природе;
- увеличение содержаний или изменение соотношений химических элементов и их соединений в речных водах;
- изменение природного (фонового) баланса форм миграции и нахождения химических элементов в компонентах водных систем, а также образование минералого-геохимических форм и типов состояния элементов, не свойственных природным условиям;
- активное включение химических элементов и их соединений в биологические (биогеохимические) циклы;
- техногенный аллювиальный седиментогенез – кардинальное изменение процессов аллювиального осадконакопления, обуславливающее образование в долинах рек особого геологического тела – техногенных аллювиальных отложений (техногенных илов) со специфическим веществом составом и своеобразными геохимическими свойствами, отличающимися их от типичного аллювия.

Глава 6

ЛАНДШАФТЫ, ЗАГРЯЗНЕННЫЕ РАКЕТНЫМ ТОПЛИВОМ¹

Существенное влияние на окружающую среду оказывает ракетно-космическая деятельность — от подготовки запуска и пуска ракеты-носителя до утилизации упавших на землю отделяющихся частей ракеты. Этот специфический вид техногенеза стал известен лишь в последние десятилетия.

Россия использует два космодрома — «Плесецк» в Архангельской области и «Байконур» в Республике Казахстан. В структуре космодромов выделяются объекты для подготовки и осуществления запусков ракет-носителей и космических аппаратов, а также районы падения отделяющихся частей ракет — отработавших ступеней, головных обтекателей и хвостовых отсеков. Это довольно значительные территории площадью от 1,5 до 5 тысяч км², расположенные на значительном удалении от космодрома (300–1600 км) в России (Архангельская область, Ненецкий автономный округ, Республика Коми, Томская, Омская, Новосибирская, Свердловская области, Алтайский и Пермский край, Республики Алтай, Тыва, Хакасия) и Республике Казахстан (рис. 6.1).

На космодроме происходит как общее техногенное воздействие от объектов энергетики, строительных, транспортных и муниципальных предприятий, так и специфическое воздействие стартовых комплексов, заправочных станций и хранилищ ракетных топлив (рис. 6.2).

Техногенное воздействие на окружающую среду происходит при падении отделяющихся частей ракет-носителей, содержащих компоненты жидкого ракетного топлива. Для ракеты-носителя «Союз» используются керосин (горючее) и кислород (окислитель), а для ракеты-носителя «Протон» — высокотоксичный несимметричный диметилгидразин — НДМГ (горючее) и азотный тетраоксид (окислитель). После отделения в первой ступени ракеты-носителя «Протон» остается около 500 кг НДМГ, а во второй ступени — примерно 250 кг (Кондратьев и др., 2007).

6.1. Физико-химические свойства и потенциальная опасность НДМГ

Наиболее экологически опасным компонентом ракетного топлива является несимметричный диметилгидразин (НДМГ) — $(\text{CH}_3)_2\text{N}-\text{NH}_2$, который относится к классу предельных гидразинов ($\text{C}_n\text{H}_{2n+4}\text{N}_2$).

НДМГ — бесцветная прозрачная дымящаяся на воздухе жидкость с резким неприятным аммиачным запахом, характерным для органических аминов, не встречающаяся в природе, поэтому обнаружение НДМГ в окружающей среде однозначно указывает на антропогенный характер загрязнения. Это слабое основание, которое восстанавливает органические соединения, содержащие карбоксильную группу, в результате чего образуются гидразоны, способные к дальнейшей конденсации с карбонильными соединениями, образуя различные

¹ Совместно с П.П. Кречетовым и Т.В. Королевой.

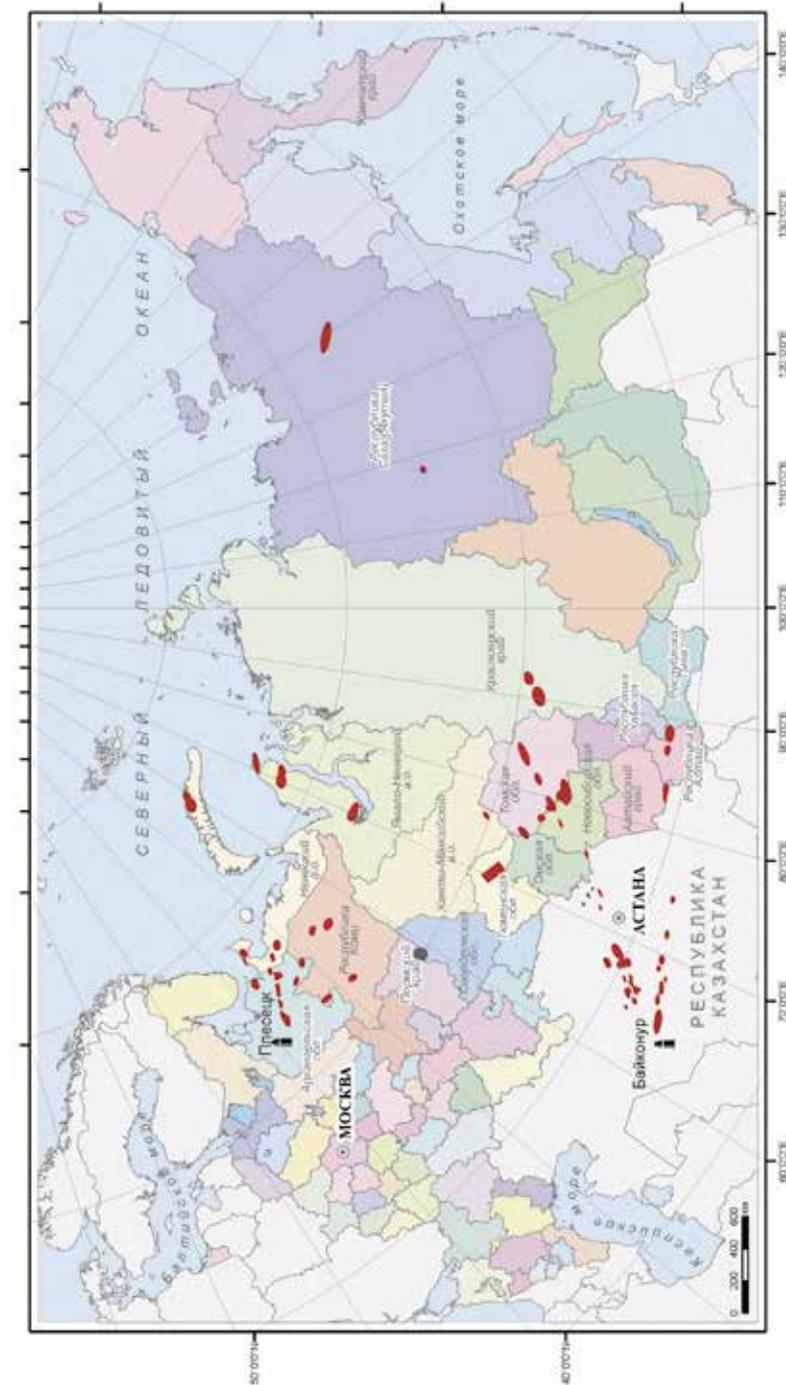


Рис. 6.1. Районы выпадения отделяющихся частей ракет-носителей на территории Российской Федерации и Республики Казахстан



Рис. 6.2. Старт ракеты-носителя «Протон» (Фото П.П. Кречетова)

производные. Он активно окисляется кислородом воздуха и другими окислителями, хорошо растворим в воде, обладает высокой гигроскопичностью и характеризуется сравнительно высокой термостабильностью при нагревании без контакта с воздухом; при контакте с воздухом, содержащим CO_2 , образует соли алкилгидразинкарбоновой кислоты – $\text{R}_2\text{NNH}_2 \cdot 0,5\text{CO}_2$ или $\text{R}_2\text{NNH}_2 \cdot 2\text{CO}_2$, которые растворяются в воде.

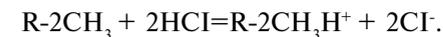
НДМГ относится к веществам первого класса опасности, обладая как общим токсическим, так и кожным раздражающим действием слизистых оболочек глаз, дыхательных путей и легких, сильным возбуждением центральной нервной системы, расстройством желудочно-кишечного тракта (Иоффе и др., 1979). Предельно допустимые концентрации НДМГ в почве составляют 0,1 мг/кг, в воде рыбохозяйственных водоемов – 0,0005 мл/л, в атмосферном воздухе – 0,001 мг/м³.

При поступлении НДМГ в объекты окружающей среды, благодаря хорошей окисляемости кислородом воздуха, происходит его окисление и разложение. Промежуточными продуктами окисления являются такие соединения, как диметиламин, нитрозодиметиламин, метилендиметилгидразин, тетраметилтетразен, формальдегид. При обычной температуре диметиламин – газ, который легко уносится в атмосферу. Тетраметилтетразен быстро гидролизует в присутствии воды, концентрация нитрозодиметиламина при естественном разложении НДМГ ничтожно мала. Конечные продукты

разложения и окисления НДМГ – вода, углекислый газ и азот. Помимо разложения и окисления происходит испарение НДМГ с поверхности почвы.

НДМГ образует связи с органо-минеральным комплексом почвы. Реагируя с карбоксильной группой органических кислот почв, а также с угольной кислотой, он закрепляется в органогенных горизонтах.

Являясь основанием, НДМГ трансформируется в кислой среде по следующей схеме:



В кислой среде катионная форма НДМГ способна вытеснять катионы из поглощающего комплекса, аккумулируясь в почве: чем выше емкость катионного обмена, тем больше степень поглощения НДМГ. В нейтральной и щелочной средах катионная форма НДМГ не образуется, частица остается нейтрально заряженной и НДМГ мигрирует в водном растворе.

В легких почвах сорбция мала и НДМГ перемещается в глубь профиля. В почвах тяжелого механического состава с высокой сорбционной емкостью НДМГ концентрируется в поверхностном горизонте почвы.

6.2. Ракетное топливо как источник загрязнения ландшафтов

Первые ступени ракет весом от 20 до 30 тонн отделяются на высотах 60–90 км (рис. 6.3) и обычно разрушаются при ударе о землю. Если в них содержатся остатки НДМГ и азотного тетраоксида, то возможен взрыв и мелкие фрагменты ракеты разлетаются на сотни метров, а продукты горения и остатки топлива попадают в атмосферу и почву (рис. 6.4).

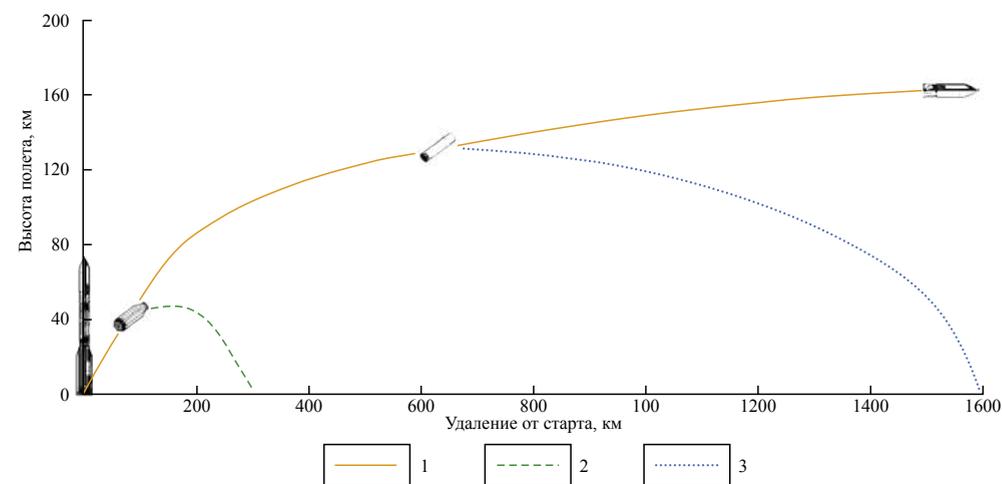


Рис. 6.3. Схема полета ракеты «Протон»: 1 – активная трасса полета ракеты, пассивные трассы падения; 2 – первой ступени; 3 – второй ступени (Экологический мониторинг..., 2011)



Рис. 6.4. Место падения первой ступени ракеты-носителя «Протон»
(Фото П.П. Кречетова)

Первые ступени ракет, использующие керосин, падают без взрыва. Приземлившиеся остатки таких ракет располагаются компактно. Керосин, оставшийся в незначительных объемах в элементах конструкции, проливается на почву и тогда может воспламениться, а также испаряется в атмосферу.

Таким образом, при падении первых ступеней, использующих жидкое топливо, происходит механическое нарушение почвенно-растительного покрова, загрязнение приземной атмосферы, почвы и растительности остатками топлива и продуктами его горения (в случае взрыва), а также засорение территории фрагментами ступени.

Вторые ступени ракет весом от 12 до 22 тонн отделяются на высотах 140–160 км. При вхождении в плотные слои атмосферы на высоте 2503 км происходит нагревание и взрыв остатков топлива в баках с их разрушением на фрагменты размером несколько квадратных метров; иногда бак окислителя падает на землю целым (рис. 6.5).

Так как при разрушении ступени в воздухе образуется большое количество мелких фрагментов, их разлет по территории района падения может достигать нескольких километров. Повреждения почвенно-растительного покрова в местах падения фрагментов вторых ступеней незначительны. Остатки топлива и продукты его сгорания поступают в атмосферу на большой высоте и, как правило,



Рис. 6.5. Место падения второй ступени ракеты-носителя «Протон»
(Фото П.П. Кречетова)

не достигают поверхности земли. Загрязнение почвы может происходить только при проливе остатков топлива из емкостей ракеты, не разрушенных взрывом.

Таким образом, вторые ступени ракет с жидким топливом, падая и взрываясь, загрязняют атмосферный воздух, нарушают почвенно-растительный покров, засоряя территории фрагментами конструкции.

Наибольшую экологическую опасность представляют собой аварии ракет-носителей, когда в природные ландшафты могут поступить тонны высокотоксичных веществ.

6.3. Ландшафтно-геохимическая оценка районов падения ступеней ракет-носителей

Среди свойств почв, определяющих миграцию НДМГ, наибольшее значение имеют щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия. НДМГ легко мигрирует в окислительных щелочных средах, слабее в восстановительных кислых и слабокислых. При определенных сочетаниях pH-Eh, сорбционной способности почв и содержания гумуса НДМГ и продукты его трансформации накапливаются на геохимических барьерах. Учитывая, что эти соединения хорошо смешиваются с водой, фильтрационные свойства почв и

грунтов являются одним из основных факторов, контролирующим их перераспределение в профиле почв.

Наиболее интенсивно загрязняются компонентами ракетного топлива районы падения первых ступеней ракет в Центральном Казахстане и на территории Архангельской области.

В сухостепных и полупустынных ландшафтах Центрального Казахстана максимальные концентрации НДМГ (0,05 до 1114,0 мг/кг) в почвах приурочены к зоне разброса наиболее крупных обломков ступени и двигательной установки и обнаруживаются в первые часы после падения ступеней ракет на глубине до 30 см. Средние концентрации НДМГ в почвах изменяются от 3,5 до 22,0 мг/кг.

Климат районов падения Центрального Казахстана не способствует длительному сохранению НДМГ в ландшафтах. Высокие летние температуры, незначительное количество осадков и высокая испаряемость обеспечивают быстрое окисление НДМГ, препятствуя его радиальной и латеральной миграции в ландшафтах. Различные типы почв Центрального Казахстана обладают неодинаковой устойчивостью к техногенным нагрузкам, при этом отдельные их свойства могут способствовать или препятствовать накоплению компонентов ракетного топлива. Автономные ландшафты мелкосопочника и пенеппленов со светло-каштановыми, бурыми пустынно-степными, бурыми малоразвитыми почвами на элювии и элюво-делювии коренных пород по щелочно-кислотным и окислительно-восстановительным условиям представляют собой арену, благоприятную для окисления НДМГ и миграции продуктов его трансформации с поверхностным и внутрпочвенным стоком. На пенеппленизированных равнинах, сложенных водоупорными глинами и суглинками, с бурыми сильносолонцеватыми почвами, солонцами и солончаками проникновение НДМГ и продуктов его трансформации в почвенную толщу затруднено, что создает условия для накопления НДМГ в верхних горизонтах почв.

В окислительных почвах автономных и трансэлювиальных ландшафтов присутствие НДМГ связано с поглотительной способностью почв. НДМГ сорбируется пылеватыми частицами и может мигрировать в иллювиальные горизонты, закрепляясь на сорбционном геохимическом барьере. В почвах с переменным окислительно-восстановительным режимом НДМГ может закрепляться на биогеохимическом барьере при повышенном содержании гумуса (луговые, лугово-бурые почвы), на сорбционном геохимическом барьере в верхних гумусовых горизонтах луговых солончаковатых почв с сильнощелочной реакцией среды или на восстановительном геохимическом барьере в нижней части профиля (солончаки, гидроморфные солонцы).

В растениях загрязнение обнаруживается только на местах падения ступеней ракет с содержаниями НДМГ в среднем от 0,2 до 0,3 мг/кг на сухое вещество. Предельно допустимые нормативы для растений не установлены.

В тундровых и лесотундровых ландшафтах европейского севера России, в отличие от Центрального Казахстана, ландшафтно-геохимические условия районов падения способствуют длительному сохранению НДМГ в компонентах ландшафта. Господство кислых восстановительных условий,

большое количество органического вещества, наличие мерзлоты обеспечивают сохранность НДМГ в почвах на десятки лет. Болота и торфяники, занимающие господствующие территории в районах падения первых ступеней ракет, являются накопителями НДМГ. Сорбция НДМГ осуществляется на биогеохимическом, сорбционном, восстановительном и кислом геохимических барьерах.

Концентрации НДМГ в почвах в местах падения ракеты-носителя старше одного года достигают 85 мг/кг, а сразу после падения ступени 26 640 мг/кг, то есть соответственно сотен и даже десятков тысяч ПДК (Бушмарин с соавт., 1996).

Несмотря на большую обводненность территорий северных районов падения, водной миграции НДМГ на значительные расстояния не наблюдается. Загрязнение локализуется вокруг места падения, что объясняется слабой подвижностью сорбированного почвой НДМГ и быстрым разбавлением загрязнителя для безопасных концентраций.

В целом миграция, трансформация и аккумуляция НДМГ в почвах контролируются тремя основными группами факторов. *Первая* — это факторы, определяющие интенсивность выноса и рассеивания компонентов ракетного топлива — водно-физические свойства почв, углы наклона и степень расчлененности поверхности, характер почвенно-растительного покрова. *Вторая* группа факторов определяет формы и интенсивность преобразований компонентов ракетного топлива — это сезонные показатели энергии и условия разложения и преобразования топлива. *Третья* — это факторы, контролирующие исходную емкость, интенсивность и прочность закрепления компонентов ракетного топлива и продуктов их трансформации (сорбционная емкость почв, их щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия, количество органического вещества, геохимические барьеры, катализаторы окисления компонентов ракетного топлива).

6.4. Экспериментальное изучение воздействия НДМГ на ландшафты

Для количественного описания изменений, происходящих в ландшафтах под воздействием НДМГ, используются методы физического моделирования процессов миграции и аккумуляции НДМГ при контролируемых параметрах природной среды (Касимов с соавт., 2006; Экологический мониторинг., 2011).

Поведение НДМГ в почвах. Для определения миграционной способности и времени разложения НДМГ в почвах контрастных природно-климатических зон проводились полевые модельные эксперименты в южно-таежной зоне (дерново-подзолистые почвы) и в зоне северных пустынь (песчаные пустынные и серо-бурые пустынные почвы). НДМГ вносился на площадки размером 20 x 20 см. Доза загрязнителя определялась величиной вероятного пролива на местах падения ступеней ракет-носителей и составила 4 кг/м³ (Касимов с соавт., 2006).

Общее количество НДМГ, обнаруженное через сутки в почвах экспериментальных участков, не превысило 4% от внесенного. Максимальные концентрации НДМГ приурочены к верхним 10–15 см для всех типов почв. Уровень

накопления загрязнителя почвой определяется гидротермическими и почвенно-геохимическими условиями. Наибольший уровень накопления загрязнителя установлен для дерново-среднеподзолистой почвы (6720 мг/кг) и определяется присутствием в ней высокочемких биогеохимических и сорбционных барьеров. Интенсивному поглощению также способствовало образование в кислых почвах ($pH=4,5-5,1$) катионной формы НДМГ, которая хорошо поглощается отрицательно заряженными почвенными частицами, а также наличие органических кислот, образующих прочные соединения с НДМГ.

Легкий гранулометрический состав, низкое содержание органического вещества и высокие значения pH обеспечивают низкий уровень геохимического накопления НДМГ в почвах аридных ландшафтов (песчаная пустынная (939 мг/кг) и серо-бурая пустынная (434 мг/кг)). Различия в содержании НДМГ в песчаной пустынной и серо-бурой пустынной почвах связаны с содержанием илстой фракции, обеспечивающей высокую степень поглощения НДМГ. Кроме того, высокая температура и низкая влажность почвы приводит к быстрой миграции НДМГ из почвы в атмосферу и его окислению кислородом воздуха. Для всех почв максимальная глубина проникновения НДМГ не превысила 40 см (рис. 6.6 А).

Через год в почвенном профиле дерново-среднеподзолистой почвы обнаруживается не более 0,02% от внесенного количества НДМГ, в профилях пустынных почв – 0,1%. Уровень концентрации в слое 0–5 см снизился в дерново-среднеподзолистой почве в 373 раза, в песчаной пустынной – в 21 раз, в серо-бурой пустынной – в 6 раз и составила 17,8 мг/кг, 24,4 мг/кг и 68,6 мг/кг соответственно (рис. 6.6 Б).

Распределение загрязняющего вещества по профилю дерново-среднеподзолистой почвы уже носит элювиально-иллювиальный характер и обусловлено присутствием в профиле иллювиального горизонта с высоким содержанием илстой фракции, способствующей повышению поглотительной способности почвы НДМГ. Промывной тип водного режима обеспечил проникновение НДМГ до 90 см. В почвах аридных ландшафтов максимальные концентрации НДМГ приурочены к поверхностным горизонтам, и его миграция вниз по профилю не наблюдается.

НДМГ в растениях. Для оценки токсичности почв и атмосферных осадков, загрязненных НДМГ, для растений гумидных ландшафтов проводились полевые эксперименты с представителями злаковых (тимофеевка) и бобовых (люцерна) культур. Исследовалось воздействие НДМГ при нагрузках 0,16; 1,6; 16,0 и 160 г/м², вносимых напочвенно и аэрогенно в водных растворах.

Наблюдения за состоянием растений при напочвенном внесении НДМГ показали, что загрязнение почвы НДМГ при данных нагрузках не оказало влияния на рост и развитие растений.

Анализ содержания НДМГ в растениях, выращенных на загрязненных площадках при различных нагрузках, показал, что через месяц после загрязнения для каждого вида обнаруживается наличие загрязняющего вещества в концентрациях 0,27–0,35 мг/кг растительной массы. При увеличении содержания НДМГ в почве в 10 раз его количество в растительной массе возросло

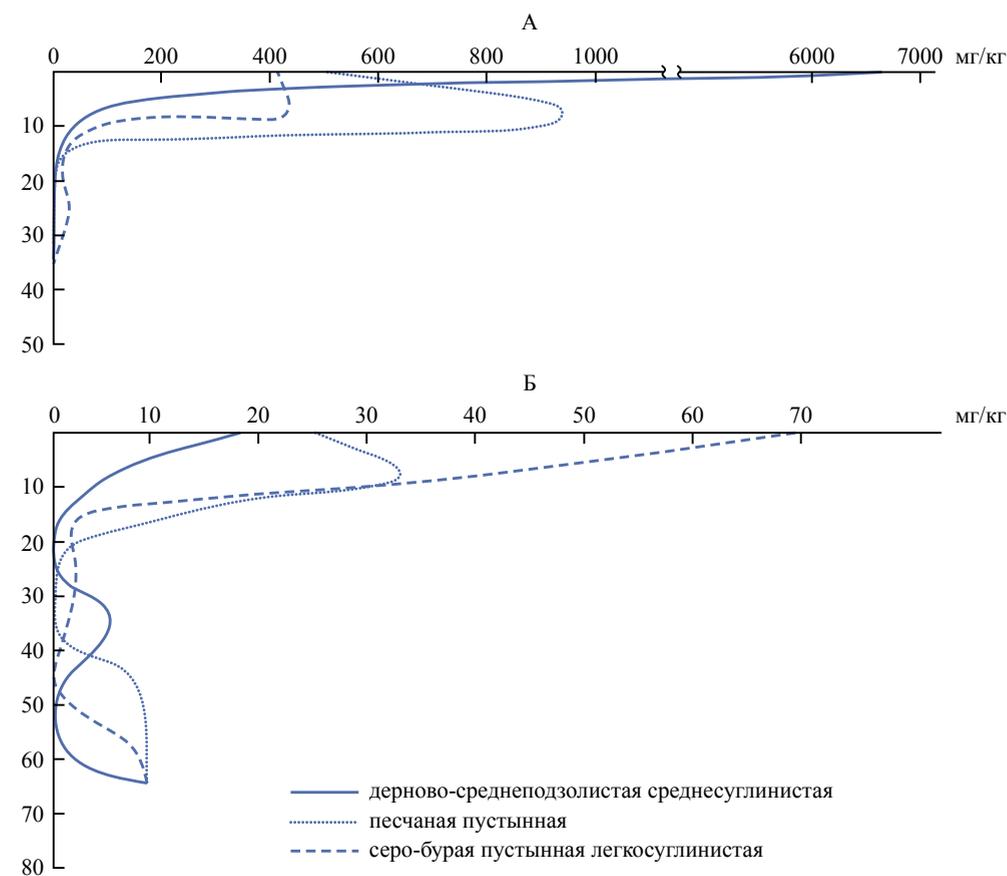


Рис. 6.6. Полевое моделирование загрязнения почвы НДМГ (Касимов с соавт., 2006): А – сутки после загрязнения, Б – год после загрязнения

в 1,5–2 раза. Анализ динамики содержания НДМГ в растениях показал, что тимофеевка продолжала накапливать НДМГ в течение всех четырех месяцев вегетации, тогда как содержание НДМГ в люцерне достоверно не менялось.

Моделирование поступления НДМГ в растения с атмосферными осадками показало, что резкое увеличение содержания НДМГ наблюдается сразу после внесения и затем постепенно снижается. Наибольшие видовые различия в накоплении загрязнителя наблюдаются в первые три дня (содержание НДМГ для тимофеевки 46,5 мг/кг, а для люцерны 35,1 мг/кг). Через два месяца межвидовые различия в концентрации НДМГ в растениях были недостоверны.

Изучение реакции растений на загрязнение НДМГ в естественных аридных ландшафтах проводилось на модельных площадках с разными растительными ассоциациями: злаковой, полынной, коклековой и солянковой на песчаных пустынных и бурых пустынно-степных почвах.

Анализ морфологических признаков не выявил наличия химических повреждений тканей исследованных видов растений ни для одной из задаваемых нагрузок НДМГ. НДМГ обнаруживается при аэрогенном поступлении и его количество не превышает 1,15–2,9 мг/кг. Видовые особенности накопления НДМГ в растениях не выявлены.

Низкий уровень содержания НДМГ в фитомассе по сравнению с растениями гумидных ландшафтов, возможно, объясняется особенностями строения покровных тканей растений аридной зоны, обеспечивающими сохранение в них влаги и, затрудняющими водный обмен через эпидерму.

Таким образом, в исследованном диапазоне нагрузок НДМГ слабо накапливается в растениях гумидных и аридных ландшафтов, что, по-видимому, объясняется его высокой способностью к трансформации в процессе метаболизма.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Загрязнение биосферы заставляет искать новые, междисциплинарные подходы к изучению процессов миграции и концентрации широкого спектра поллютантов в природных, природно-техногенных и техногенных ландшафтах (экосистемах, геосистемах и др.). Одним из таких направлений является *экогеохимия ландшафтов*, исследующая поведение химических элементов и их соединений в элементарных и каскадных ландшафтно-геохимических системах локальной и региональной размерности, в которых наиболее ярко проявляется загрязняющее воздействие от техногенных источников.

Развитие экогеохимии ландшафтов в ближайшее время, наряду с уже сложившимися разделами (геохимия городских, горнопромышленных, сельскохозяйственных и других природно-техногенных ландшафтов), будет происходить в следующих направлениях.

- Дальнейшая разработка теории и методологии экогеохимии ландшафтов на основе применения более современных химико-аналитических методов, использования эколого-геохимических и ландшафтно-геохимических методов для более широкого, чем сейчас (тяжелые металлы, ряд органических загрязняющих веществ, например ПАУ, пестициды, биогены и др.) спектра поллютантов для лучшего понимания их миграции и метаболизма в ландшафтах, использования геоинформационных и дистанционных технологий, математического моделирования при эколого-геохимических оценках состояния окружающей среды.

- Изучение механизмов миграции, трансформации и аккумуляции поллютантов в ландшафтах разных природных зон путем целенаправленного изучения форм нахождения химических элементов, их поведения на геохимических барьерах, развитие представлений о геохимической полиструктурности ландшафтов, локальных и региональных биогеохимических циклах, перехода от инвентаризационного подхода (выявление техногенных аномалий) к балансово-динамическому, позволяющему оценить изменения структуры потоков загрязняющих веществ во времени и пространстве.

- Более широкое применение эколого-геохимических методов для оценки влияния твердых и жидких промышленных и бытовых отходов на окружающие ландшафты.

- Исследование токсичности поллютантов для организмов в различных ландшафтно-геохимических условиях с особым вниманием к экогеохимии аквальных ландшафтов как конечных звеньев каскадных систем разной размерности (устья и дельты рек и др.), где создаются реальные и потенциальные предпосылки для аккумуляции загрязняющих веществ.

- На обширном фактическом геохимическом материале должны быть оценены экологические функции различных ландшафтов и слагающих их взаимодействующих компонентов – растений, почв, поверхностных и грунтовых вод, микроорганизмов, горных пород. Особое внимание должно быть уделено биогеохимическим функциям микроорганизмов как основных создателей и деструкторов органических и органо-минеральных соединений. Их роль в экогеохимии ландшафтов до сих пор недостаточно учитывалась.

- Эколого-геохимические последствия изменений климата и их влияние на поведение загрязняющих веществ в условиях меняющейся ландшафтно-геохимической обстановки (потепление – похолодание, обводнение – иссушение, засоление – рассоление).
- Эколого-геохимические исследования должны быть в большей степени ориентированы на оценку качества среды обитания человека, быть неременной составной частью медико-экологических исследований территорий для получения более полных представлений о связи техногенного загрязнения среды и здоровья населения.
- И, наконец, эколого-геохимические исследования должны явиться составной частью методов и процедур оценки экологического риска функционирования отдельных предприятий, городов и регионов для научно-обоснованного принятия управленческих решений.

ЛИТЕРАТУРА

- Агроэкология. Под ред. В.А. Черникова и А.И. Чекереса. М.: Колос, 2000, 536 с.
- Агрогенная эволюция черноземов. Воронеж: Изд-во Воронежского ун-та, 2000, 412 с.
- Авессаломова И.А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987, 108 с.
- Авессаломова И.А., Дьяконов К.Н. Геохимические аспекты осушительной мелиорации в долинно-зандровых ландшафтах Мещеры (закономерности водной миграции химических элементов) // Вестник Моск. ун-та, сер. Геогр., 1983, № 3, с. 46–54.
- Авессаломова И.А., Касимов Н.С. Геохимия ландшафтов горнорудных районов. В кн. География. Общество. Окружающая среда. Т. IV/ М.: Городец, 2004, с. 383–399.
- Александровская Е.И., Александровский А.Л. Историко-географическая антропохимия. М.: НИИ-Природа, 2003, 204 с.
- Алексеев В.А. Экологическая геохимия. М.: Логос, 2000, 627 с.
- Алексеев В.А., Алексеев А.В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. Ростов н/Д: Изд-во Южного федерального ун-та. 2013, 388 с.
- Аржанова В.С., Елпатьевский П.В. Геохимия ландшафтов и техногенез. Новосибирск: Наука, 1990, 196 с.
- Ачкасов А.И. Распределение микроэлементов в агроландшафтах Московской области. Авт-т канд. дисс. М.: МГУ, 1987, 24 с.
- Ачкасов А.И. Комплексная оценка качества сельскохозяйственных почв на основе агрогеохимического картирования. В сб.: Прикладная геохимия. Вып. 1. Геохимическое картирование. М.: ИМГРЭ, 2000, с. 144–160.
- Баргальи Р. Биогеохимия наземных растений. Пер. с англ. Под ред. Н.С.Касимова. М.: ГЕОС, 2005, 457 с.
- Батоян В.В., Вшивцев В.С., Касимов Н.С. и др. Биогеохимическая оценка состояния природной среды. Тр. Биогеохим. лаб. Т. 21. М.: Наука, 1990, с. 108–125.
- Башкин В.Н. Агрогеохимия азота. Пушино, ОНТИ НУБИ АН СССР, 1987, 270 с.
- Башкин В.Н., Касимов Н.С. Биогеохимия. М.: Научный мир, 2004, 648 с.
- Безуглая Э.Ю. Чем дышит промышленный город. Л.: Гидрометеиздат, 1991, 254 с.
- Безуглая Э.Ю., Смирнова И.В. Воздух городов и его изменения. СПб, 2008.
- Белякова Т.М., Гусейнов А.Н., Понарина М.В. Эколого-геохимические особенности городских ландшафтов в центрах металлургического производства. – Географическое прогнозирование и охрана среды. Под ред. Т.В. Звонковой и Н.С. Касимова. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990, с. 75–83.
- Битюкова В.Р. Социально-экологические проблемы развития городов России. М.: Едиториал УРСС, 2009, 448 с.
- Битюкова В.Р., Касимов Н.С., Власов Д.В. Экологический портрет российских городов. Экология и промышленность России. 2011, № 4, с. 6–18.
- Бортникова С.Б., Гаськова О.Л., Айриянец А.А. Техногенные озера: формирование, развитие и влияние на окружающую среду. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2003, 120 с.
- Бушмарин А.Б., Ласких Б.М., Пимкин В.Г., Соловьев В.В., Царева О.А. Комплексная экологическая оценка районов падения отделяющихся частей ракет-носителей на полигоне «Плесецк» // Экологические аспекты воздействия компонентов жидкого

ракетного топлива на окружающую среду. – С-Пб, РНЦ «Прикладная химия», 1996, с. 8.

Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. Л.: Гидрометеиздат, 1985, 184 с.

Величкин В.И., Чуднявцева И.И. Ландшафтно-геохимические исследования при оценке радиоэкологического состояния окружающей среды в зоне урандобывающего и перерабатывающего комплекса (на примере Стрельцовского Мо-У рудного поля). Геоэкология, 2009, № 2, с. 99–114.

Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры. – Геохимия, 1962, № 7, с. 555–571.

Волкова В.Г., Давыдова Н.Д. Техногенез и трансформация ландшафтов. Новосибирск: Наука, 1987, 190 с.

Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.И., Флоровская В.Н. и др. Геохимия полициклических ароматических углеводородов в горных породах и почвах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1996, 190 с.

Геннадиев А.Н., Солнцева Н.П., Герасимова М.П. О принципах группировки и номенклатуры техногенно-измененных почв. Почвоведение, 1992, № 2, с. 49–60.

Геохимия ландшафтов рудных провинций. М.: Наука, 1982, 261 с. Авт.: Перельман А.И., Борисенко Е.Н., Касимов Н.С. и др.

Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990, 335 с. Авт.: Саэт Ю.Е. и др.

Герасимов А.В., Федоров В.А. Череповец (черная металлургия). Равнинные ландшафты. В кн.: Экогеохимия городских ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1995, с. 153–177.

Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы. Смоленск: Ойкумена, 2003, 268 с.

Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследования природных ландшафтов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1964, 230 с. 2-е изд. Смоленск-Москва: Ойкумена, 2002, 288 с.

Глазовская М.А. Технобиогеомы – исходные физико-географические объекты ландшафтно-геохимического прогноза. – Вестн. Моск. ун-та. Сер. геогр., 1972, № 6.

Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1997, 102 с.

Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988, 324 с.; 2-е изд. М.: Географический ф-т МГУ, 2007, 350 с.

Глазовская М.А., Горюнова В.Б. Техногенные потоки тяжелых металлов в ландшафтно-геохимической системе побережье – морская бухта (Восточный Сихотэ-Алинь) // Геохимия тяжелых металлов в природных и техногенных ландшафтах. М., 1983, с. 132–133.

Глазовская М.А., Макунина А.А., Павленко И.А., Божко М.Г., Гаврилова И.П. Геохимия ландшафтов и поиски полезных ископаемых на Южном Урале. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1961, 182 с.

Глазовский Н.Ф. Техногенные потоки веществ в биосфере. В кн.: Добыча полезных ископаемых и геохимия природных экосистем. М.: Наука, 1982, с. 7–28.

Глазовский Н.Ф. Современное соленакопление в аридных областях. М.: Наука, 1987, 192 с.

Голосов В.Н. Эрозионно-аккумулятивные процессы в речных бассейнах освоенных равнин. М.: ГЕОС, 2006, 296 с.

Давыдова Н.Д. Техногенная трансформация топогеосистем при воздействии пылегазовых эмиссий. Авт-т докт. дисс., Иркутск, 2001, 55 с.

Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М.: Академия, 2003, 400 с.

Добыча полезных ископаемых и геохимия природных экосистем. Под ред. М.А. Глазовской. М.: Наука, 1982, 272 с.

Дончева А.В. Ландшафт в зоне воздействия промышленности. М.: Лесная промышленность, 1978, 95 с.

Елпатьевский П.В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных геосистемах. М.: Наука, 1993, 253 с.

Ермаков В.В. Геохимическая экология как следствие системного изучения биосферы // Проблемы биогеохимии геохимической экологии. Тр. Биогеохим. лаб. Т. 23. М.: Наука, 1999, с. 152–183.

Зайдельман Ф.Р. Генезис и экологические основы мелиорации почв и ландшафтов. М.: Изд-во КГУ, 2009, 720 с.

Иоффе Б.В., Кузнецов М.А., Потехин А.А. Химия органических производных гидразина. Л.: Химия, 1979, 224 с.

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989, 436 с.

Касимов Н.С. Геохимия степных и пустынных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1988, 254 с.

Касимов Н.С., Власов Д.В. Технофильность химических элементов в начале XXI века. – Вестник Моск. ун-та. Сер. География. 2012, № 1, с. 15–22.

Касимов Н.С., Гребенюк В.Б., Королева Т.В., Проскураков Ю.В. Поведение компонентов ракетного топлива в почвах, водах и растениях. – Почвоведение, 1994, № 9, с. 110–120.

Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Власов Д.В., Терская Е.В. Геохимия снежного покрова в Восточном округе Москвы. Вестник Моск. ун-та. Сер. География. 2012, № 4, с. 14–24.

Касимов Н.С., Кречетов П.П., Королева Т.В. Экспериментальное изучение поведения ракетного топлива в почвах // Доклады РАН, 2006, т. 408, № 5, с. 668–670.

Касимов Н.С., Пенин Р.Л. Геохимическая оценка состояния ландшафтов речного бассейна по донным отложениям. В. сб.: «Мониторинг фонового загрязнения природных сред». Вып. 7. Л.: Гидрометеиздат, 1991, с. 204–213.

Классификация и диагностика почв России. Отв. ред. Г.В. Добровольский. – Смоленск: Ойкумена, 2004, 342 с.

Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974, 300 с.

Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985, 263 с.

Козловский Ф.И. Современные естественные и антропогенные процессы эволюции почв. М.: Наука, 1991, 196 с.

Колотов Б.А. Гидрогеохимия рудных месторождений. М.: Недра, 1992, 192 с.

Кондратьев А.Д., Кречетов П.П., Королева Т.В. Обеспечение экологической безопасности при эксплуатации районов падения отделяющихся частей ракет-носителей. М.: Пеликан, 2007, 80 с.

Кравцова В.И. Космические снимки и экологические проблемы нашей планеты. – М.: ИТЦ «Сканэкс». 2011, 254 с.

Крайнов С.Р. Геохимия редких элементов в подземных водах. М.: Недра, 1973, 296 с.

Кудеярова А.Ю. Фосфатогенная трансформация почв. М.: Наука, 1995, 288 с.

Куракова Л.И. Антропогенные ландшафты. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1976, 216 с.

- Курбатова А.С. Ландшафтно-экологический анализ формирования градостроительных структур. Москва-Смоленск: Маджента, 2004, 398 с.
- Ландшафтно-геохимические основы фонового мониторинга природной среды. Под ред. М.А. Глазовской и Н.С. Касимова. М.: Наука, 1989, 264 с.
- Левинсон А. Введение в поисковую геохимию М.: Мир, 1976, 499 с.
- Лукина Н.В., Полянская Л.М., Орлова М.А. Питательный режим почв северотаежных лесов. М.: Наука, 2008, 342 с.
- Лычагин М.Ю. Геохимия пустынно-тугайных ландшафтов. Авт-т канд. дисс. М.: МГУ, 1994, 27 с.
- Лычагин М.Ю., Касимов Н.С., Курьякова А.Н., Крооненберг С.Б. Геохимические особенности аквальных ландшафтов дельты Волги. – Изв. РАН. Сер. геогр. 2011, № 1, с. 100–113.
- Лычагина Н.Ю., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю. Биогеохимия макрофитов дельты Волги. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998, 84 с.
- Мажайский Ю.А., Гусева Т.М. Тяжелые металлы в экосистемах водосборов малых рек. М.: Изд-во МГУ, 2001, 138 с.
- Малые реки Волжского бассейна. Под ред. Н.И. Алексеевского. М.: МГУ. 1998, 234 с.
- Маркова Ю.Л. Оценка воздействия промышленности и транспорта на экосистему национального парка «Лосиный остров». Автореф. дисс. канд. геол.-минер. наук. М.: МГУ, 2003, 28 с.
- Мирошников А.Ю., Степанец О.В. Комплексная геохимическая барьерная зона (ГБЗ) Карского моря. Геохимия биосферы. Докл. Межд. конф. Смоленск: Ойкумена, 2006, 400 с.
- Моисеенко Т.И. Закисление вод: факторы, механизмы и экологические последствия. М.: Наука, 2003, 276 с.
- Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Гашкина Н.А. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши. М.: Наука, 2006, 261 с.
- Моисеенков О.В. Эколого-геохимический анализ промышленного города (на примере Тольятти). Авт-т канд. дисс. М.: МГУ, 1989, 24 с.
- Мотузова Г.В., Карпова Е.А. Химическое загрязнение биосферы и его экологические последствия. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2013, 304 с.
- Мур Дж.В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. М.: Мир, 1987, 286 с.
- Мырлян Н.Ф. Геохимия агроландшафтов Молдавии. Кишинев: Штиница, 1989, 78 с.
- Наумов А.В. Обзор мирового рынка редкоземельных металлов // Известия вузов, цветная металлургия, 2008, № 1, с. 22–31.
- Нефть и окружающая среда Калининградской области. Под ред. Ю.С. Каджояна и Н.С. Касимова. Москва-Калининград: Янтарный сказ, 2008, 360 с.
- Никифорова Е.М., Лазукова Т.Г. Новгород. В кн.: Экогеохимия городских ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1995, с. 129–152.
- Никифорова Е.М. Эколого-геохимическая оценка загрязнения тяжелыми металлами агроландшафтов Восточного Подмосковья. В кн.: Геохимия ландшафтов и география почв. Смоленск: Ойкумена, 2002, с. 185–211.
- Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е. Динамика загрязнения городских почв свинцом (на примере Восточного округа Москвы) // Почвоведение. 2007. № 8, с. 984–997.

- Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е. Полициклические ароматические углеводороды в городских почвах (Москва, Восточный округ). Почвоведение, 2011, № 9, с. 1114–1127.
- Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Касимов Н.С. Оценка загрязнения тяжелыми металлами почв Восточного округа г. Москвы (по данным 1989–2010 гг.). Инженерная геология. 2011, № 3, с. 34–45.
- Обухов А.И. и др. Научные основы разработки ПДК тяжелых металлов в почвах. – Тяжелые металлы в окружающей среде. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980, с. 20–28.
- Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975, 740 с.
- Опекунов А.Ю. Аквальный техноседиментогенез. Тр. ВНИИОкеанология. СПб.: Наука, 2005. Т. 208, 278 с.
- Опекунов А.Ю. Экологическая седиментология. СПб.: Изд-во С.-Петербург. ун-та. 2012, 224 с.
- Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высшая школа, 2002, 334 с.
- Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрель, 1999, 768 с.
- Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводов в окружающей среде. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993, 208 с.
- Поликарпочкин В.В. Вторичные ореолы и потоки рассеяния. Новосибирск: Наука, 1976, 407 с.
- Полынов Б.Б. Избранные труды. М.: Изд-во АН СССР, 1956, 751 с.
- Попутников В.О. Тенденция антропогенной трансформации автоморфных почв территорий городских парков и прилегающих жилых кварталов. Автореф. на соиск. уч. ст. канд. биол. наук, М.: МГУ имени М.В. Ломоносова, 2011, 26 с.
- Прикладная геохимия. Вып. 1. Геохимическое картографирование. М.: ИМГРЭ, 2000, 176 с.
- Проблемы зарождения и эволюции биосферы. Под ред. Э.М.Галимова. М.: Либерком, 2008.
- Прокофьева Т.В., Попутников В.О. Антропогенная трансформация почв парка «Покровское-Стрешнево» (Москва) и прилегающих жилых кварталов. Почвоведение, 2010, № 6, с. 748–758.
- Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеиздат, 1988, 224 с.
- Семячков А.И., Парфенова Л.П., Почечун В.А., Копенкина О.А. Теория и практика ведения локального экологического мониторинга окружающей среды меднорудных горно-металлургических комплексов / Под ред. А.И. Семячкова. Екатеринбург: Институт экономики УрО РАН, 2008, 225 с.
- Соколова Г.А., Дронова Т.Я., Толпешта И.И., Иванова С.Е. Взаимодействие лесных суглинистых подзолистых почв с модельными кислыми осадками и кислотнo-основная буферность подзолистых почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001, 208 с.
- Солнцева Н.П. Геохимическая устойчивость природных систем к техногенезу (Принципы и методы изучения. Критерии прогноза) // Добыча полезных ископаемых и геохимия природных экосистем. М.: Наука, 1982, с. 181–216.
- Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998, 376 с.
- Солнцева Н.П. Эволюционные тренды почв в зоне техногенеза. Почвоведение, 2002, № 1, с. 9–20.
- Сорокина О.И. Тяжелые металлы в ландшафтах г. Улан-Батора. Дисс. на соиск. уч. ст. канд. геогр. наук., М.: МГУ имени М.В. Ломоносова, 2013, 144 с.

Сорокина О.И., Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Голованов Д.Л., Бажа С.Н., Доржготов Д., Энх-Амгалан С. Тяжелые металлы в воздухе и снежном покрове Улан-Батора // География и природные ресурсы, 2013, № 13, с. 159–179.

Строганова М.Н. Городские почвы: генезис, систематика и экологическое значение. Авт-т докт. дисс. М.: МГУ, 1998, 71 с.

Тарасова Н.И., Кузнецов В.А. Химия окружающей среды: атмосфера. М.: Академкнига, 2007, 228 с.

Уфимцева М.Д., Терехина Н.В. Фитоиндикация экологического состояния урбогеосистем Санкт-Петербурга. СПб.: Наука, 2005, 339 с.

Учватов В.П. Геохимические потоки и геохимический баланс тяжелых металлов как показатель устойчивого ландшафта к техногенным нагрузкам. В кн.: Почвы, биогеохимические циклы и биосфера. Под ред. Н.Ф. Глазовского. М.: КМК, 2004, с. 179–199.

Учватов В.П., Глазовский Н.Ф. Трансформация химического состава природных вод в лесном ландшафте. Изв. АН СССР, сер. географ., 1984, № 1, с. 101–109.

Ферсман А.Е. Геохимия. Т. I–V. Изд-во АН СССР, 1955, 1958, 1959.

Хованский А.Д. Геохимия аквальных ландшафтов. Ростов-на-Дону, Изд-во Рост. ун-та, 1993, 240 с.

Хомич В.С., Какарека С.В., Кухарчик Т.И. Экогеохимия городских ландшафтов Белоруссии. Минск: Минск НИП-проект, 2004, 260 с.

Чуднявцева И.И., Самонов А.Е. Радиогеохимия ландшафтов ураново-рудных провинций. География, общество, окружающая среда. Т. IV. Природно-антропогенные процессы и экологический риск. Изд-во Городец, 2004, с. 399–416.

Шулькин В.М. Металлы в экосистемах морских мелководий. Владивосток: Дальнаука, 2004, 380 с.

Экогеохимия городских ландшафтов. Под ред. Н.С. Касимова. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1995, 336 с.

Экологический мониторинг ракетно-космической деятельности. Принципы и методы / Под ред. Н.С. Касимова и О.А. Шпигуна. М.: Рестарт, 2011, 472 с.

Экологический мониторинг поведения ракетно-космической деятельности // Касимов Н.С., Кондратьев А.Д., Королева Т.В., Кречетов П.П., Неронов В.В., Попик М.В., Смоленков А.Д., Фадеев А.С., Черницова О.В., Шпигун О.А. М.: Рестарт, 2011, 472 с.

Эмсли Дж. Элементы. М.: Мир, 1993, 256 с.

Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях. Екатеринбург: УрО РАН, 2005, 655 с.

Янин Е.П. Экологическая геохимия горнопромышленных территорий. М.: Геоинформмарк, 1993, 50 с.

Янин Е.П. Введение в экологическую геохимию. М.: ИМГРЭ, 1999, 66 с.

Янин Е.П. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек. М.: ИМГРЭ, 2002, 52 с.

Янин Е.П. Промышленная пыль в городской среде (геохимические особенности и экологическая оценка). М.: ИМГРЭ, 2003, 82 с.

Ярошевский А.А. Распространенность химических элементов в земной коре. Геохимия, 2006, № 1, с. 54–62.

Aerosol chemical processes in the environment. Ed. by K.P. Spurng. – Boca Raton: CRC Press, 2000. – 600 p.

Bashkin V.N. Modern Biogeochemistry. Kluwer Acad.Publ.: Dordrecht-Boston-London, 2002. – 561 pp.

Bashkin V.N. Environmental Chemistry: Asian Lessons. Kluwer Acad.Publ.. Dordrecht-Boston-London. 2003. – 472 pp.

Birke M. and Rauch U. Urban geochemistry: investigations in the Berlin metropolitan area. Environmental Geochemistry and Health. 2000, Vol. 22. – P.233-248.

Biogeochemistry of Pollutants in Soils and Sediments. W.Salomons and W.M.Stigliani (Eds), Springer-Verlag: Berlin-Heidelberg-NewYork: 1995, – 352 p.

Bityukova V.R., Kasimov N.S. Atmospheric pollution of Russia's cities: Assessment of emissions and immissions based on statistical data. Geofizika, 2012. Vol. 29, N 1. – P.53-67.

Collins A.L., Walling D.E. Selecting fingerprint properties for discriminating potential suspended sediment sources in river basins, Journal of Hydrology, 2002. Vol. 261, – P.218-244.

Concepts and Applications in Environmental Geochemistry. Ed. D. Sarkar, R. Datta and R. Hannigan, Elsevier, Amsterdam and others, 2007. – 761 p.

Facchini M.C. et al. The chemistry of sulfur and nitrogen species in a fog system: A Multiphase approach // Tellus. 1992. 44B, – P. 505-521.

Fortescue J.A.C. Environmental Geochemistry. A Holistic Approach. New York-Heidelberg-Berlin: Springer Verlag, 1980, – 347 pp.

Freedman B., Hutchinson T.C. Sources of metal and elemental contaminants of terrestrial environments // Effect of heavy metal pollution on plants: Metals in the environment. Vol 2 / Ed. by N.W. Lepp. – London: Applied Science Publ., 1981. – P.35-94.

Geochemical Atlas of Europe / Ed. by R. Salminen. – Espoo: Geological Survey of Finland, 2005. – URL: <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/>

Gibson, Farmer. Chemical partitioning of trace metal contaminants in urban street dust. The Science of the Total Environment. Vol. 33, 1984, – 49 p.

Grgić I. Metals in aerosols // Environmental chemistry of the aerosols / Ed. by I. Colbeck. – Blackwell Publishing, 2008. – P. 117-141.

Hannigan R. What goes comes around: Today's environmental geochemistry. In: Concepts and Applications in Environmental Geochemistry. Ed. D. Sarkar, R. Datta and R. Hannigan, Elsevier, Amsterdam and others, 2007, – P. 1-6.

He Z.L., Zhang M.K., Calvert D.M., Stoffella P.J., Yang X.E., Yu S. Transport of heavy metals in surface runoff from vegetable and citrus fields // Soil Science Society of America Journal. 2004. Vol. 68. N 5. – P. 1662-1669.

Kabata-Pendias A., Pendias H. Biogeochemistry pierwiastkow sladowych. PWN, Warszawa, 1999, 398 s.

Kasimov N.S., Vlasov D.V. Geochemical factors of technogenesis in the World and different countries. Geography. Environment. Sustainability. 2013, N 4, in press.

Kelly J., Thornton J. Urban geochemistry: A study of the influence of antropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. Appl. Geochem., 1996, 11, P. 363-370.

Key World Statistics. International Energy Agency, 2010. – 80 p.

Little P., Martin M.H. A survey of zinc, lead and cadmium in soil and natural vegetation around a smelting complex. Envir. Pollut, 1972, № 3, – P.241-254.

Marmiroli N., Maestri E. Health implications of trace elements in the environment and the food chain // Trace elements as contaminants and nutrients: Consequences in ecosystems and human health / Ed. by M.N.V. Prasad. – Hoboken: John Wiley & Sons, 2008. – P. 23-53.

Marx S.K., McGowan H.A. Long-distance transport of urban and industrial metals and their incorporation into the environment: sources, transport pathways and historical trends

- // Urban airborne particulate matter: origin, chemistry, fate and health impacts / Ed. by F. Zereini, C.L.S. Wiseman. – Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, 2011. – P. 103-124.
- Mapping the chemical environment of urban areas. Ed. by C.C. Johnson, A. Demetriades, J.Locutura, R.T. Ottesen. Wiley – Blackwell, 2011, – 634 p.
- Newman M.C. Fundamentals of ecotoxicology. CRC Press, 2009, – 571 p.
- Mineral Commodity Summaries // U.S. Geological Survey, 1999-2010. Электронный ресурс – <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/>
- Nikiforova E.M., Kosheleva N.E. Dynamics of Contamination of urban Soils with Lead in the Eastern District of Moscow. Eurasian Soil Science, 2007, Vol. 40, N 8, – P.880-892.
- O'Geen A.T., Budd R., Gan J., Maynard J.J., Parikh S.J., Dahlgren R.A. Mitigating non-point source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands // Advances in Agronomy. 2010. Vol. 108. – P. 1-76.
- Pacyna J.M. Source inventories for atmospheric trace metals // Atmospheric particles. IUPAC series on analytical and physical chemistry of environmental systems. Vol. 5 / Ed. by R.M. Harrison, R.E. van Grieken. – Chichester: John Wiley & Sons, 1998. – P. 385-423.
- Pagano P., De Zaiacomo T., Scarcella E., Bruni S., Calamosca M. Mutagenic activity of total and particle-sized fractions of urban particulate matter // Environmental Science & Technology. Vol. 30. 1996. – P. 3512-3516.
- Quinton J.N., Catt J.A. Enrichment of heavy metals in sediment resulting from soil erosion on agricultural fields // Environmental Science & Technology. 2007. Vol. 41. – P. 3495-3500.
- Rose S., Shea J.A. Environmental geochemistry of trace metal pollution in urban watersheds. In: Concepts and Applications in Environmental Geochemistry. Ed. D. Sarkar, R. Datta and R. Hannigan. Elsevier, Amsterdam and others, 2007, – P. 99-131.
- Ross S.M. Toxic metals in soil – plant systems. New York: John Wiley & Sons, 1999, – 484 p.
- Salomons W., Förstner U. Metals in the hydrocycle. Springer-Verlag: Berlin-Heidelberg-New York-Tokyo, 1984, – 350 pp.
- Salvia-Cestellvi M., Iffly J.F., Borghet P.V., Hoffman L. Dissolved and particulate nutrient export from rural catchments: A case study from Luxembourg // Science of the Total Environment. 2005. N 344. – P. 51-65.
- Schlesinger W.H., E.S. Bernhardt. Biogeochemistry. An Analysis of Global change. 3rd ed., 2013, Academic Press, 634 pp.
- Stigliani W.M., Jaffe P.R., Anderberg S. Heavy metal pollution in the Rhine Basin, Env. Sci. Technol. Vol. 27, 1993. – P.786-793.
- Tager I.B. Health effects of aerosols: Mechanisms and epidemiology // Aerosols Handbook. Measurement, dosimetry, and health effects / Ed. by L.S. Ruzer, N.H. Harley. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – P. 619-696.
- Technogenic Soils Atlas. Ed. by P. Charzyński, M. Markiewicz, M. Switoniak. Polish Society of Soil Science. Toruń, 2013, – 167 pp.
- Technogenic Soils of Poland. Ed. by P. Charzyński, P. Hulisz, R. Bednarek. Polish Society of Soil Science, Toruń, 2013, – 357 pp.
- The National Emissions Inventory. 2008 National Emissions Inventory Data // USEPA, Technology Transfer Network Clearinghouse for Inventories & emissions Factors, 2012. – URL: <http://www.epa.gov/ttn.chief/net/2008inventory.html>
- The World Atlas of Atmospheric Pollution. Ed. by R.S. Sochi. – Anthem Press, 2008. – 144 pp.

- Telmer K., Bonham-Carter G.E., Kliza D.A., Hall G.E.M. The atmospheric transport and deposition of smelter emissions: Evidence from the multi-element geochemistry of snow, Quebec, Canada // Geochimica et Cosmochimica Acta. Vol. 68. N 14. 2004. – P.2961-2980.
- Turer D., Maynard J.B., Sansalone J.J. Heavy metal contamination in soils of urban highways: comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio // Water, Air and Soil Pollution. 2001. Vol. 132. – P. 293-314.
- Urban airborne particulate matter: origin, chemistry, fate and health impacts. Ed. by F. Zereini, C.L.S. Wiseman. Springer-Verlag Berlin, 2001, – 656 p.
- Vanni M.J., Renwick W.H., Headworth J.L., Auch J.D., Schaus M.H. Dissolved and particulate nutrient flux from three adjacent agricultural watersheds: A five-year study // Biogeochemistry. 2001. Vol. 54. – P. 85-114.
- Viklander M. Urban snow deposits – pathways of pollutants // Science of the Total Environment. N 189/190. 1996. – P. 379-384.
- Viklander M. Substances in urban snow. A comparison of the contamination of snowing different parts of the city of Lulea, Sweden // Water, Air and Soil Pollution, 1999. Vol. 114. – P.377-394.
- Walker C.H., Sibly R.M., Hopkin S.P., Peakall D.B. Principles of Ecotoxicology. CRC Press. 2012. – 360 p.
- Walker T.R., Young S.D., Crittenden P.D., Zhang H. Anthropogenic metal enrichment of snow and soil in north-eastern European Russia. Environmental Pollution, 2003. Vol. 121, – P. 11-21.
- Wedepohl K.H. The composition of the continental crust // Geochim. et Cosmochim. Acta. 1995. Vol. 59. N 7. – P. 1217-1232.
- Winkels H.J. Contaminant variability in a sedimentation area of the river Rhine. Van Zee tot Land 64, Lelystad, 1997, – 161 pp.
- Winkels H.J., Kroonenberg S.B., Lychagin M.Y., Martin G., Rusakov G.V., Kasimov N.S. Geochronology of priority pollutants in sedimentation zones of the Volga and Danube delta in comparison with the Rhine delta // Applied Geochemistry, 1998. Vol. 13. N 5. – P. 581-591.
- Wei S., Zhou Q. Trace elements in agro-ecosystems // Trace elements as contaminants and nutrients: Consequences in ecosystems and human health / Ed. by M.N.V. Prasad. – Hoboken: John Wiley & Sons, 2008. – P. 55-79.

PREFACE

In the last third of the XX century the degradation of the environment attracted more and more attention of scientists, followed by decision-makers in both political and economic spheres. The UN Conference on Human Environment in Stockholm (1972), the Report of the World Commission on Environment and Development "Our Common Future" (1987) stressing the need of transition to the sustainable development; the UN Conference on Environment and Development in Rio De Janeiro (1992) where the "Agenda for the XXI century" – a plan of actions to achieve the environmentally sustainable development – was accepted; the World Summit on Sustainable Development in Johannesburg (2002), as well as other international agreements and national documents in the field of environment became important milestones of gaining the awareness of the environmental problems produced by the uncontrolled economic development.

As a result, a specific interdisciplinary cycle of sciences concerning the environment (Environmental Sciences) has been formed within traditional natural, social and technical sciences focusing on the anthropogenic impact on the environment in its diverse aspects.

In chemistry, for example, a complex of research areas emerged aimed at studying the human-induced chemical processes in the environment; these areas comprise Environmental Chemistry, Ecotoxicology, and very special Green Chemistry concerned with the production of environment-friendly chemical products. A geosphere approach is substantially characteristic of the environmental chemistry, which is subdivided into chemistry of the atmosphere, chemistry of the hydrosphere, etc.

The biosphere concept in biology raised the importance of ecology perceived as the science studying the interaction of living organisms with their environment. Ideas of "ecosystem" as a unit of the structural organization of the biosphere any hierarchical level became the key concept. It is due to the multidisciplinary character of environmental issues that the term "ecology" has considerably lost its bioecological essence (an organism – the environment), particularly in Russia, and turned into a rather loose mixture of research lines within different sciences which are dealing with the human-induced changes occurring in all geospheres of the Earth (not just the biosphere). Such broad understanding of ecology as a science, on the one hand, makes its research object rather vague, whereas it better corresponds to the cycle of sciences about the environment which has developed in the world (environmental sciences, rather than ecology), on the other hand.

Within the Earth's sciences, the evolution of the biosphere doctrine became obvious already during the lifetime of V.I. Vernadsky, who created (as he wrote in 1935) a new broad branch of geochemistry – Biogeochemistry; he forwarded its basic concepts on the uppermost importance of biogenic migration of chemical elements performed by living organisms. It is already clear now the biogeochemistry expanded beyond the limits of its parental science, namely, geochemistry, which to a large extent remains geologically oriented, and became a principal conceptual basis of many research lines dealing with chemical. Biogeochemical became a principal conceptual basis for many

research lines dealing with chemical, biogeochemical and geochemical changes in the Earth's biosphere (Schlesinger, 2013).

The modern understanding of the biosphere is not just the medium of life and a particular geosphere of the Earth, along with the atmosphere, the hydrosphere and the lithosphere. It is regarded as a global biomineral system, where the inert substance in solid, liquid and gas phases co-exist with diverse living organisms and their metabolites (Perel'man, 1977; Dobrovolsky, 2003, etc.). Nowadays, the evaluation of the role of living matter in the Earth's evolution has strongly changed. The evidence of its participation in geological processes at the earliest stage of the Earth's evolution (Problems ..., 2008) confirms Vernadsky's view of life as a planetary, geological, and also geosphere-biosphere phenomenon if we consider the emergence and evolution of humanity.

In the middle of the XX century, the advances in geochemistry, biogeochemistry and soil science, along with the formation of the landscape science, gave impetus to the emergence of a new research area – the Landscape Geochemistry, which objective is migration of chemical elements in landscapes (Polynov, 1956; Perel'man, 1975; Glazovskaya, 1964, 1988). At the first stages, the development of the theory and methodology of landscape geochemistry was related to the studies of natural landscapes, while its applied issues derived from the geochemical exploration of ore deposits (Glazovskaya et al., 1961; Landscape geochemistry..., 1983, etc.).

Owing to the works of M.A. Glazovskaya, A.I. Perel'man and V.V. Dobrovolsky, the landscape geochemistry was among the pioneer natural science that later turned to studying the technogenic geochemical transformation of landscapes. Practically at the same time within the biogeochemistry itself, another research line originated – the Geochemical Ecology based on the investigations of V.V. Kowalski (1973) and his followers. Its essence was the insight into the response of animals and plants to the changes in the geochemical conditions and in the concentrations of chemical elements in waters, sediments and soils. V.V. Ermakov was absolutely right saying that landscape geochemistry and geochemical ecology are mutually complementary, since they use two approaches, (landscape-geochemical and biogeochemical) to the investigation of environmental problems (1993).

The theory and practice of geochemical exploration of economic minerals, which reached its peak in the 1960-80-ies, became a methodological starting point for the geochemical studies of environment pollution, and hence, for the progress of a new research line – geochemistry of the environment, created in the late 1970-ies mainly by the works of Yu.E. Sayet and his followers well known in our country. The main objects of such environmental impact assessment were the large industrial cities (Moscow, Yerevan), as well as medium and small industrial centers of the country. This research line became known abroad as Environmental Geochemistry. It is to a certain degree a hybrid of geochemistry and biogeochemistry (Hannigan, 2007), but more focused on the assessment of the geochemical effects of mining on the environment, and also on evaluating pollution of soils, surface and ground waters (Concepts ..., 2007; Rose, Shea, 2007).

In the USA, the ecogeochemical investigations started within the framework of “Environment and Health” problem, which was similar to the works of Yu.E. Sayet and B.A. Revich. A special scientific association of Environmental Geochemistry and Health was established for this purpose. The studies on urban environment geochemistry, aimed at identification of technogenic geochemical anomalies, were mainly of inventory and assessment type (Kelly, Thornton, 1996).

The methodology of environmental geochemistry was widely adopted in our country. Environmental-geochemical assessments of the dozens of cities and other sources of anthropogenic impact on the environment were performed in many regions. E.P. Yanin suggested the term Ecogeochemistry, and considered the main conceptual and methodological aspects of this new line of research (1993, 1999).

Being closely related to other environmental sciences by the common object (the Earth's surface) and methods (chemical, geochemical), the landscape geochemistry is different in terms of methodology. The former sciences investigate the chemical composition of geospheres (the atmosphere, the lithosphere, the hydrosphere, and the biosphere) and its global changes caused by human activities, while the methodology of landscape geochemistry presumes an integrated analysis of technogenic fluxes of matter in the intact landscape-geochemical systems, mostly at local and regional levels.

The landscape-geochemical analysis of the sources of impact and the status of the environment of individual regions is tending more towards studying migration of pollutants in landscapes, contribution of natural phenomena to the technogenic fluxes transformation, metabolism of pollutants in landscapes as affected by the zonal, provincial, of regional and local features of the territories, than towards the inventory and assessment of pollution.

In the 1970-ies, a new objective for the landscape geochemistry application – solving environmental pollution problems - emerged providing for its rapid progress and formation of its today's major division: geochemistry of technogenic landscapes or Ecogeochemistry of Landscapes. Further, we will use the latter name of this line of research in this book.

The ecogeochemistry of landscapes studies distribution, migration, transformation and accumulation of polluting substances (heavy metals, hydrocarbons, etc.) in the landscapes of various taxonomical levels – from regional to local. Its important component is the investigation of responses of biomineral landscape systems to the technogenic impact, namely, modification of their geochemical structure and functioning – the key indicator of change of the state of natural geosystems and their resistance to the technogenic impact.

The theory and methodology of ecogeochemistry of landscapes began as early as in the late 1960-ies with the publications of M.A. Glazovskaya (1968, 1972) on technogenesis, landscape-geochemical forecasting and technobiogeomes (specific physiographic areas with similar response to environment pollution with organic and mineral substances). A full-scale realization of this approach was undertaken in the fundamental monographs of M.A. Glazovskaya and her followers (Technogenic flows..., 1981; Production..., 1982; Landscape-geochemical fundamentals..., 1989; Pikovsky, 1993; Ecogeochemistry..., 1995; Glazovskaya, 1997; Solntseva, 1998; Bashkin, Kasimov, 2004;

Oil..., 2008), and also manuals of M.A. Glazovskaya (1988), A.I. Perel'man and N.S. Kasimov (1999).

The main branches of the ecogeochemistry of landscapes are discussed in the book. In Chapter 1, general features of the environmental geochemistry are described: humans as a geochemical factor, technogenic sources of pollution, technogenic migration, technogenic processes and technogenic systems, technophilia and other indicators of technogenesis, technogenic anomalies and technogenic barriers. Chapter 2 deals with the geochemistry of mining landscapes – in the areas of production of hydrocarbon raw materials, i.e. oil, coal and gas, and in the areas of ferrous, non-ferrous and uranium ores mining.

Chapter 3 – Urban Landscapes Geochemistry – is a key chapter in terms of methodology for assessing the technogenic geochemical impact on the environment: the cities are main sources of industrial, transport and municipal wastes simultaneously discharged into the environment. Therefore, case studies of urban landscapes serve as examples of methodological approaches to the ecogeochemical analysis of diverse technogenic impact on the environment.

In Chapter 4, the agrotechnogenic geochemical impact on landscapes is briefly analyzed. Chapter 5 describes various aspects of the technogenic geochemical influence on aquatic landscapes (rivers, reservoirs and coastal areas). In Chapter 6 landscape-geochemical effects of rocket launching and space operations are considered.

As a background for the book on ecogeochemistry of landscapes, knowledge on the basic concepts of landscape geochemistry is required, and it is provided by the books of Perel'man and Kasimov (1999), Glazovskaya (2002), Dobrovolskiy (2003). Being a monograph, which rationale is the development of methodology and overview of diverse geochemical data, the book is also intended as a manual for the lecture courses in “Landscape Geochemistry”, “Environmental Geochemistry” and “Geochemistry of Natural and Technogenic Landscapes”, given at the Faculty of Geography, Moscow Lomonosov State University, and at other Russian universities.

The author is deeply grateful to Professor M.I. Gerasimova for the critical remarks, and to E.V. Dostovalova, O.N. Olenina, N.V. Shartova, and post-graduate students I.V. Timofeev and D.V. Vlasov for their help in preparing the manuscript for publication.

I dedicate this book to Professor Maria Alfredovna Glazovskaya – the founder of landscape geochemistry and ecogeochemistry of landscapes in this country.

N.S.Kasimov

CONCLUSION

The pollution of the biosphere calls for searching new, interdisciplinary approaches to study the processes of migration and concentration of diverse contaminants in natural, natural-technogenic and technogenic landscapes (ecosystems, geosystems, etc.). Among these approaches is the ecogeochemistry of landscapes that investigates the behavior of chemical elements and compounds in elementary landscapes and cascade landscape-geochemical systems, either at the local or regional level, where the polluting effect of technogenic sources is the most conspicuous.

In the near future, along with already well-developed lines of research (geochemistry urban, mining, agricultural and other natural-technogenic landscapes), the ecogeochemistry of landscapes is expected to progress in the following directions:

- Further development of the theory and methodology basing on advanced analytical technologies, application of ecogeochemical and landscape-geochemical methods for a broader range of pollutants (heavy metals, a number of organic polluting substances, for example PAHs, pesticides, biogenes) for a deeper insight into their migration and metabolism in landscapes, application of GIS and remote sensing technologies, as well as mathematical modeling for the ecogeochemical assessment of the state of the environment.
- Mechanisms of migration, transformation and accumulation of pollutants in landscapes of different natural zones by analyzing the chemical fractions of elements and their reaction to the geochemical barriers; development of the concepts of geochemical poly-structure of landscapes, local and regional biogeochemical cycles; all this facilitates the transition from the inventory approach (identification of technogenic anomalies) to the quantification of budgets and dynamical in order to evaluate changes in the structure of polluting fluxes in time and space.
- Broader application of ecogeochemical methods for assessing the impact of solid and liquid industrial and household wastes on the landscapes-acceptors.
- Investigation of biotoxicity of pollutants under various landscape-geochemical conditions with particular attention to the ecogeochemistry of aquatic landscapes as final members of cascade systems of any level (river mouths and deltas), where actual and potential accumulation of polluting substances is conditioned.
- Evaluation of the ecological functions of landscapes and their interacting components: plants, soils, surface and ground waters, microorganisms, rocks, using the extensive factual geochemical data. Particular attention has to be paid to the biogeochemical functions of microorganisms as main producers and destructors of organic and organomineral compounds. Their role in the ecogeochemistry of landscapes is still underestimated.
- Studying of the ecogeochemical effects of climate changes and their influence on the behavior of pollutants under the changing landscape-geochemical situations (warming or cooling, flooding or desiccation, salinization or desalination, etc.).
- Ecogeochemical studies for assessing the quality of media for human; medical-environmental analysis of relationships between the technogenic pollution and human health.

- And, finally, the ecogeochemical research should become an integral part of methods and procedures of the environmental risk assessment of particular enterprises, cities and regions with the purpose of scientifically-substantiated administrative decision-making.

N.S. Kasimov
Landscape ecogeochemistry

CONTENTS*Introduction***CHAPTER 1.**

GENERAL FEATURES OF ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY	10
1.1. Human activities as a geochemical factor.....	10
1.1.1. Noosphere	10
1.1.2. Evolution of technogenesis.....	11
1.1.3. Environmental pollution	12
1.2. Technogenic migration	13
1.2.1. Natural-technogenic migration.....	13
1.2.2. Technogenic migration	13
1.3. Technogenic processes.....	14
1.3.1. Geochemical classification of technogenic processes.....	14
1.3.2. Anthropogenic sources of pollution.....	15
1.4. Technophility and other indicators of technogenesis.....	18
1.4.1. Technophility at the end of the XX century	19
1.4.2. Technophility at the beginning of the XXI century	19
1.5. Technogenic geochemical anomalies	22
1.5.1. Types of technogenic anomalies.....	22
1.5.2. Quantitative indices of pollution.....	22
1.6. Zones of technogenic leaching and geochemical barriers.....	23
1.7. Technogenic and natural-technogenic systems	26

CHAPTER 2.

GEOCHEMISTRY OF MINING LANDSCAPES	32
2.1. Geochemical systematization of mining landscapes.....	33
2.2. Landscapes of oil and coal fields.....	35
2.2.1. Oil fields	335
2.2.2. Coal fields	41
2.3. Landscapes of ore mining areas	42
2.3.1. Iron ore mining areas.....	43
2.3.2. Non-ferrous and rare mining areas.....	46
2.3.3. Uranium mines.....	53
2.3.4. Areas of agronomical ores extraction	58

CHAPTER 3.

URBAN LANDSCAPES GEOCHEMISTRY.....	59
3.1. Environmental-geochemical assessment of the cities.....	60
3.1.1. Natural geochemical background of surrounding territory	60

3.1.2. Landscape-geochemical analysis of the cities	61
3.2. Systematization of the cities and urban landscapes.....	107
3.2.1. Geochemical principles of environmental-geographical systematization of the cities.....	108
3.2.2. Geochemical systematization of urban landscapes.....	114
3.3. Cascade landscape-geochemical systems in the cities	119
3.4. Geochemical compatibility of natural and technogenic factors in the cities.....	120

CHAPTER 4.

GEOCHEMISTRY OF AGROLANDSCAPES	125
4.1. Feedback effects of chemicals application	125
4.1.1. Mineral fertilizers and contamination on agrolandscapes.....	127
4.1.2. Pesticides in agrolandscapes	139
4.2. Hydrotechnical ameliorations.....	140
4.3. Land cultivation and soil erosion	141
4.4. Deforestation, desertification and degradation of landscapes.....	143
4.5. Geochemical grouping of agrolandscapes.....	145

CHAPTER 5.

TECHNOGENESIS IN AQUATIC LANDSCAPES	152
5.1. Technogenic sedimentation.....	153
5.2. River landscapes	156
5.2.1. Small rivers.....	156
5.2.2. Medium and large rivers.....	159
5.3. Reservoirs	164
5.4. Deltas	167
5.5. Technogenic lakes, ponds and tailings dumps.....	172
5.6. Technogenic flows in coastal landscapes.....	174

CHAPTER 6.

LANDSCAPES CONTAMINATED WITH ROCKET FUEL	178
6.1. Physical-chemical properties and potential danger of UDMG.....	178
6.2. Rocket fuel as a source of landscape contamination.....	181
6.3. Landscape-geochemical assessment of the areas of booster stages downfall.....	183
6.4. Experimental study of UDMG effects in landscapes	185

Conclusion.....	189
References	191

Contents (in English)	200
Introduction (in English)	204
Conclusion (in English)	206

Подписано в печать 03.06.2013 г.
Формат 60x90/16. Физ. печ. листов 13. Уч. изд. листов 16,9.
Печать офсетная. Тираж 3000 экз.
Издатель – ИП Филимонов М.В.
Заказ № А010099