

Министерство образования и науки Российской Федерации

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Иркутский национальный исследовательский технический университет»

На правах рукописи

МУНХУУ АЛТАНЦЭЦЭГ

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ТЕРРИТОРИИ Г. УЛАН-БАТОРА В
ГРАНИЦАХ ПОЙМЕННО-ТЕРРАСОВОГО КОМПЛЕКСА Р. ТУУЛ**

25.00.36 – Геоэкология (науки о Земле)
(географические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени
кандидата географических наук

Научный руководитель:
доктор химических наук, профессор
Сарапулова Галина Ибрагимовна

Барнаул
2019

Оглавление

| | |
|--|----|
| Введение | 4 |
| Глава 1. Теоретико-методические основы геоэкологических оценок городских территорий в пределах пойменно-террасовых комплексов речных долин | 9 |
| 1.1. Подходы и методы геоэкологических оценок территорий | 9 |
| 1.2. Природные и антропогенные факторы формирования геоэкологических ситуаций | 15 |
| 1.3. Экодиагностика городских территорий. Почвы и поверхностные воды как индикаторы состояния окружающей среды | 19 |
| 1.4. Речные долины и их индикационная роль в географических и геоэкологических исследованиях | 33 |
| Глава 2. Геоэкологическое состояние объекта исследования | 38 |
| 2.1. Общая физико-географическая характеристика Улан-Батора и бассейна р. Туул в пределах города | 38 |
| 2.2. Источники антропогенных воздействий. Виды загрязнений | 46 |
| 2.3. Географическая привязка пунктов пробоотбора для геохимических и гидрохимических исследований | 55 |
| Глава 3. Экодиагностика пойменно-террасового комплекса р. Туул в пределах г. Улан-Батор | 59 |
| 3.1. Анализ антропогенной нагрузки в административных районах города Улан-Батор | 59 |
| 3.2. Оценка гидрохимического и экологического состояния р. Туул | 64 |
| 3.3. Результаты геохимических исследований пойменных почв | 71 |
| Глава 4. Типизация участков пойменно-террасового комплекса р. Туул по интенсивности антропогенных воздействий | 76 |
| 4.1. Ранжирование гидрохимических и геохимических показателей для геоэкологической оценки г. Улан-Батора в границах пойменно-террасового комплекса р. Туул | 76 |

| | |
|--|----|
| 4.2. Направления водоохранной деятельности и мероприятия по снижению антропогенных воздействий на пойменно-террасовый комплекс р. Туул в пределах г. Улан-Батора | 81 |
| Заключение..... | 86 |
| Библиографический список..... | 88 |

Введение

Актуальность исследования. Бассейн р. Туул является частью международной трансграничной территории, включающей реку Селенгу и озеро Байкал – объект всемирного природного наследия. Наиболее антропогенно преобразованная часть бассейна располагается в пределах городской черты столицы Монголии – г. Улан-Батор.

Улан-Батор как город-миллионер оказывает существенное антропогенное воздействие на природную среду, что находит выражение в загрязнении ее основных компонентов и в целом урбанизированного ландшафта. Проведенные ранее геохимические исследования территории города не позволяют в полной мере оценить изменения, происходящие в пределах пойменно-террасового комплекса р. Туул. Остается также актуальным вопрос определения качества измененной деятельностью человека окружающей среды, то есть геоэкологической оценки этой территории.

Объект исследования – территория г. Улан-Батора и пойменно-террасовый комплекс р. Туул. **Предмет исследования** – изменения компонентов окружающей среды (речной воды и пойменных почв) под действием природных и антропогенных факторов.

Цель исследования – установить влияние урбанизированной территории г. Улан-Батора на пойменно-террасовый комплекс р. Туул и количественно оценить происходящие изменения качества речных вод и пойменных почв.

Для достижения поставленной цели были решены следующие задачи:

1. Изучить влияние природных и антропогенных факторов на формирование геоэкологической обстановки в г. Улан-Баторе.
2. Оценить изменения качества речных вод и пойменных почв под действием природных и антропогенных факторов.

3. Провести типизацию участков пойменно-террасового комплекса по интенсивности антропогенных воздействий.

4. Разработать рекомендации по улучшению геоэкологической ситуации в г. Улан-Баторе в пределах пойменно-террасового комплекса р. Туул.

Методы исследования. В работе использованы комплексный и системный подходы, геоэкологические, ландшафтно-геохимические, структурно-логические и математико-статистические методы. В ходе выполнения полевых исследований отобрано 300 образцов почвы и воды, проведено 800 определений. *Пробы воды* отбирали в 11 створах реки, охватывая практически всю правобережную часть. Вертикаль пробоотбора в створе была установлена на расстоянии 3-5 м от берега, горизонт по вертикали составлял 30 см от поверхности воды. *Пробы почв* отбирали в нескольких повторностях с глубины 5-10 см на расстоянии 1-5 м от уреза воды. Масса объединенной пробы составляла 0,5-1,0 кг.

Аналитические определения проводились методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии на приборе «PerkinElmer-5000» в Институте технической физики АН Монголии и Центральной санитарной лаборатории г. Улан-Батора. Контрольные и сравнительные измерения осуществлены в лаборатории геохимии ландшафтов и географии почв Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН (г. Иркутск), на кафедре обогащения полезных ископаемых и охраны окружающей среды им. С.Б. Леонова НИ ИрГТУ (г. Иркутск).

Исходные материалы. Использовались фондовые и опубликованные материалы Министерства природных ресурсов Монголии, Института геоэкологии АН Монголии, данные Бассейнового водного управления р. Туул, Центральной санитарной лаборатории г. Улан-Батора. Полевые работы проводились в 2009-2012 гг. весной (май) и осенью (сентябрь), в разные по гидрологическому режиму периоды года.

Теоретические основы исследования представлены в работах: Г.Г. Голубева, С.П. Горшкова, В.И. Данилова-Данильяна, В.С. Жекулина,

Ю.А. Израэля, А.Г. Исаченко, Б. Коммонера, Б.И. Кочурова, В.Б. Поздеева, Н.Ф. Реймерса, А.М. Трофимова и др. – *по геоэкологической оценке территорий*; В.Н. Башкина, А.П. Виноградова, М.А. Глазовской, Л.Ф. Голдовской, В.В. Добровольского, Н.С. Касимова, В.В. Ковальского, В.А. Ковды, Н.Е. Кошелевой, А.С. Курбатовой, Б.Б. Польшина, А.И. Перельмана, Д.С. Орлова, Ю.Е. Саета, Н.Л. Солнцевой, М.Н. Строгановой и др. – *в области геохимии ландшафтов урбанизированных территорий*; Н.И. Коронкевича, Л.М. Коротного, Ф.Н. Милькова, А.М. Никанорова, А.Ю. Ретеюма, В.П. Самариной, Ю.Г. Симонова, И.А. Шикломанова и др. – *по изучению речных бассейновых систем*; П.Я. Бакланова, А.К. Тулохонова, С.С. Ганзея, Е.Ж. Гармаева и др. – *в области изучения трансграничных геосистем и речных бассейнов*; а также *ученых-исследователей Монголии* – Бата Б., Батхишига О., Баярсайхана Г., Гончигсумлаа Ч., Нарантуяа Н., Норовсурэна Ж., Уржинбадама Н., Чинзори-га Г. и др.

Научная новизна. Впервые представлены результаты геоэкологической оценки г. Улан-Батора в границах пойменно-террасового комплекса р. Туул. При этом количественно оценены происходящие здесь изменения качества речной воды и пойменных почв. Впервые выполнена типизация участков пойменно-террасового комплекса р. Туул по интенсивности антропогенных воздействий с использованием совокупности гидрохимических и геохимических показателей.

Практическая значимость. Результаты диссертационного исследования используются Главной санитарной лабораторией г. Улан-Батора в целях диагностики экологического состояния пойменно-террасового комплекса р. Туул, а также рекомендуются для использования в целях: корректировки Генплана города; планирования и размещения новых объектов гражданского и промышленного строительства; оценки кадастровой стоимости городских земель; оптимизации потоков городского транспорта; обоснования переноса юрточной части города в пригород и формирования пригородного юрточного

пояса на склонах гор Баянзурх, Чингэлтэй, Богд-Хан, Сонгинохайрхан; планирования деятельности в сфере охраны окружающей среды города (реконструкция и строительство очистных сооружений, обоснование ремедиации участков загрязненных почв и др.).

Личный вклад автора. Диссертационная работа выполнена на материалах собственных исследований, проведенных в 2009-2013 гг. Автор лично принимала участие в работе Центральной Санитарной лаборатории г. Улан-Батора при отборе проб на маршрутах, их физико-химическом анализе и обработке полученных результатов.

Достоверность результатов подтверждена использованием современных методов анализа и сертифицированного измерительного оборудования; параллельной схемой опробования почвогрунтов и поверхностной воды; арбитражной проверкой результатов анализов (до 10% выборки) в аттестованных лабораториях г. Иркутска; апробацией результатов на международных и всероссийских научно-практических конференциях.

Апробация работы. Результаты исследований докладывались на 11 профильных конференциях (Иркутск, 2010, 2011; Владикавказ, 2010; Кемерово, 2011; Москва, 2011; Нидерланды, 2011; Италия, 2012; Самара, 2013; Курск, 2013; Тамбов, 2013; Санкт-Петербург, 2013).

Публикации. По результатам исследований опубликовано 18 работ, в том числе 3 статьи в журналах, входящих в перечень ВАК.

Структура и объем работы. Диссертационная работа состоит из введения, четырех глав, заключения; содержит 100 страниц текста, 26 рисунков, 10 таблиц; библиографический список имеет 140 наименований, в том числе свыше 10 – на иностранных языках.

На защиту выносятся три защищаемых положения:

1. Геоэкологическая оценка территории г. Улан-Батора в границах пойменно-террасового комплекса р. Туул учитывает природные и антропогенные факторы её формирования: особенности геологического строения и орографии, специфику климатообразующих и гидрологических характери-

стик, степень хозяйственной освоенности и заселённости административных районов.

2. Основными источниками загрязнения, определяющими виды антропогенных воздействий на пойменно-террасовый комплекс р. Туул, являются объекты жилищно-коммунального хозяйства, предприятия промышленного (главным образом, перерабатывающего) производства, частный сектор и юрточная часть города, автотранспорт.

3. Типизация участков пойменно-террасового комплекса реки Туул в пределах г. Улан-Батора по интенсивности антропогенных воздействий позволяет разработать направления деятельности по охране окружающей среды и наметить первоочередные мероприятия по улучшению геоэкологического состояния урбанизированной территории.

Глава 1. Теоретико-методические основы геоэкологических оценок городских территорий в пределах пойменно-террасовых комплексов речных долин

1.1. Подходы и методы геоэкологических оценок территорий

Геоэкологическая оценка территорий представляет собой синтез экологического и географического подходов к изучению объекта исследования. Каждый из них подразумевает адекватное применение соответствующих законов, концепций, закономерностей и правил. Например, экологических законов Б. Коммонера, учения о биосфере В.И. Вернадского, учения о физико-географической оболочке, закономерностей географической зональности территорий, сформулированных А. Гумбольдтом и развитых в трудах В.В. Докучаева, Л.С. Берга, А.А. Григорьева и других ученых.

Раскрывая суть теоретико-методических основ геоэкологических оценок, следует отметить, что они базируются на общенаучных подходах и методах таких, как системный, комплексный, историко-генетический, аналитический или сравнительный. В то же время характеризуются набором специфических подходов и методов. К таким могут быть отнесены: ландшафтно-геохимический, метод физико-географических аналогов, геоэкологического ранжирования территорий, районирования или типизации регионов. Остановимся подробнее на некоторых из них, которые в основном используются в настоящей работе.

Системный подход. Его возникновение связано с появлением общей теории систем, основоположником которой является биолог-теоретик Людвиг фон Берталанфи (1969). Согласно этой теории, система рассматривается как комплекс элементов, находящихся во взаимодействии. В географии проявления системного подхода связаны с работами В.И. Вернадского,

А.А. Григорьева, Н.Н. Баранского, Н.Н. Колосовского, В.Б. Сочавы, Ю.Г. Саушкина, Д.Л. Арманда, В.С. Преображенского, Н.А. Солнцева и др.

В конце XX в. системный подход был использован географами, прежде всего, для решения проблем взаимодействия общества и природы, углубления представлений о предмете исследования географии, для уяснения сложной системы географических наук и для совершенствования системной географической деятельности (Преображенский, 1978).

Комплексный подход. Именно комплексный подход привел к тому, что проблема взаимодействия человека и природы стала одним из основных объектов географического изучения. Э.Б. Алаев (1983) рассматривает комплексное исследование как такое исследование, когда ничто не забыто из того, что в какой-то мере связано с изучаемым явлением. Благодаря комплексному подходу, зародилась геоэкология.

В.П. Максаковский (1998) предлагает рассматривать комплексность на двух уровнях – "частного синтеза" и "высшего синтеза". "Частный синтез" проявляется в изучении ландшафтов, природных территориальных комплексов, природных районов, природных зон, географической оболочки. «Высший синтез» способствует объединению разных подсистем, ветвей, направлений географии. С ним связано большинство общенаучных и общегеографических учений (например, учение о природопользовании, географической среде, геосистемах, геоэкологии), теорий (об устойчивом развитии, региональном развитии, прогнозировании, географических оценках) и концепций (о геотехнических системах, мониторинге окружающей среды, географической экспертизе).

Ландшафтно-геохимический метод. Основоположниками метода являются В.И. Вернадский, Б.Б. Полынов, А.Е. Ферсман и др. Методически направлен на исследование миграции химических элементов и веществ в природных объектах, то есть правильнее утверждать, что это комплекс методов. В связи с загрязнением окружающей среды они получили широкое при-

менение в геоэкологических исследованиях (Саев, 1983; Добровольский, 2009; Можайский, 1995).

С помощью этих методов изучают состояние почв, донных отложений, выбросы загрязняющих веществ и снежный покров, химический состав поверхностных вод, растений. Методы активно используются для определения геохимического фона, выявления геохимических аномалий, определения потоков рассеяния химических элементов, путей их миграции, обоснования пространственной дифференциации ландшафтной среды (Касимов, Перельман, 1992; Нечаева, 1980).

Анализ ландшафтно-геохимических особенностей распространения элементов, возникновение геохимических барьеров проведены в работах (Хабаров, 2003; Сысо, 2004). Методология геохимического исследования литосферы, геохимия природных и техногенных ландшафтов отражена в ключевых монографиях В.В. Ковальского (1981). Вопросы влияния техногенеза на масштабы трансформации ландшафтов рассмотрены в трудах (Давыдова, Волкова, 1990; Ulrich, 1991). Методология геоэкологических исследований и геохимии ландшафтов урбанизированных территорий развита в работах (Перельман, Касимов, 1999).

Экологический подход. Основой подхода является учет состояния организмов в геоэкосистеме, оценка влияния различных экологических факторов (температуры, света и др.) на биоту. Сформировался в рамках такого научного направления биологии, как экология, основоположником которой признан Э. Геккель. В современных представлениях базируется на сохранении устойчивости естественной (природной) среды. Реализация этого подхода осуществляется с позиций системности с учетом ряда принципов профилактичности, территориальной дифференциации, «мягкого» управления природой, полифункциональности, свойств и функций целостности, повсеместности, поддержания биоразнообразия, средоформирования, обеспечения поддерживающего развития и других.

В связи с многогранностью подхода в настоящее время некоторые учёные рассматривают экологический подход как междисциплинарный, направленный на изучение функциональных взаимосвязей между организмами (включая человека и общество) и окружающей их средой, круговорота вещества и потоков энергии, делающих возможной жизнь (Ахатов, 1995).

Территориальный подход направлен на учет местных, региональных специфических геоэкологических условий и их влияния на экосистемы. Он предусматривает сохранение экологического баланса территории, обеспечение поддерживающего развития природной среды и благоприятных условий для жизнедеятельности человека, рациональное и научно обоснованное использование территориальных ресурсов.

Выделение территориальных систем, отражающих пространственную дифференциацию процессов взаимодействия общества и природы, тесно связано с таким методом географического познания как *районирование*. Общепринято, что район в географии – это генетически однородное территориальное образование, имеющее общность физико-географических или экономико-географических характеристик.

Однако в геоэкологических оценках осуществить на единой критериальной основе районирование изучаемой территории крайне сложно. Поэтому чаще всего исследователи прибегают к *методу зонирования*. Зонирование проводится по какому-либо одному признаку или критерию оценки. В случае, когда признак нормируется в зависимости от каких-либо общих условий оценки или характеристик (например, в сравнении с предельно допустимой концентрацией вещества), говорят о *ранжировании* территории, которое выполняется на основе применяемых методов математической статистики.

В отличие от районирования *типология* и оценка могут приводить, по мнению В.С. Тикунова (1997), к образованию территориально расчлененных таксонов, свойства которых определяются содержательной сущностью решаемых задач. Основной принцип типологии или типизации объектов заключа-

ется в выделении территориальных единиц, максимально отличающихся по рассматриваемому комплексу показателей.

Историко-генетический подход заключается в учете генезиса (происхождения) отдельных компонентов геоэкосистем, основных этапов их развития. Исторический метод познания природы также один из традиционных методов географических исследований, хотя он сформировался значительно позднее сравнительного и картографического, и в значительной мере опирается на них. Еще в 1902 г. Д.Н. Анучин, выступая на открытии географического отделения Московского педагогического общества, указывал, что «представление об эволюции, о ходе развития, о процессах и силах, которыми это развитие вызывалось и обуславливалось», необходимо иметь «для более осмысленного понимания настоящего». Исторический метод позволяет «познать настоящее в его развитии», является ключом к пониманию современных закономерностей природы и помогает дать прогноз ее развития в будущем. Задача исторического анализа – проследить становление современных черт природы, установить исходное состояние природного комплекса, его переходные состояния, изучить результат произошедших изменений, выявить движущие силы и условия процесса развития (Анучин, 1902, С. 1-18).

При *структурном подходе* в основу исследования положен принцип разделения взаимосвязей компонентов природной системы, то есть учет ее структуры поэлементно во взаимосвязи друг с другом, а также процессов функционирования и динамики системы в целом. Структурный анализ призван изучать взаимодействия составных частей природной системы. Поиск факторов и причин характерных особенностей системы ведется не за ее пределами, а связывается со структурой взаимодействия составных частей. В Экологическом словаре И.И. Дедю (1990) подход связан с иерархией природных систем: от элементарной частицы до Вселенной.

Ключевым понятием структурного анализа является обратная связь. Сочетание положительных и отрицательных обратных связей, наблюдающихся в природной системе, приводит к возникновению сложных «цепных

реакций». Анализу подлежит цепочка: элемент – связь – структура – субстрат – система – подсистема – суперсистема. При геоэкологической оценке применение подхода помогает установить причинно-следственные связи в системе «источник воздействия – изменения компонентов природной среды».

Интегральный подход в оценках геоэкологических ситуаций позволяет подвергнуть анализу весь природный или природно-антропогенный комплекс (Максаковский, 1998). Это сложная и одновременно с этим синтетическая задача. Потребность в интегральных оценках возникает тогда, когда необходимо выбрать из нескольких объектов один не по какому-либо одному свойству, а по совокупности свойств.

В этом случае геоэкологическая оценка как разновидность географических оценок включает в себя четыре стадии или этапа ее осуществления. Первая стадия заключается в выявлении основных источников воздействия на природную среду. К ним относятся различные виды человеческой деятельности (промышленность, сельское хозяйство, транспорт, рекреация и др.), в процессе которых используются природные ресурсы и силы природы, образуются отходы в самом широком смысле этого понимания. Вторая стадия предполагает выявление основных видов (форм) воздействия человека на природу: выемка пород, насыпание отвалов, изъятие воды, загрязнение воздуха, добыча минеральных, растительных и других ресурсов, образование выбросов, стоков и т.п. Третья стадия заключается в выявлении изменений окружающей среды – прежде всего отрицательных, возникающих как в отдельных компонентах, так и в природной системе в целом. Четвертая стадия подразумевает выявление и характеристику отрицательных последствий, возникающих в производственной и непроизводственной деятельности под влиянием измененной природной среды, в том числе и на организм (здоровье) человека.

1.2. Природные и антропогенные факторы формирования геоэкологических ситуаций

Геоэкология как самостоятельное междисциплинарное научное направление рассматривается многими авторами в виде экологического подхода в географии (Исаченко, 1994, 2001; Мильков, 1997; Поздеев, 1999, 2006). При этом объектом геоэкологии выступает система «общество – природа». Если представить, что блок «общество» в этой системе состоит из блоков «население» и «хозяйство», то можно раскрыть эту систему в виде взаимосвязанных блоков «население», «хозяйство», «природа», имеющих множество объединенных в блоки и закрепленных многочисленными взаимосвязями компонентов, образующих сложную структуру. Тогда в качестве предмета геоэкологии изучается специфическое полисистемное образование, своего рода проекция системы «население – хозяйство – природа» на конкретную территорию, которая может выступать самостоятельным объектом географического исследования (Рыбкина, 2005). В нашем случае такой проекцией является речная долина и ее пойменно-террасовый комплекс.

Теоретические проблемы геоэкологии, методология геоэкологических исследований рассматриваются также в трудах Г.Г. Голубева, С.П. Горшкова, В.И. Данилова-Данильяна, В.С. Жекулина, Ю.А. Израэля, Б. Коммонера, Б.И. Кочурова, Н.Ф. Реймерса, А.М. Трофимова, А.В. Яблокова и др.

Как известно, именно изменения в природных свойствах территорий, ее ландшафтов, происходящее под влиянием ресурсопользования, приводят к возникновению наиболее существенных экологических проблем и ситуаций (Кочуров, 2004, 2007). Выявление и оценка остроты экологических проблем и ситуаций опираются на данные о наблюдаемых изменениях природных свойств ландшафтов и о влиянии этих изменений на жизнь и хозяйственную деятельность человека. Именно эти признаки выступают в качестве критериев (то есть являются диагностическими) остроты современной экологической обстановки – от условно удовлетворительной и конфликтной, когда отмеча-

ются лишь некоторые изменения в природных ландшафтах и незначительные потери природных ресурсов, до кризисной и катастрофической, при которой происходит утрата многих естественных ландшафтов и ресурсов, а условия проживания становятся опасными для здоровья населения.

С определенной долей условности всю совокупность факторов, влияющих на формирование геоэкологической ситуации, можно разделить на две группы – природные и антропогенные. К природным факторам следует отнести геологические и тектонические, геоморфологические и экзодинамические, климатические и гидрологические, биологические и ландшафтные. Они, прежде всего, связаны с природной цикличностью и ритмикой природных процессов, определяя те природные условия, в которых происходит формирование геоэкологических ситуаций и по существу детерминируют фоновые значения природных компонентов.

Антропогенные факторы имеют отношение главным образом к хозяйственной деятельности человека и тем последствиям, которые с нею связаны. В рамках программы «Человек и Биосфера» международным коллективом авторов под эгидой Совета экономической взаимопомощи (СЭВ) был разработан методический подход, позволяющий оценивать степень влияния антропогенных факторов на природную среду по логической цепочке «воздействие – изменение – последствие» (Оценка влияния..., 1985). Многообразные воздействия на природную среду авторы разделили на изъятие и привнесение вещества, сооружение технических объектов, трансформацию отдельных природных компонентов или систем в целом.

В территориальном аспекте различают воздействия: точечно-очаговые (таковы воздействия промышленности и поселений), линейно-сетевые (транспорта), площадные (сельского хозяйства). Во временном аспекте воздействия можно разделить на длительные и кратковременные, непрерывные и импульсные, сезонные и круглогодичные (Реймерс, 1990).

Применительно к речным бассейнам и долинам данный подход выражается в оценке воздействий сосредоточенных (точечных, прямых) и рассре-

доточенных (диффузных или площадных) источников загрязнения. При этом степень загрязнения водотоков и водоемов зависит от их морфометрических характеристик, гидрологических режимов, температуры и химического состава воды, массы и химического состава поллютантов, экологического состояния водного объекта и степени его проточности (Цибудеева, 2014).

Результатом антропогенного воздействия могут быть изменения гидрофизических (температуры, плотности, прозрачности, цвета) и гидрохимических условий (химический состав воды, содержание главных ионов, биогенных и органических веществ, растворенных газов); гидрологического режима (изменение уровней расхода, объема воды, солесодержания по сезонам года) вплоть до истощения и деградации водного объекта.

Влияние источника загрязнения может распространяться на десятки километров вниз по течению, что особенно убедительно обосновано разными авторами на примере влияния городских территорий на речные системы (Парфенова, 2004; Папина, 2004). В работах также показано, что антропогенное воздействие отражается на изменении водного баланса, гидрологическом и гидрохимическом режиме водоемов. Сброс бытовых сточных вод и смыывание почвы, богатой органическими соединениями, сопровождается эвтрофикацией водных объектов – обогащением биогенами, в особенности азотом и фосфором.

В районах с интенсивной антропогенной деятельностью, особенно на урбанизированной территории, химический состав поверхностных и подземных вод характеризуется не только изменением концентрации компонентов природной воды, но также смещением направленности естественных гидрохимических процессов и формированием (появлением) новых веществ, не присущих данному водному объекту. В воде происходит изменение кислотности, повышение мутности, уменьшение содержания растворенного кислорода, снижение окислительно-восстановительного потенциала, нарушение жизнедеятельности биоценозов.

В геоэкологии это направление находится в стадии активного накопления результатов, их систематизации, развития обобщающих закономерностей и прогнозирования качества воды с учетом также внутриводоёмных процессов (Папина и др., 2012; Горгуленко, 2012; Горгуленко, Тушкова, 2013; Казанцева, 2003; Самарина В.П., 2008).

В связи с этим, актуальна и геохимическая оценка почв урбанизированных территорий. В этих условиях крайне важна оценка геоэкологических ситуаций с позиции понимания закономерностей распространения химических элементов и веществ (Перельман, 1982; Haines T.A. et al, 1995; Перязева и др., 2001).

Теоретическая основа настоящих исследований базируется на трудах ведущих ученых в области географии, геоэкологии, гидрохимии, геохимии: Саев Ю.Е., Виноградов А.П., Ковальский В.В., Ковда В.А., Вернадский В.И., Глазовская М.А., Квятковский Е.М., Перельман А.И., Овчинников Л.Н., Гинзбург И.И., Алексеенко В.А., Касимов Н.С., Строганова М.Н., Арманд Д.Л., Сочава Б.В., Ревич Б.А., Янин Е.П., Добровольский Г.В., Добровольский В.В., Башкин В.Н., Курбатова А.С., Кочуров Б.И., Нечаева Е.Г., Папина Т.С., Семенов Ю.М., Орлов Д.С. и др.

Нами приняты во внимание результаты обобщающих научных исследований и методик эколого-геохимических исследований МГУ им. М.В. Ломоносова, ИМГРЭ, ВСЕГИНГЕО, ВИМС, ВСЕГЕИ, Института геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (г. Москва), Института геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН (г. Иркутск), Института географии РАН и СО РАН (г. Москва, г. Иркутск), ИГГМ СО РАН (г. Новосибирск), БГУ и БИП СО РАН (г. Улан-Удэ), Института экологии города (г. Москва), ИВЭП СО РАН (г. Барнаул) и ИВЭП ДВО РАН (г. Хабаровск).

Геоэкологические исследования с практической точки зрения актуальны еще и потому, что позволяют:

– определить нагрузки поллютантов на наземные и водные экосистемы;

- проводить ранжирование городских территорий по интенсивности антропогенных воздействий;
- регулировать транспортные потоки, процессы расселения и застройки;
- принимать административно-управленческие решения с учетом комплексного и рационального использования природных ресурсов;
- создавать инвестиционную привлекательность, экологически комфортное планирование и благоустройство территорий;
- оптимально размещать объекты экономики с учетом сохранения устойчивости природных систем.

1.3. Экодиагностика городских территорий. Почвы и поверхностные воды как индикаторы состояния окружающей среды

Экодиагностика или геоэкодиагностика по Б.И. Кочурову (2007) – это раздел географии и геоэкологии, изучающий признаки состояния природно-хозяйственных систем (или геоэкосоциосистем), методы исследования состояния этих систем и признаки установления экодиагноза территории.

Наиболее перспективным представляется именно установление и изучение признаков, характеризующих состояние геоэкосоциосистем. Есть определенные успехи и в экодиагностике, где разработаны методы экологической оценки и картографирование (Антипова, 2001; Кочуров, 2004; Лобковский, 2005 и др.). Так как в геоэкодиагностику входит разработка методов диагноза территории, то можно считать, что диагноз делится на ранний и поздний, предварительный и окончательный, экспертный и экспериментальный, полевой и лабораторный (Кочуров, 2007).

Классификацию способов диагноза территории еще только предстоит разработать. А вот характерные признаки (свойства) и их параметры по отдельным средам (природным компонентам) уже систематизированы и даже

сведены в табличные формы, где они представлены в виде экологических нормативов и стандартов качества.

Рассуждая с этих позиций, следует отметить, что наиболее всего разработаны стандарты качества таких природных компонентов, как воздух рабочей зоны, питьевая вода, речные или озерные воды водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения, почвы городских территорий. В связи с этим, в настоящем исследовании акцент делается на двух компонентах природных систем и их параметрах для экодиагностики городских территорий – вода и почва.

В прикладном плане экодиагностику территории можно рассматривать как географию экологических ситуаций, которая направлена на выявление и изучение признаков, характеризующих современное и ожидаемое состояние, например, городских ландшафтов. В этом смысле экодиагностика выступает в качестве методологической основы для сбора информационно-аналитической базы оценки территорий, включающей: установление природно-ландшафтной дифференциации; определение состояния городских ландшафтов и их природных компонентов; идентификацию антропогенных воздействий; выявление потенциальных возможностей природных систем к нагрузкам; выделение напряженных экологических ситуаций и их оценка; разработку рекомендаций по улучшению экологической обстановки.

Почвы как индикатор состояния окружающей среды. Почва выполняет важную экологическую (буферную) роль в поддержании равновесия глобальной экосистемы. Городская почва является биокосной многофазной системой, состоящей из твердой, жидкой и газовой фаз, с непременным участием живой фазы. Почвы влияют на химический состав подземных вод, являются универсальным адсорбентом, поставщиком и регулятором содержания CO_2 , N_2 , O_2 , CH_4 , NH_4 в воздухе, поглотителем вредных газовых примесей, в том числе выбросов автотранспорта, ТЭЦ и др.

Почвы в городе развиваются под воздействием тех же факторов почвообразования, что и естественные почвы, но антропогенный или техногенный

фактор оказывает существенное влияние на их состояние (Blum, 1998). Поэтому в городах сформировался новый вид почвенного субстрата – урбанозем – искусственно образованный в процессе формирования городской среды (Герасимова и др., 2007).

Общие черты урбаноземов следующие:

- насыпные, намывные, перемешанные грунты с культурным слоем;
- включения строительного и бытового мусора в верхних горизонтах;
- нейтральная, более щелочная реакция;
- высокая загрязненность тяжелыми металлами и нефтепродуктами;
- физико-механические свойства почв (пониженная влагоемкость, повышенная объемная масса, уплотненность, каменистость) и др.

В настоящее время принято следующее определение городских почв – это антропогенно измененные почвы, имеющие созданный в результате человеческой деятельности поверхностный слой мощностью около 20-50 см, полученный перемешиванием, насыпанием или погребением материала урбаногенного происхождения. Эти почвы, являясь ключевым звеном в круговороте химических элементов в условиях антропогенеза, испытывают трансформацию эволюционно сложившегося биогеохимического цикла важных элементов с вовлечением загрязненной воды и атмосферы (Пляскина, Ладонин, 2009; Szakman, 1986).

Методы и методики получения информации в экогеохимии городских почв мало отличаются от тех, которые используются в классическом почвоведении и других науках естественного и географического направления. Для их исследования используются приемы экологической геохимии почв. Как и другие науки об экосистемах, она занимается изучением вещественно-энергетического обмена внутри почвы с окружающей средой, выявлением общих закономерностей этого обмена, установлением законов их функционирования, исследованием формирования геохимических барьеров в ландшафтах и их классификацией (Давыдова, 2005).

В то же время интерпретация результатов в экологии нарушенных почв специфична, обусловлена особенностями анализируемой территории и физико-химическими процессами в почвенном комплексе. В условиях быстрого развития городов геоэкологические исследования позволяют получать пространственно-временную изменчивость распределения загрязнителей и определять степень их вовлечения в природные геохимические процессы.

Оценка состояния почв проводится по утвержденным показателям, разработанным при сопряженных геохимических и гигиенических исследованиях окружающей среды городов. К таким известным показателям относятся, прежде всего, коэффициент концентрации химического вещества (K_c), суммарный показатель загрязнения (Z_c) и другие.

По способу поступления в почву различные загрязнители можно условно разделить на: поступающие с атмосферными осадками и снегом, в виде пыли и аэрозолей, непосредственно поглощающиеся влажной почвой газообразные соединения и вещества, поступающие в почву с растительными и животными остатками. Эти виды загрязнения являются предметом почвенного мониторинга разного уровня (Воробьева, Напрасникова, Власова, 2009).

Состояние почв также зависит от содержания органического веществ, емкости катионного обмена, величины рН, гранулометрического и солевого состава, водно-промывного режима, микробиологического сообщества. Загрязняющие вещества в почвах могут переходить из одной фазы в другую, например, из твердой в жидкую, и становиться доступными для корней растений. Они могут по отношению друг к другу характеризоваться антагонистическим или синергетическим эффектом. Однако при значительном воздействии и слабой устойчивости почв накопление загрязняющих веществ осуществляется до определенного предела, за которым наступает их деградация. Это сопровождается нарушением основных буферных функций почв (Добровольский, 2009). Техногенная трансформация почвенного поглощающего комплекса города сопровождается снижением емкости поглощения по отношению к катионам тяжелых металлов.

Нарушения физических свойств почв ощущаются в радиусе 25 – 30 км от источника воздействия, а биогеохимические изменения среды фиксируются на еще больших расстояниях. Характерным признаком антропогенной трансформации почв является резкое увеличение, по сравнению с естественными зональными почвами, степени пространственной неоднородности почвенного покрова и variability почвенных свойств.

Для эффективного изучения особенностей формирования почв урбанизированных ландшафтов используется метод изучения морфологического строения почвенного профиля и миграция по нему загрязняющих веществ (Мягкова, Строганова, 1996), латеральная поверхностная миграция, техногенная аккумуляция загрязнителей (Молостовский, Фролов, 2005; Пиковский, 1993). Особенно сложна геоэкологическая диагностика почв при многокомпонентном загрязнении в пределах городских территорий (Муравьев и др. 2008; Курбатова и др., 2005; Орлов, Садовникова, Лозановская, 2002).

В городах, приуроченных к пойменным террасам рек из-за отсутствия глинистой покрышки городских грунтов, аллювиальные ландшафты отличаются незащищенностью от химического загрязнения. Эти почвы несут повышенную антропогенную нагрузку, которую создают крупные предприятия, транспорт и застройка, тяготеющие к долинам рек (линейный тип загрязнения аллювиальных ландшафтов) (Казанцева, 2003).

По имеющимся в литературе данным, основная масса атмосферных поллютантов поступает на поверхность городских ландшафтов в нерастворимой форме. Кроме этого, многолетнее изучение почв Московского мегаполиса (Герасимова, Строганова, 2007) показало, что загрязнение тяжелыми металлами (ТМ) приурочено к промышленным площадкам предприятий, трассам шоссе и аккумулятивным формам рельефа, пойменным и заболоченным территориям. Сделан вывод, что рост урбанизации прямо пропорционален увеличению уровня загрязнения почвенного покрова.

С точки зрения экодиагностики внимание к тяжелым металлам в почвах городов обусловлено их высокой токсичностью (Ильин, 1980). В природе

ТМ являются рассеянными элементами, уровень их содержания в горных породах различен, о чем свидетельствуют их средние содержания в земной коре (кларк). Характер, форма миграции, уровень содержания ТМ в почвенном покрове определяются как внутренними, так и внешними факторами. К внутренним факторам относятся свойства элементов (в том числе ионная масса и ионный радиус), их реакционная способность, характер образуемых химических соединений с их участием. Внешние факторы – это условия, в которых происходит миграция элементов: температура, влажность, величина рН, величина ионного потенциала, наличие органического вещества, минеральные сопутствующие компоненты и др.

Аккумуляция тяжелых металлов в почве связана с процессами сорбции и адсорбции с образованием нерастворимых комплексов металлов с компонентами гумуса. При этом обеспечивается выведение металлов из миграционных потоков (закрепление). Так, в гумусовом горизонте черноземов аккумулируется до 25% Zn и до 30% Cu от всего количества металлов, находящихся в субстрате (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Разработана система количественных ландшафтно-геохимических показателей, основанных на эмпирически установленных закономерностях биогеохимии металлов (Adriano, 1992; Перельман, Касимов, 1999). Первая группа показателей – это определение природной нормы содержания металлов в почве, вторая группа характеризует загрязнение почв относительно местной природной нормы. Третья группа – динамику загрязнения металлами.

Часть металлов в почве связана с глинистым комплексом за счет хемосорбции и катионного обмена. Наибольшее влияние на содержание химических элементов в почвах оказывает гранулометрический состав, на что указывают высокие коэффициенты корреляции между содержанием элементов и количеством физической глины. Первоначально металлы сорбируются неспецифически. Со временем происходит упрочение связи ТМ с почвенным поглощающим комплексом, что выражается в уменьшении содержания водорастворимых и непрочносвязанных форм. В процессе сорбции ТМ почвой

они иммобилизуются и переводятся в нетоксичные формы. Например, техногенные Pb и Cu трансформируются в почве в менее подвижные формы, а Zn и Cd наоборот – в более подвижные. Цинк проявляет большее сродство к минеральным компонентам почв, чем медь, свинец, кадмий. Поэтому илистая фракция почв обогащена Zn и обеднена Cu по сравнению со всей остальной почвенной массой. При росте pH прочность соединений ТМ с почвенным комплексом возрастает. Выдерживается ряд адсорбции: Pb–Cu–Zn–Cd. Однако, присутствие в растворе других металлов снижает сорбцию кадмия в 14 раз, причем конкурентом является его геохимический аналог – Zn. Поведение ТМ в почве зависит также от окислительно-восстановительных условий и кислотности почв. Так, миграционная способность металлов Cu, Ni, Co, Zn в восстановительной среде снижается на 1-2 порядка по сравнению с окислительной. В кислой среде большинство металлов более подвижно.

Интерес к изучению техногенной миграции металлов постоянно возрастает и заслуживает особого внимания, так как в урбанизированных ландшафтах наблюдаются определенные особенности в накоплении, латеральном и радиальном перераспределении ТМ (Пиковский, 1993).

Повышена аккумуляция металлов в почвах трансаккумулятивных позиций, что иногда связывают с замедлением процессов минерализации органического вещества, сорбирующего ТМ. Именно по этой причине супераккумулятивные и трансаккумулятивные ландшафты наименее устойчивы к техногенному воздействию. Как правило, в летний период миграция ТМ в поверхностные воды связана с процессами эрозии и почвенно-грунтовыми водами. Даже в гумидных условиях почва является эффективным фильтром на пути техногенного потока ТМ в природные воды.

Особенности генезиса морфологических и физических свойств городских почв отражаются на характере распределения элементов по профилю. В большинстве случаев содержания ТМ было выявлено в верхнем 20 см слое, когда их концентрация превышала в 2-3 раза и более содержания ТМ, чем в

нижележащих слоях грунта (Курбатова и др., 2005; Давыдова, 2005; Хабаров, 2003).

Фоновое содержание элементов соответствует их естественным концентрациям для различных почвенно-климатических зон без антропогенного воздействия. Однако в связи с непрерывным поступлением ТМ в окружающую среду и масштабом охвата территорий, их фоновое содержание можно рассматривать условно. Так, при зональной оценке фона для разных типов почв выявлены различные значения фона: для подзолистых, серых, черноземов, каштановых, солончаков фоновые значения Рb составляют 11.5, 12.5, 13.2, 10.0, 7.2 мг/кг соответственно (Орлов и др., 2002).

Глобальными оценками фона микроэлементов в почвах в разные годы занимались разные авторы (Clarke, Washington, 1924; Ферсман, 1933-1939; Goldschmidt, 1937; Виноградов, 1956, 1962; Taylor, 1964 и др.). Можно привести кларки некоторых тяжелых металлов по А.П. Виноградову (1962): Рb – 16 мг/кг; Cr – 83, Zn – 83, Cu – 47. Существует также мнение, что за "чистый" (то есть естественный) фон следует принимать те концентрации тяжелых металлов, которыми характеризовались почвы до научно-технической революции. В последние годы вопросам нормирования ТМ в почвах посвящены работы В.Ф. Ладонина (2003).

Поверхностные воды как индикатор состояния окружающей среды.

Основы гидрохимии и принципов оценки качества вод представлены в ключевых российских и зарубежных монографиях (Алёкин, 1970; Никаноров, Никульченко, 1990; Гусева и др., 2007; Helmer, 1994; Rodushkin et al., 1995). В них приведены основные термины и понятия, химические аспекты загрязнения гидросферы, закономерности трансформации загрязняющих веществ, механизмы химико-биологических процессов самоочищения, нормативы качества воды, методики их определения.

Качество воды контролируется по определенным видам программ – гидрологический, гидрохимический, гидробиологический (Гусева и др., 2007). Однако увеличение антропогенной нагрузки на водные объекты ини-

циировало гидрохимические исследования с получением дополнительных критериев и подходов для оценки состояния вод (Давыденко, Руш, 2004; Селезнева, 2007; Папина и др., 2012).

Так, для оценки допустимого антропогенного воздействия в речных экосистемах необходимо знать не только концентрации и формы нахождения токсичных элементов в водной толще. Особенно важен анализ пространственно-временной динамики распределения гидрохимических показателей. Этот прием является ключевым в организации и проведении систематических многолетних гидрохимических исследований с целью выявления нарушений параметров воды (Левшина и др., 2007; Самарина, 2008; Shiklmanov, Skakalsky, 1994; Балыкин, 2009; Горгуленко, Тушкова, 2013).

Как правило, для изучения водных объектов используют несколько принципов. Например, ландшафтный, который позволяет определить источник воздействия на водный объект и место отбора проб в зависимости от положения в ландшафтной структуре изучаемой территории (надпойменная терраса, склон, пойменный участок и т.д.). Миграционный принцип размещения пунктов мониторинга направлен на исследование миграционных потоков внутри природных систем. Импактный или техногенно-очаговый принцип связан с близким расположением источников загрязнения. Мониторинг осуществляется непосредственно или вблизи измененных зон водного объекта. Пункты контроля включают один или несколько створов. Один расположен на участке при отсутствии сбросов и загрязнений. Другие выше и ниже источника загрязнения на 500 (1000) м. При контроле по всей длине реки устанавливается не менее трех створов, равномерно распределенных по акватории. Количество вертикалей и горизонталей определяют с учетом глубины и ширины объекта. Перечень определяемых гидрохимических показателей устанавливают с учетом целевого использования водоема и состава сбрасываемых сточных вод.

В России для анализа водной среды и донных осадков используются официальные методики, утвержденные Минздравом и Госстандартом РФ.

Оценка воды в рамках водного мониторинга ведется по обобщенным показателям. В число компонентов, по которым ведется оценка, обязательно включаются значения pH, O₂, БПК₅ и вещества, которые в наибольшей степени превышают предельно допустимые концентрации (ПДК), нормируемые в ГН 2.1.5.1315-2003. Программа контроля и показатели приведены в табл. 1.1.

Таблица 1.1

Программа контроля по гидрологическим и гидрохимическим показателям

| Программа контроля | Показатели |
|-------------------------|---|
| Обязательная программа | <p><i>Гидрологические</i></p> <p>Расход воды, м³/с; скорость течения, м/с (при опорных измерениях расхода на водотоках) или уровень, м (на водоемах)</p> <p><i>Гидрохимические</i></p> <p>Температура, °С; цветность, градусы; прозрачность, см; запах, баллы</p> <p>Концентрация растворенных в воде газов - кислорода, диоксида углерода, мг/дм³ (мг/л)</p> <p>Концентрация взвешенных веществ, мг/дм³ (мг/л)</p> <p>Водородный показатель (pH)</p> <p>Окислительно-восстановительный потенциал (Eh), мВ</p> <p>Концентрация главных ионов - хлоридных, сульфатных, гидрокарбонатных, кальция, магния, натрия, калия, сумма ионов, мг/дм³ (мг/л)</p> <p>Химическое потребление кислорода, мг/дм³ (мг/л)</p> <p>Биохимическое потребление кислорода за 5 сут, мг/дм³ (мг/л)</p> <p>Концентрация биогенных элементов - аммонийных, нитритных и нитратных ионов, фосфатов, железа общего, кремния, мг/дм³ (мг/л)</p> <p>Концентрация широко распространенных загрязняющих веществ, нефтепродуктов, синтетических поверхностно-активных веществ, летучих фенолов, пестицидов и соединений металлов, мг/дм³ (мг/л)</p> |
| Сокращенная программа 1 | <p><i>Гидрологические</i></p> <p>Расход воды, м³/с (на водотоках) или уровень, м (на водоемах)</p> <p><i>Гидрохимические</i></p> <p>Температура, °С</p> <p>Концентрация растворенного кислорода, мг/дм³ (мг/л)</p> <p>Удельная электропроводность, См/см</p> |
| Сокращенная программа 2 | <p><i>Гидрологические</i></p> <p>Расход воды, м³/с (на водотоках), или уровень, м (на водоемах)</p> <p><i>Гидрохимические</i></p> <p>Температура, °С</p> <p>Водородный показатель (pH)</p> <p>Удельная электропроводность, См/см</p> <p>Концентрация взвешенных веществ, мг/дм³ (мг/л)</p> <p>Химическое потребление кислорода, мг/дм³ (мг/л)</p> |

| Программа контроля | Показатели |
|-------------------------|---|
| | Биохимическое потребление кислорода за 5 сут, мг/дм ³ (мг/л) Концентрация двух-трех загрязняющих веществ, основных для воды в данном пункте контроля, мг/дм ³ (мг/л) |
| Сокращенная программа 3 | <i>Гидрологические</i> Расход воды, м ³ /с; скорость течения, м/с (при опорных измерениях расхода) (на водотоках) или уровень, м (на водоемах) <i>Гидрохимические</i> Температура, °С Водородный показатель (рН) Концентрация взвешенных веществ, мг/дм ³ (мг/л) Концентрация растворенного кислорода, мг/дм ³ (мг/л) Химическое потребление кислорода, мг/дм ³ (мг/л) Биохимическое потребление кислорода за 5 сут, мг/дм ³ (мг/л) Концентрация всех загрязняющих воду в данном пункте контроля веществ, мг/дм ³ (мг/л) |

К настоящему времени разработано большое количество методов прямой гидрохимической оценки качества воды и методов экодиагностики водных объектов с помощью оценки загрязнения донных отложений, состояния гидробионтов и др. (Фруммин и др., 1998; Степанова и др., 2007). Важнейшей характеристикой качества воды является способность к самоочищению. Это свойство напрямую зависит от величины рН, содержания растворенного кислорода, окислительно-восстановительного потенциала, растворенных органических веществ. Отрицательный кислородный баланс обуславливает нарушение внутриводоемных процессов. Как известно, кислородный режим водотоков отражает два противоположно-направленных процесса – потребление O₂ на минерализацию органического вещества и его пополнение за счет продуцирования в процессе фотосинтеза (Левшина и др., 2007). Норма ПДК для растворенного кислорода составляет не менее 6 мг O₂/дм³. Значение БПК₅ для чистых водоемов не превышает 2 мгO₂/дм³, в то время как для загрязненной воды оно существенно выше. Для оценки качества воды часто используют отношение БПК₅/ХПК, высокие значения которых указывают на поступление в воду веществ гумусовой природы, а также органических загрязнителей.

Нарушения гидрохимических показателей воды проявляется также в нарушении катионно-анионного состава при загрязнении водосборных территорий (Шорникова, 2007). Качество вод различных водных объектов оценивается по сходным параметрам и нормативным требованиям в зависимости от целевого предназначения. В настоящее время практически во всех странах имеются нормативные документы и методические рекомендации для оценки качества воды: для хозяйственно-питьевого водопользования, рыбохозяйственных целей и орошения (Мур, Рамамурти, 1987; Остроумов, Демина, 2010).

Следует отметить, что регламентация поступления загрязняющих веществ химической природы осуществляется с помощью двух систем ПДК: санитарно-гигиенических и рыбохозяйственных.

Также ведется классификация водных объектов по степени солености воды и по эколого-санитарным параметрам. Эколого-санитарная классификация разработана для проточных и мало- или непроточных водных объектов. Качество вод различных по генезису водных экосистем оценивается пятью классами с помощью УКИЗВ: 1 – условно чистая; 2 – слабо загрязненная; 3А – загрязненная; 3Б – очень загрязненная; 4А и Б – грязная; 4 В и Г – очень грязная; 5 – экстремально грязная.

Среди загрязнителей водной среды городов, представляющих наибольший интерес с целью контроля ее качества, металлы относятся к числу приоритетных загрязнителей. В значительной мере это связано с биологической активностью многих из них ТМ (Rodushkin et al., 1995).

В водных средах ионы металлов гидратированы и способны образовывать различные гидроксокомплексы, состав которых зависит от кислотности раствора. К числу приоритетных загрязнителей отнесены ТМ: кадмий, медь, никель, ртуть, свинец, цинк и хром. Попадая в водную среду в виде растворенных соединений, ТМ начинают активно участвовать в физико-химических и биологических процессах, нарушая процессы самоочищения и приводя к вторичному загрязнению водных объектов.

В экологической гидрогеохимии показано, что в природных водах металл в составе прочных комплексных соединений менее токсичен для водных организмов, чем этот же металл в виде свободных ионных форм. Если в природной воде присутствуют фульвокислоты, то негативное влияние этих металлов на водные организмы может быть существенно сниженным.

В природных водах металлы существуют в двух основных физико-химических фазах – растворенной и взвешенной, с переходной между ними фазой коллоидов. Учитывая нестабильный состав и быстро меняющиеся кислотно-основные свойства воды городских водных объектов, вариации форм нахождения металлов в одной толще могут быть весьма разнообразны (Кашин, Иванов, 2010; Моисеенко, Гашкина, 2007). Для большинства микроэлементов в речных экосистемах наблюдается преобладание взвешенной формы над растворенной. Факторами, определяющими основные количественные и качественные характеристики поведения металла в речной воде, являются: гидрологический режим реки; химический состав воды; редокс-потенциал E_h ; pH; мутность (наличие взвешенных частиц).

Дополнительное вовлечение в биогеохимический круговорот ТМ в воде приобретает негативное значение для функционирования водной экосистемы. К настоящему времени накоплен большой объем данных по содержанию ТМ в воде. В большинстве случаев определяется общая концентрация металла. Однако для прогноза поведения ТМ в водных экосистемах, их подвижности, процессов захоронения или эмиссии из донных отложений необходимы знания о формах ТМ и физико-химических процессах, происходящих на границах раздела вода – донные отложения, вода – почва (Папина Т.С. и др., 2012).

При оценке способности водной экосистемы к устойчивости внешним воздействиям необходимо учитывать также ее буферную емкость. Под буферной емкостью пресноводных экосистем по отношению к тяжелым металлам понимают такое количество металла, поступление которого существенно не нарушает естественного характера функционирования экосистемы.

Тяжелые металлы – свинец, кадмий, никель, цинк, медь и другие обладают выраженной мутагенной и канцерогенной активностью. При этом сам металл распределяется на следующие составляющие: 1) металл в растворенной форме; 2) сорбированный и аккумулированный фитопланктоном, то есть растительными микроорганизмами; 3) удерживаемый донными отложениями в результате седиментации взвешенных органических и минеральных частиц из водной среды; 4) адсорбированный на поверхности донных отложений непосредственно из водной среды в растворимой форме; 5) находящийся в адсорбированной форме на частицах взвеси.

Особенности поведения тяжелых металлов в различных природных средах вследствие промышленного загрязнения, их влияние на свойства воды и биоты, процессы миграции и формы нахождения химических элементов в водной толще рассмотрены в ряде работ (Мур, Рамамурти, 1987; Моисеенко, Гашкина, 2007; Михайлов, 2000; Лозовик и др. 2005; Смоляков и др., 2008).

В системе Гидрометслужбы РФ для экологического мониторинга водных объектов используются следующие нормативы: ПДК_{х-п} – для водоема хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения и ПДК_{р-х} – для водоема, используемого в рыбохозяйственных целях.

С помощью различных приемов и современных методов гидрохимического мониторинга можно получить исчерпывающие представления о пространственно-временном распределении загрязняющих веществ в водных объектах. В ряде работ изучены закономерности распределения загрязняющих веществ в водной среде, получены корреляции, позволяющие оценивать экологическое состояние водных объектов и выявлять значимые факторы техногенной нагрузки (Чипанина и др., 2011; Шорникова, 2007; Михайлова, 1991; Михайлов, 2000).

В качестве обобщающего исследования можно привести работу Г.К. Парфеновой (2004), в которой установлены количественные и качественные характеристики эволюции техногенеза гидрохимических показателей, выявлены на их основе закономерности трансформации химического со-

става вод и разработана модель пространственно-временной структуры эволюции техногенеза компонентов солевого состава и органических веществ в интервалах технико-экономического состояния урбанизированных территорий.

1.4. Речные долины и их индикационная роль в географических и геоэкологических исследованиях

Изучение речных долин как составной части водосборного бассейна теоретически связано с бассейновой методологией географических исследований, которую впервые использовал французский географ Ф. Бюаш (Карта мира..., 1753). В современных географических исследованиях данный подход нашел широкое применение (Ретеюм, 1978; Коротный, 1991; Симонов, 2004 и др.). Речным бассейном называют часть суши, с которой поверхностные воды поступают в русло реки. Любая эрозионная форма обладает своим бассейном стока поверхностных вод или водосбором. Водосборы различных рек (водотоков) ограничены друг от друга водоразделами.

Активно продвигая идею бассейновой организации территории, А.Ю. Ретеюм (1978) увязывал границы функционально-целостных геосистем с границами потоков, областей выноса и привноса вещества в речном бассейне. Ф.Н. Мильков (1981) рассматривал речной бассейн как парадинамическую систему, в которой в результате активного обмена веществом и энергии в сложном взаимодействии находятся региональные природные комплексы. Автор подчеркивал высокую упорядоченность бассейновой системы, достигаемую в результате направленного движения твердого и жидкого стока. А поскольку располагающиеся в бассейне комплексы связаны общностью происхождения, он также считал, что они образуют и парагенетическую систему, состоящую из долинно-речной и водораздельной подсистем.

Постепенно сформировалось представление о речном бассейне как природно-хозяйственной системе (Ретеюм, 1978; Корытный, 1991, 2001, 2006; Жерелина, 1997, 1999), в пределах которой однонаправленный поток природного вещества, энергии и информации способствует структуризации природных и хозяйственных компонентов, установлению прочных связей и взаимодействию между ними.

Речные долины являются элементом бассейновой организации территории и одновременно с этим полигенетическим элементом рельефа, в формировании которого участвуют как непосредственно русловой поток, так и другие экзогенные процессы (Иванова, Шамшурина и др., 2014). Кроме природных факторов формирования речных долин и их структурных составляющих (пойм и террас), в черте города также накладывается действие антропогенных факторов.

Сток взвешенных и влекомых речным потоком наносов формируется за счет вовлечения в движение поверхностного слоя русловых отложений, поступления продуктов размыва пойменного и террасового аллювия, выноса вещества с вышележащих участков и притоков и непосредственного поступления продуктов эрозии почв со склонов (Алексеевский, Чалов, 2001).

Речная долина служит одновременно и аккумулятором и источником твердого материала, переносимого рекой (Чернов, 1983), а скопления пойменного аллювия представляют собой одну из форм, в которой осуществляется сток речных наносов (Маккавеев, 1974).

Соотношение вклада различных агентов в формирование поймы во многом определяется масштабом речной долины; для малых рек, где ширина днища долины составляет несколько сотен метров, роль склоновых процессов в поставке материала часто сопоставима со значимостью флювиального фактора (Иванова, Шамшурина и др., 2014). В случае поступления в речной бассейн загрязняющих веществ, перемещающихся с почвенно-грунтовыми частицами, в пойменных ландшафтах может происходить их аккумуляция,

значительно влияющая на экологическую обстановку (Маркелов, Голосов, Беляев, 2012).

В связи с этим, в последние десятилетия повысилась актуальность исследований по ландшафтно-геохимической оценке долинных геосистем. Поскольку речным долинам принадлежит приоритетная роль в структурно-функциональной организации ландшафтов и пространственной дифференциации вещества особый интерес вызывает изучение качественных характеристик компонентов долинных комплексов.

Индикационная роль речных долин в ландшафтно-геохимическом состоянии территории подчеркивается в работе иркутских авторов (Нечаева, Снытко и др., 2010), которыми проведен анализ вещественного состава поверхностных вод и аллювия в бассейне Верхней Ангары. В частности, при выявлении пространственной дифференциации ландшафтной среды показана высокая информативность гидрохимических данных периода гидрологической межени и согласующегося с этими данными состава речных наилок.

Геохимический состав и качество вод исследованы на примере ландшафтов Ишимской равнины (Кошечева, 2011). В диссертации впервые проведена ландшафтная дифференциация местного стока с использованием методологии стокоформирующих комплексов, определена структура обменных процессов в водном компоненте ландшафтов, на основе обобщения результатов геохимического анализа разработан экологический каркас г. Ишим.

В обобщающей работе Н.И. Маккавеева «Русло реки и эрозия в ее бассейне» (2003) автор на многочисленных примерах доказывает связь состава аллювия, слагающего пойму, с породами берегов. На это обстоятельство обращали внимание А.А. Красюк, Р.А. Еленевский, Н.И. Николаев, Е.В. Шанцер и др. Чем меньше река и чем уже ее долина, тем большую часть грунтов поймы составляют продукты эрозии местного стока.

В исследованиях московских ученых показано влияние речных долин на биогеохимическую трансформацию городских территорий. Так, Н.Е. Кошелева с соавторами (2013) утверждают, что содержание Мо и в почвах, и в

листьях тополя возрастает в долинах рек – наибольшие концентрации Mo с Kc до 10.4 в почвах и 9.4 в листьях тополя обнаружены вдоль рр. Тола и Сэлбэ в черте г. Улан-Батора (Монголия).

Речные долины выступают предметом многих исследований, а признание речного бассейна целостной системой объединяет ученых разных научных направлений. В последние годы возрастает научный и практический интерес к трансграничным речным водотокам. В азиатской части России одновременно осуществляется несколько научных проектов по исследованию геоэкологического состояния и оценке водных ресурсов в бассейнах рек Урал, Амур, Иртыш, Селенга и др. Исследования выполняют международные коллективы с участием ученых из России, Казахстана, Монголии, Китая.

Экологическое состояние бассейна озера Байкал, научные основы использования и охраны водных ресурсов представлены в диссертационной работе Е.Ж. Гармаева (2008). Автором разработаны методики расчета годового, максимального и минимального летне-осеннего стока рек бассейна оз. Байкал; обоснована и создана модель реакции речной системы на антропогенное воздействие. Под его руководством в БИП СО РАН выявлены основные геоэкологические особенности изменения компонентов природной среды бассейна р. Селенга.

В рамках бассейновой концепции проводятся также геоэкологические исследования р. Селенга на территории Монголии. Например, изучены аллювиальные почвы бассейна р. Селенга, их агрохимические свойства, экологические условия формирования почв речных пойм Монголии (Убугунов, 1995; Убугунова, 1999). Гидрохимическая характеристика вод р. Селенга представлена в работе И.Д. Ульзетуевой с соавторами (2009). По данным итогового отчета по проекту мониторинга рек бассейна оз. Байкал на Монгольской территории (Сарантуяа, 2005), р. Туул признана одной из самых загрязненных малых рек бассейна озера.

Следует также отметить проекты БИП СО РАН совместно с АН Монголии по созданию интегрированной модели управления водными ресурсами

в бассейне р. Селенга; по разработке научных основ гидроэкологической безопасности бассейна трансграничной реки Селенги (Гармаев Е.Ж., Молотов В.С., Бадрах Ц., 2007).

Однако геоэкологических исследований малых водотоков – притоков р. Селенга практически нет (исключение диссертационная работа Д.Ц. Цибудеевой (2014)), хотя именно малые водотоки формируют эколого-гидрохимические характеристики речных бассейнов и их долин, поскольку являются основными источниками техногенных миграционных потоков загрязняющих веществ. Вместе с тем, на примере малых рек Восточного Забайкалья изучено влияние урбанизированных территорий на экологическое состояние долин и бассейнов (Коннов, 2008). Выявлено превышение ПДК по всем загрязняющим веществам в реках, протекающих через населенные пункты, в частности в р. Чита, а также неоднородность химического состава вдоль всего русла реки и метаболический регресс фитопланктона.

В заключение необходимо отметить, что речные долины и их пойменно-террасовые комплексы являются динамично развивающимися системами. Несмотря на то, что представление о внутренней согласованности системы речных долин сформулировано еще в XIX веке в работах Плайфера и развито в исследованиях, например, Р. Хортон (1948), вопросам происхождения, образования и строения, геохимического состояния речных долин посвящено множество современных научно-исследовательских работ (Скрипко, 2015).

Глава 2. Геоэкологическое состояние объекта исследования

2.1. Общая физико-географическая характеристика Улан-Батора и бассейна р. Туул в пределах города

Река Туул – наиболее крупный приток р. Орхон, впадающий затем в р. Селенга, является составной частью единой гидрографической сети трансграничного бассейна оз. Байкал со стороны Монголии (рис. 2.1). Из общей длины 728 км р. Туул течет в пределах г. Улан-Батор общей протяженностью около 35 км (от Гачуурта до Сонгино).

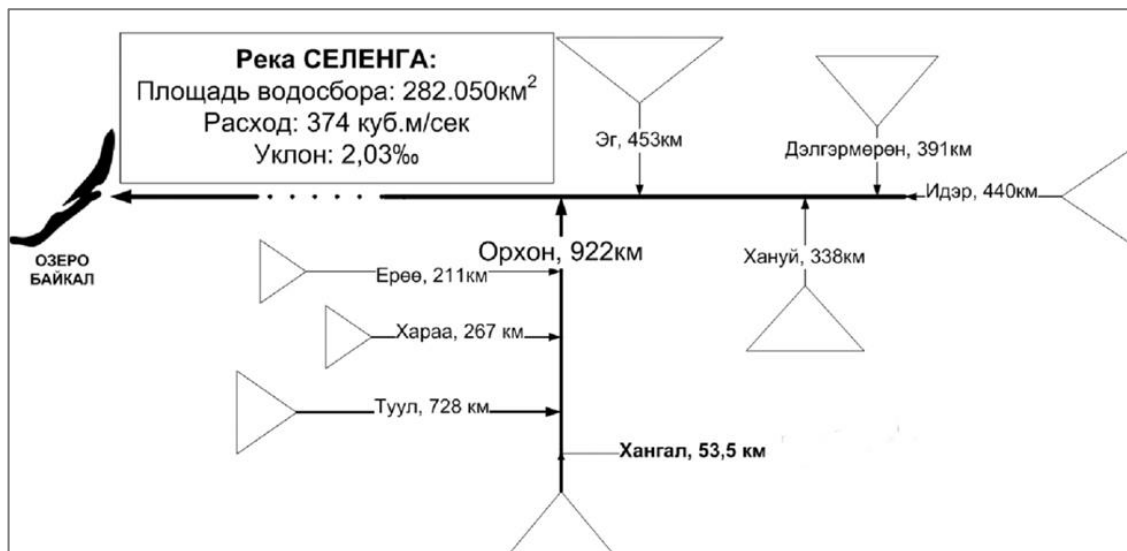


Рисунок 2.1. Карта-схема бассейнов реки Туул, Селенги, ее притоков и оз. Байкал на территории Монголии

Особенности геологического и геоморфологического строения бассейна в пределах территории г. Улан-Батора позволяют выделить долину р. Туул, устьевые части рек-притоков Сэлбэ и Улиастай, холмистые возвышенности Гандан и Наран, склоновые участки гор Махууртолгой и Улаанхуаран, северный склон г. Богд-Хан-Уул. Река берет начало на нагорье Хэнтэй, протекает главным образом по низкогорьям и холмистым равнинам северной части Монголии, имеет водосборный бассейн общей площадью 53,2 тыс. км² (Географический энциклопедический словарь, 1989). По берегам реки располагаются административные районы г. Улан-Батор (рис. 2.2).

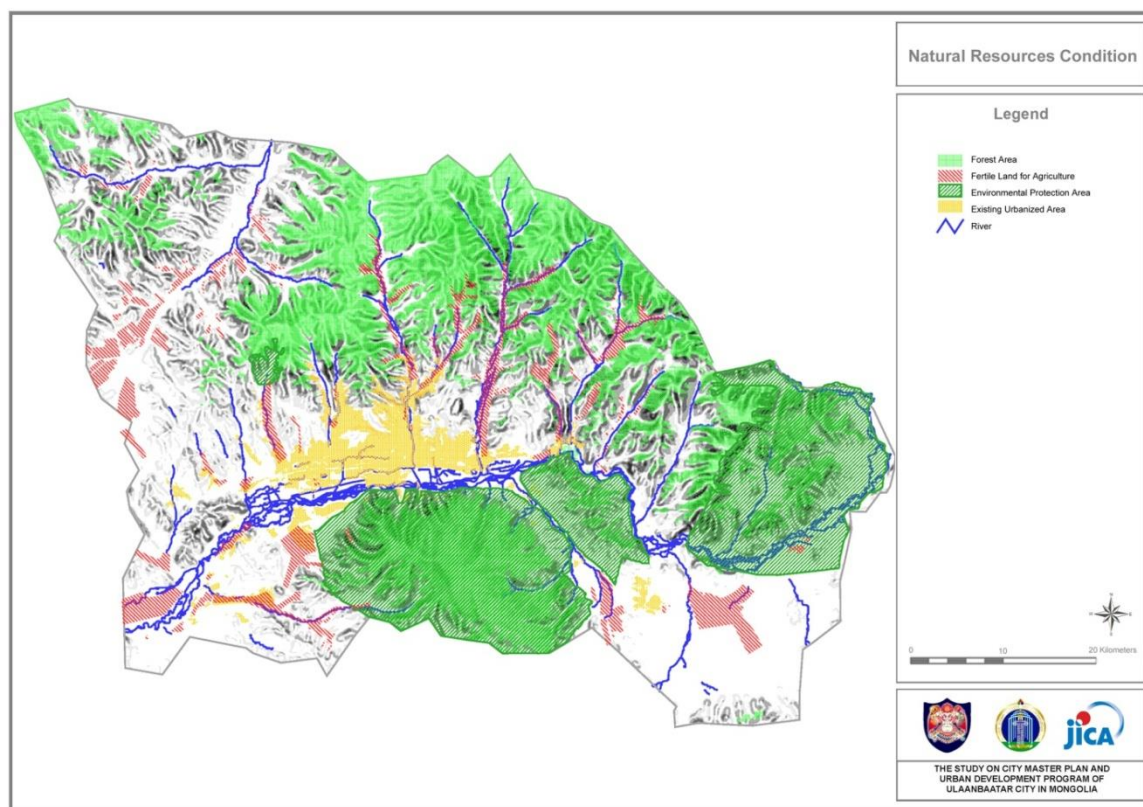


Рисунок 2.2. Территория г. Улан-Батор (здесь и далее приводятся рисунки из Генерального плана развития города и Программы социально-экономического развития Улан-Батора)
(перевод к легенде: сверху вниз по порядку – лесные территории (зеленым цветом), сельскохозяйственные угодья (красной штриховкой), особо охраняемые территории (зеленая штриховка), застроенные территории (желтым цветом))

Ширина поймы р. Туул в верхнем течении выше устья притока р. Улиастай составляет 3 км. Аллювиальные отложения здесь располагаются над породами третично-мелового и среднепалеозойского возраста. Самой распространенной литологической разновидностью являются гравийно-галечниковые грунты с песчаным заполнителем. Они встречаются на всех участках до глубины от 0,20 до 40-50 м от дневной поверхности. Северные границы устьевых частей притоков р. Туул (Сэлбэ и Улиастай) выходят за пределы застроенной части города. На юге рассматриваемый район ограничен хорошо выраженным в рельефе уступом.

Территориально г. Улан-Батор приурочен к древней складчатой области и представляет собой часть Центрально-Азиатского плоскогорья, расчлененного многочисленными речными долинами, формирование которого завершилось в конце палеозоя. В основании нагорья залегают палеозойские

метаморфические и магматические породы. Начиная с мезозоя под действием экзогенных факторов эта территория превратилась в выравненную денудационную поверхность с уклонами до 20° (рис. 2.3).

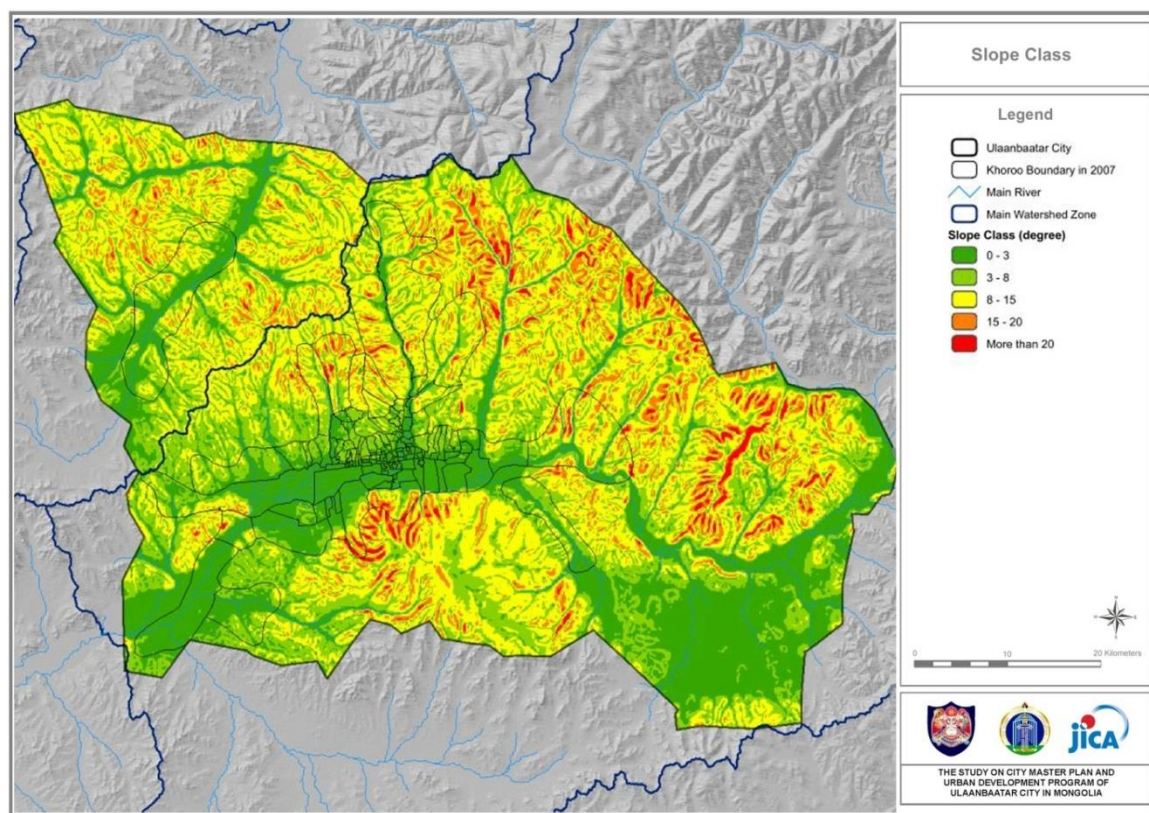


Рисунок 2.3 Уклоны поверхности на территории г. Улан-Батора

В конце третичного и начала четвертичного периодов за счет активных тектонических подвижек произошла коренная перестройка поверхности, где теперь расположен город (Медведева, 1971).

В орографическом отношении территория города Улан-Батор находится в Хэнтэй-Хангайском регионе в области Хэнтэйского мегасвода, представляющего собой сводово-блоковое поднятие, осложненное системой наложенных горстов, грабенов, купольных массивов и вытянутое в северо-восточном направлении, является областью интенсивного горообразования. Останцы на блоках поверхностей выравнивания свидетельствуют о дифференцированных движениях территории. Система блоков ограничена разломами северо-восточного направления. Отдельные блоки образуют гребневидные или пологовершинные водораздельные горстовые хребты,

морфология которых связана с различной устойчивостью гранитоидов и вмещающих пород.

В целом территорию города Улан-Батора можно охарактеризовать как сочетание обширных сводово-глыбовых возвышений (с отдельными фрагментами высокогорья и низкогорья) Хэнтэйского горного массива, восточных отрогов Хангая и мелкосопочно-равнинного пространства. Рельеф характеризуется сочетанием крутых, асимметричных склонов и плоских округлых вершин. Абсолютные высоты на территории города колеблются в пределах 1300-1350 м над ур. м.

Климат г. Улан-Батора непосредственно связан с его географическим положением и обусловлен взаимодействием основных климатообразующих факторов. Территория города находится в сфере влияния западного переноса с характерными для него циклоническими и антициклоническими процессами (Убонова, 2005). По географическим и термическим условиям, а также по режиму увлажнения территория г. Улан-Батора относится к умеренной зоне с небольшой продолжительностью солнечного сияния 2862-2816 час в год, жарким летом и холодной зимой. Повторяемость приземных инверсий температур воздуха холодного периода составляет порядка 130 дней в среднем за год (табл. 2.1).

Таблица 2.1.

Среднее число дней с приземной инверсией воздуха за год (данные Национального Агентства по метеорологии и мониторингу окружающей среды Монголии)

| Станция | Сентябрь | Октябрь | Ноябрь | декабрь | январь | февраль | март |
|------------|----------|---------|--------|---------|--------|---------|------|
| Улан-Батор | - | 18.0 | 21.0 | 23.8 | 24.0 | 22.8 | 20.4 |
| Кызыл | 19.5 | 20.8 | 18.5 | 27.5 | 26.2 | 26.0 | 27.5 |

Над территорией г. Улан-Батора развивается Азиатский антициклон, сопровождаемый нисходящими потоками воздуха, мощными приземными температурными инверсиями, слабыми ветрами, застоями воздушных масс. Его центр располагается у северной окраины Монголии, южнее оз. Байкал.

Зима очень морозная, безветренная, малоснежная. Весна обычно затяжная, холодная, ветренная. Лето длится приблизительно 110 дней с конца мая до сентября. За это время выпадает до 80% годовой нормы осадков. Наиболее сухое время года – весна (табл. 2.2). Отличительной чертой климата г. Улан-Батора является ярко выраженная континентальность, которая проявляется в резких колебаниях хода основных метеорологических элементов. Годовой ход атмосферного давления в г. Улан-Баторе выражен довольно четко и, являясь почти зеркальным отражением годового хода температуры воздуха, имеет многолетний максимум зимой и минимум летом.

Таблица 2.2.

Характеристика температур по станциям Монголии (данные Национального Агентства по метеорологии и мониторингу окружающей среды Монголии)

| Название станции и географическое положение | Абсолютная высота, м | Средне годовая температура, °С | Абсолютные значения температуры воздуха | | Число дней | Среднегодовая сумма осадков, мм | Осадки, мм по месяцам | | |
|---|----------------------|--------------------------------|---|---------|------------|---------------------------------|-----------------------|------|-------|
| | | | Максимум | Минимум | | | X-III | IV-V | VI-IX |
| Бурун-Хара 48°50'с.ш., 106°в.д | 806 | -2 | 38.6 | -48.1 | - | 294 | 24.1 | 26.4 | 214.8 |
| Ундур-хан 47°20'с.ш., 110°40'в.д | 1027 | -1.2 | 38.9 | -46.3 | 123 | 235 | 22.5 | 24.1 | 188.4 |
| Чойбалсан 48°с.ш., 144°30'в.д | 755.6 | 0.3 | 40.1 | -41.6 | 128 | 242.6 | 19.5 | 21.4 | 191.7 |
| Улясутай 47°40'с.ш., 96°50'в.д. | 1753 | -3.1 | 32.0 | -46.2 | 99 | 215 | 26.9 | 24.8 | 163.3 |

В пределах Улан-Батора влажность определяется иссушающим влиянием городских пространств, примыкающих к Туульской долине, и общей атмосферной циркуляцией умеренных широт (Аргучинцева и др., 2008). Ветровой режим зависит от особенностей рельефа и орографии Туульской долины. Максимальная средняя месячная скорость западных ветров 3.4 м/с

отмечается в апреле, минимальная 1.2 м/с – в январе. Предельные скорости ветра составляют 25 м/с.

Гидрографически бассейн р. Туул граничит на севере с бассейнами рек Хара и Ероо, на востоке – с бассейном р. Хэрлэн, на юге – с бессточным бассейном Центральной Азии и на западе – с бассейном р. Орхон. Сведения о водосборе и длине основного водотока могут по разным литературным источникам варьировать, но порядок цифр сохраняется. Так, по данным (Бат Б. 1997), общая длина р. Туул 704 км, площадь водосбора – 50 400 км².

Туул имеет довольно развитую гидрографическую сеть. Ее притоки: река Тэрэлж – длина 65 км, площадь водосбора 1232 км²; река Холын-Хондий – длина 23 км, площадь водосбора 280 км²; река Улиастай – длина 35 км, площадь водосбора 317 км²; река Сэлбэ – длина 34.7 км, площадь водосбора 305 км²; а также притоки Гачуурт, Баян-Тургэн и другие.

Среднегодовой речной расход составляет 25 м³/с или 788,4 млн м³/год. По гидрологическому режиму относится к рекам с преимущественно летним дождевым питанием (рис. 2.4). В течение года отмечается с ноября по апрель ледостав, в мае – начале июня уровень воды повышается в связи с весенним половодьем. Летом и ранней осенью характерны дождевые паводки.

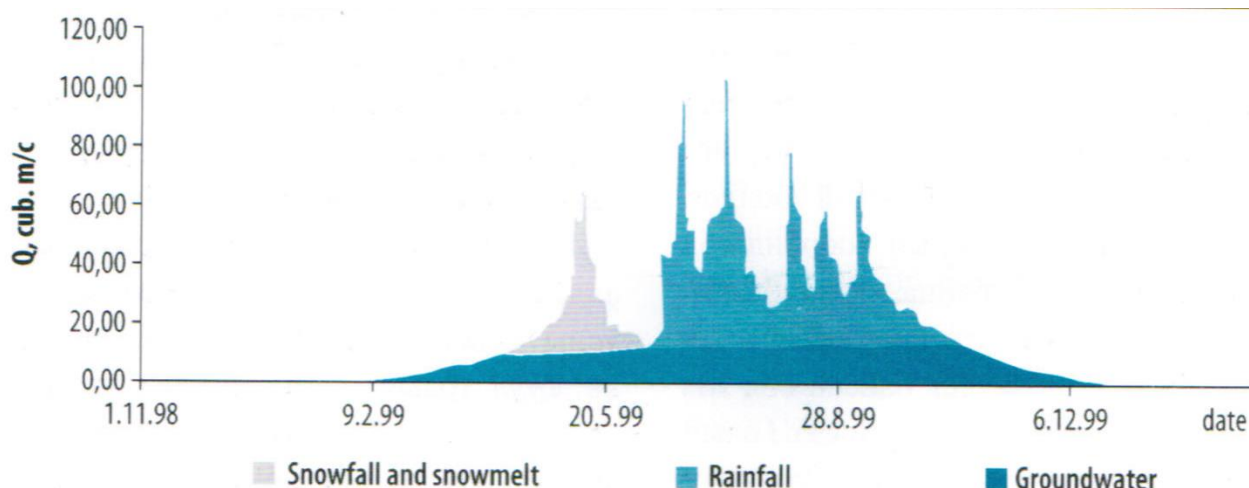


Рисунок 2.4. Гидрограф речных расходов р. Туул в районе г. Улан-Батора (по данным бассейнового управления)

Долина р. Туул на протяжении всего участка в пределах г. Улан-Батор однотипна и представлена надпойменными террасами и низкой поймой, затапливаемой паводками редкой повторяемости.

Поверхность поймы слабо задернована, на большей части покрыта аллювиальными отложениями – валунами, галечниками, реже гравелитистыми песками. Пойма реки сильно расчленена старыми и современными формами русловой деятельности.

Местами в пойме наблюдается луговая растительность, прибрежная часть занята древесным кустарником. Подверженная активной деятельности паводковых вод, пойма находится в зоне воздействия деформационных процессов русла и по существу является его продолжением. Русло реки Туул почти на всем протяжении рассматриваемого участка тяготеет к подошве левого борта долины. Ширина его колеблется от 30 до 80 м.

Ложе русла р. Туул, как правило, сложено валунно-галечниковым материалом, сильно разветвлено на рукава и протоки шириной от 10 до 30 м. Уровень воды в межень колеблется: на перекатах от 0-2 до 0,5 м; на плесах от 1,0 до 1,5 м. Берега русла невысокие – от 0,1 до 1,5 м и подвержены размыву. Скорость течения 0,5-0,7 м/с в межень и 2,5-3,0 м/с в период паводка. Коэффициент шероховатости русла составляет 0,03-0,05.

Продольный профиль р. Туул в меженный период имеет ступенчатый вид и представляет собой чередование плесов и перекатов. Протяженность плесовых участков не превышает 0,3 км. Уклон водной поверхности реки в межень колеблется от 0,001 на плесах до 0,004 на перекатах.

Почвообразование в долине р. Туул характеризуется замедленными темпами биологического круговорота, химического выветривания, краткосрочностью периода биологически активных температур, длительностью холодного периода и глубоким промерзанием почвенного покрова. По механическому составу это легкие и средне – глинистые почвы, как правило, расположенные на более возвышенных местах. В основной почвенный горизонт представлен аллювием, глиной, песчаником или песком.

Территорию г. Улан-Батор делят по структуре почвы на основные классы: тонкий слой почвы аллювия, толстый слой почвы аллювия, солончаковая почва аллювия озер. Характерной чертой морфологии профиля этих почв является наличие гумусовых затеков, языков и карманов, а также солевой корки на поверхности (Голованов, Батхишиг, Гунин и др., 2012).

Для дерновых почв характерно рыхлое, грубоскелетное и грубогумусное микростроение, слабая агрегированность почвенной массы, отсутствие железистых макро- и микро-новообразований, а также новообразованного кальцита. Глинистой плазмы очень мало и нет признаков ее подвижности. Почвы характеризуются незначительным содержанием (1,8-2,4%) гумуса, слабощелочной реакцией и низкой емкостью поглощения 20-35 мг-экв/100 г почвы, легким гранулометрическим составом, малой водоудерживающей способностью. Геоморфология и почвенно-геохимические особенности долины р. Туул изучены в работе (Батхишиг, 1999).

Вдоль русла реки склоны преимущественно покрыты песком. Слаборазвитая почва аллювия вдоль реки имеет тонкий слой камней и наряду с землянистым слоем на глубине открывается скрытый глиняный горизонт. Некоторые отрывочные геохимические исследования в г. Улан-Баторе были предприняты авторами (Уржинбадам, Гончигсумлаа, 1999).

По ботанико-географическому районированию территория города Улан-Батора относится к Евроазиатской степной области, Дауро-Монгольской (Центрально-Азиатской) подобласти, Монгольской степной провинции. Растительный покров территории города Улан-Батора обусловлен спецификой природных условий. Здесь представлены лесные и кустарниковые сообщества, петрофитно-разнотравно-дерновинно-злаковые, разнотравно-дерновинно-злаковые и дерновинно-злаковые степи, злаково-разнотравно-осоковые луга, а также сорные группировки.

Все типы сообществ можно расположить в ряд по убыванию числа отмеченных в их ассоциациях видов растений: разнотравно-дерновинно-злаковые степи на вогнутых склонах сопок и низкогорий – общее число

видов составляет 198; злаково-разнотравно-осоковые луга в ложбинах стока – 170, дерновино-злаковые степи на равнинах – 136, петрофитно-разнотравно-дерновинно-злаковые сообщества на вершинах сопок и низкогорий – 96, сообщества залежных земель – 78. Контрастность радиационного режима, обусловленная экспозицией и крутизной склонов, резкие различия в их тепло – и влагообеспеченности приводят к мозаичности пространственной структуры растительности. Вопросам происхождения, ботанико-географического положения флоры, а также почвам, ландшафтным и природно-климатическим условиям посвящены также работы (Мурзаев, 1952; Береснева, 2006).

2.2. Источники антропогенных воздействий. Виды загрязнений

Особенность г. Улан-Батора заключается в том, что он расположен среди отрогов гор, в пределах поймы и надпойменной террасы р. Туул и вытянут с запада на восток. Это определило высокую концентрацию промышленных предприятий, жилых массивов, автозаправочных станций, центральной автомагистрали и железной дороги преимущественно вдоль русла основной реки.

Анализ источников антропогенных воздействий позволяет выделить несколько территориальных зон, оказывающих существенное влияние на загрязнение городской среды (рис. 2.5). К основным источникам воздействия следует отнести: главные водозаборы города и канализационные очистные сооружения (КОС); промышленную зону с обособленным положением отдельных предприятий легкой и пищевой промышленности; юрточную часть.

Центральное водоснабжение города осуществляют два водозабора из источника поверхностного водоснабжения р. Туул (верхний и центральный). На технические нужды водозабор также проводится в районе Сонгино. Хозяйственно-бытовые стоки поступают с Центральных КОС города ниже по

течению реки биокомбината. В верхней части г. Улан-Батор главный источник загрязнения воды р. Туул – очистные сооружения Налайха, которые расположены на расстоянии 33 км выше города.

Промышленная зона города – предприятия теплоэнергетики (ТЭЦ), пищевой, мясной промышленности (мясо- и биокомбинат), кожеобработки, птицеводства (птицекомбинат) – оказывает существенное загрязняющее воздействие на все компоненты окружающей среды. Разнообразны и виды загрязнений: химическое, биологическое, механическое, шумовое, тепловое.

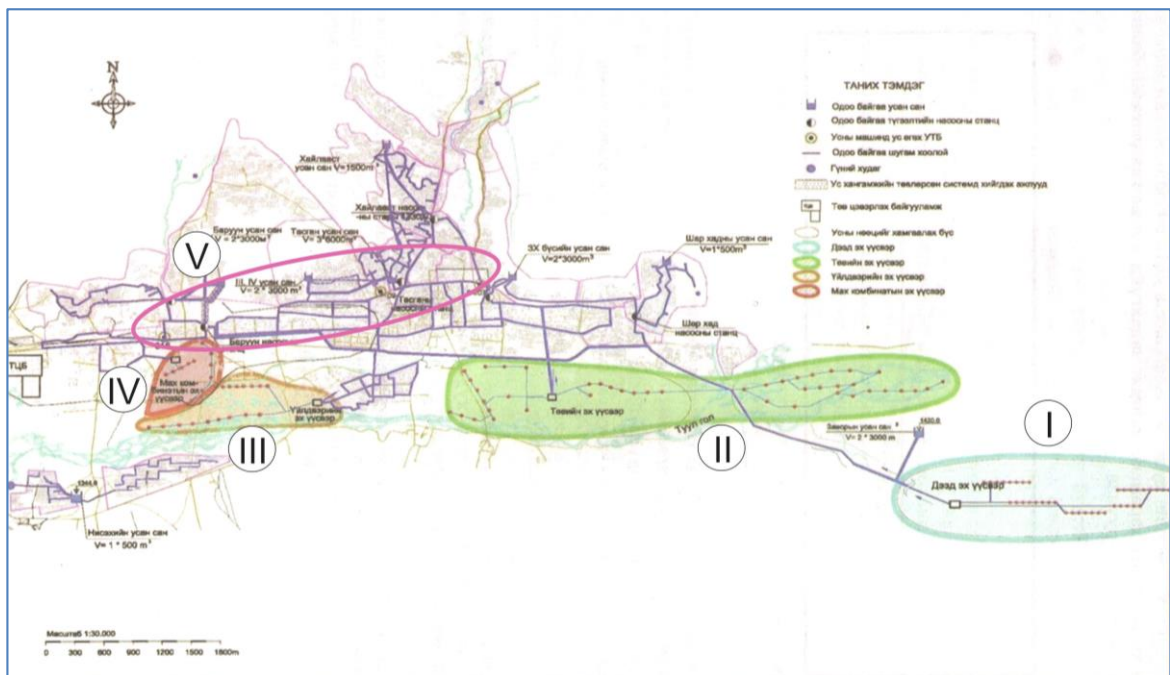


Рисунок 2.5. Зоны территории г. Улан-Батора с разными источниками антропогенных воздействий на компоненты окружающей среды (составлено автором)

Условные обозначения: I – верхний водозабор, II – центральный водозабор, III – промышленная зона, IV – мяскокомбинат, V – юрточная часть города, определяющая поверхностный сток с городской территории.

Юрточная часть города – еще один источник почти всех видов загрязнений. За отопительный сезон, который длится в Монголии с 15 октября по 15 мая, то есть около 210 дней в году, жители юрт сжигают до 443 тыс. т низкокачественного угля и 700 тыс. м³ дров. Отметим, что весь поверхностный сток с этой территории поступает в р. Туул. Однако данные по этому виду воздействия в полном объеме отсутствуют.

В последние годы наблюдаются ускоренные темпы развития процессов урбанизации на территории Монголии. Этому способствовали общее увеличение численности населения страны, рост промышленного производства, внутренняя миграция населения (Банзрагчийн Болор, 2006). Несмотря на национальные традиции ведения хозяйства, условия быта, возрастает стремление монголов к проживанию в крупных городах. В связи с индустриализацией, развитием автомобильного и железнодорожного транспорта городское население страны стремительно растет. Так, в городе Улан-Баторе по данным за 2009 г. проживало 1 106,7 тыс. человек, в 2012 г. численность населения столицы Монголии превысила 1 227,0 тыс. человек, на 1 января 2016 г. – 1 380,8. При этом за период 1980-2016 гг. население г. Улан-Батора увеличилось в 3,6 раза (по данным Статистического агентства столицы Монголии: Улаанбаатар хотын хүн ам, 1980-2016 [<http://ubstat.mn/StatTable=20>]).

Вопросы социально-экономического развития Монголии в современных условиях глобализации, негативных изменений в окружающей среде в условиях аридизации климата рассмотрены в ряде работ, например (Гунин и др., 2003). Показано, что окружающая среда и природные ресурсы Монголии чрезвычайно уязвимы к антропогенному воздействию. Несмотря на значительное биологическое разнообразие и богатство возобновляемых и невозобновляемых ресурсов, требуется безотлагательная модернизация системы эксплуатации природных богатств на строгой законодательной основе и с учетом вековых традиций неистощительного природопользования. Социальные и экологические проблемы монгольского населения в условиях урбанизированных территорий, в частности г. Улан-Батора приведены в (Чинзориг, 2009).

Загрязнение атмосферного воздуха столицы, масштаб его воздействия на экологическое состояние города и здоровье людей очень значительны. В Улан-Баторе скорость ветра, особенно в зимнее время года, сравнительно мала. Поэтому в приземном слое воздуха образуются температурные инверсии,

воздух застаивается, что влияет на концентрацию и особенности распространения загрязняющихся веществ в атмосфере города. Из-за этого часты повышенные уровни загрязнения воздуха в определенные сезоны года и часы суток. Например, в период пика сезона печного угольного отопления с ноября по март.

Основными источниками загрязнения атмосферы города Улан-Батора являются четыре ТЭЦ, предприятия стройиндустрии, малые котельные, печные трубы домов, автотранспортные и железнодорожные предприятия, использующие для отопления твердое угольное и жидкое топливо. Тепловые электростанции работают на сернистых углях из Багануура и Шарын гола. Обобщенная информация по потреблению твердого топлива и выбросам загрязняющих веществ в атмосферу по некоторым ТЭЦ города приведена в табл. 2.1.

Таблица 2.1

Характеристика загрязняющих веществ в выбросах от ТЭЦ г. Улан-Батора
(данные МПР Монголии)

| Объект | Уголь, т/год | Зола, т/год | SO ₂ , т/год | NO ₂ , т/год |
|--------|--------------|-------------|-------------------------|-------------------------|
| ТЭЦ-4 | 1 935 158 | 36 509 | 17 416 | 22 170 |
| ТЭЦ-3 | 867 402 | 20 405 | 7652 | 8583 |
| СЗУ | 544 903 | 12 860 | 4809 | 6311 |

СЗУ – средний зимний уровень загрязнения

Суммарный выброс взвешенных веществ в атмосферный воздух города составляет 61,44 г/м³. Вокруг города вследствие выпадения зимой угольной пыли происходит загрязнение снежного покрова (Сарантуяа, 2005). В центральной части города уровень загрязнения воздуха из-за выбросов автотранспорта в 2 раза выше, чем в других районах. Здесь отмечаются повышенные концентрации пыли, окиси углерода, озона, двуокиси азота, формальдегида, свинца, хрома, марганца и фтора. За последние годы повысилось содержание бенз(а)пирена.

Зона наибольших концентраций двуокиси серы смещена на восток от центра города под влиянием преобладающих ветров западных румбов, повторяемость которых за год составляет 40%. Метеорологические условия распределения примесей в приземном слое атмосферы г. Улан-Батора и моделирование полей загрязнения были рассмотрены в работе (Аргучинцева, 2008).

В условиях города Улан-Батора длительные периоды с ясным небом и тихой погодой обуславливают фотохимические смоги. Этому способствует присутствие в воздухе одновременно озона, двуокиси азота и формальдегида. Улан-Баторский смог представляет собой ядовитый туман грязно-желтого цвета, возникающий во влажном воздухе в условиях антициклона на высоте 100 – 200 метров.

Расположение столицы в обрамлении горных отрогов в сочетании с неблагоприятными метеорологическими факторами создает условия для накопления загрязняющих веществ в атмосфере и не позволяет воздушным потокам эффективно их рассеивать. Анализ данных Центральной контрольно-исследовательской лабораторий по окружающей среде показывает, что в зимний период содержание пыли в воздухе превышает максимальные разовые ПДК в 1,3 раза, вредных газов – в 3,1 раза и более. В течение суток уровень концентрации вредных веществ в воздухе достигает своего пика в утренние (от 6 до 9) и вечерние (от 17 до 21) часы. Так, в центре города концентрация пыли повышается до 24-39 мг/м³.

Загрязнение воздуха столицы, связанное с выбросами автотранспорта составляет 32% суммарных объемов стационарных и передвижных источников, по данным МПР Монголии.

Весной при повышении температуры воздуха и под влиянием прогрева земной поверхности действие Азиатского антициклона ослабевает, усиливается циклоническая деятельность, сопровождающаяся осадками и сильными ветрами, что способствует очищению атмосферы города.

Загрязнение воды р. Туул обусловлено, прежде всего, Центральными канализационными очистными сооружениями г. Улан-Батора, которые по современным оценкам экспертов не способны очищать стоки в соответствии с принятыми международными стандартами. Очистные сооружения расположены в нижней части города по течению р. Туул вблизи биокомбината. По мнению экспертов, требуемые очистки объемы стоков в 2-3 раза превышают производственные мощности Центральных очистных сооружений.

Город Улан-Батор имеет два источника водоснабжения. Центральный подземный водозабор из 93 скважин расположен вдоль р. Туул. Второй водозабор находится на расстоянии 51-73 км от города в местности Харзтай. Вода здесь поднимается с глубины 60-80 м с помощью насосов и подается в систему питьевого водоснабжения города. Для технического водоснабжения также используются грунтовые воды местности Сонгино в районе ТЭЦ-IV.

Два подземных водозабора в пойме реки выше города имеют общий объем забора воды 160,0 тыс. м³/сутки, что составляет 7,5% среднесуточных речных расходов и соответствует низкому уровню водного стресса. Общий сброс сточных вод осуществляют Центральные КОС в нижней части города объемом 170-190 тыс. м³/сутки при кратности разбавления речными водами 1:10.

Весь поверхностный сток в городской черте также поступает в р. Туул. В связи с чем, на территории г. Улан-Батора сформировалось линейное загрязнение пойменного ландшафта и самой реки Туул, которая является сбросным каналом очистных сооружений города и промпредприятий, ливневых вод и неочищенных городских стоков.

Главная автомагистраль проходит через весь город вдоль реки, поэтому все загрязняющие вещества, преимущественно нефтепродукты и тяжелые металлы, по уклону местности поступают в пойму реки и затем в речные воды. Высокий уровень загрязнения имеют воды р. Туул от Сонсголона до Биокомбината, так как сюда стекают сточные воды, практически без очистки с ближайших районов города. Загрязненная вода, поступающая с промыш-

ленных предприятий Гачуурта, Улиастай и Амгалана через систему канализации города, поступаая в реку, оказывает загрязняющее воздействие на пойменно-террасовый комплекс при половодьях и паводках.

По мере поступления загрязненных стоков ухудшается экологическое состояние основной водной артерии города и снижается качество речных вод. По данным Центральной контрольно-аналитической лаборатории г. Улан-Батора (рис. 2.6), качество воды реки Туул оценивается от условно чистой (сине-фиолетовый цвет на рисунке) до средне- и сильнозагрязненной (зеленый и красный цвет соответственно).

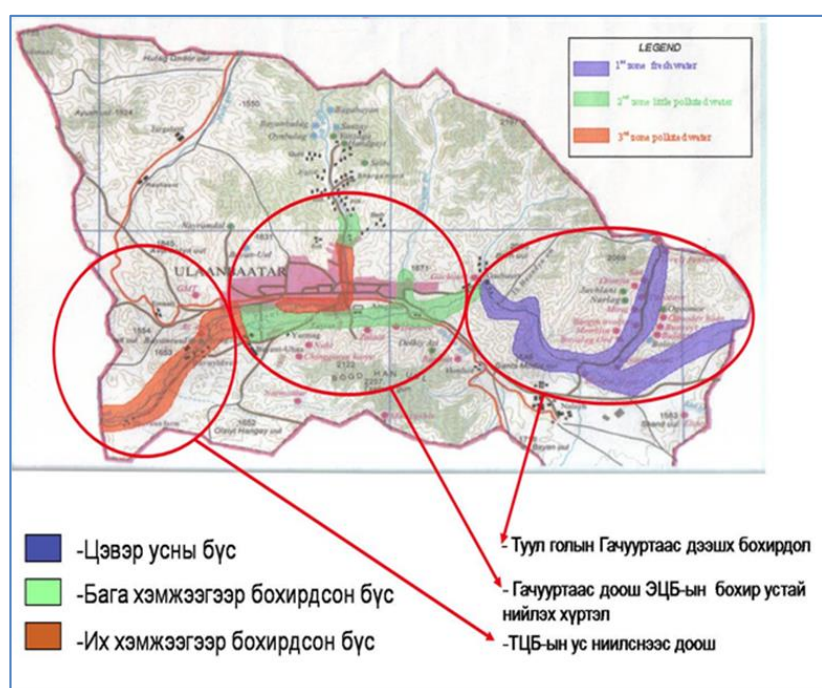


Рисунок 2.6. Качество воды р. Туул по данным Центральной контрольно-аналитической лаборатории г. Улан-Батора

Одной из немногочисленных работ по изучению уровня загрязнения речной воды на территории города является публикация (Баярсайхан, 2009а). За последние годы проблемы водоснабжения города и загрязнения поверхностных вод только обострились в связи с ускорением темпов роста урбанизации, увеличения числа автотранспорта, расширения юрточной части и др.

Вопросам *загрязнения почв* столицы Монголии посвящены многочисленные работы монгольских и российский ученых (Баярсайхан, 2009б; Но-

ровсурэн, Савич, 2011; Кошелева, Касимов и др., 2012; Сорокина, Энх-Амгалан, 2012; Кошелева, Касимов и др., 2013).

В ходе исследований были выявлены повышенные содержания Ca, Mg, K, Na в почвогрунтах частной застройки и около промышленных предприятий (ТЭЦ, вся юрточная часть и т.д). Немаловажное значение для загрязнения почв имеют физико-географические условия города, находящегося в пониженной по отношению к окружающей горной территории части рельефа. Именно поэтому здесь сформировались неблагоприятные экологические условия и наиболее загрязненные участки городской территории.

Так, жидкие отходы ТЭЦ-IV в составе загрязненной воды, сбрасываемые из системы удаления смолы прямо на ландшафты, загрязняют почвы прибрежных территорий бассейна реки Туул. Количество смолы и шлаков, скапливающихся в течение года на ТЭЦ-IV, показано в табл. 2.2.

Таблица 2.2

Количество отходов в виде смолы и шлака, сбрасываемых с загрязненной водой ТЭЦ-IV (данные МПР Монголии)

| № | Сезон года | Количество смолы и шлака, т | | | |
|---|------------|-----------------------------|---------|---------|----------|
| | | в час | за день | в месяц | за сезон |
| 1 | Осень | 29,8 | 715,5 | 21456,0 | 64368,0 |
| 2 | Зима | 44,8 | 1074,6 | 32238,0 | 96713,4 |
| 3 | Весна | 29,8 | 715,5 | 21456,0 | 64368,0 |
| 4 | Лето | 28,9 | 644,8 | 19342,7 | 58028,0 |

Наибольшей степенью техногенной геохимической трансформации подвержены почвы промышленной зоны, концентрирующие широкий спектр элементов-загрязнителей: Zn, Mo, Cr, Cd, Pb, Cu. В селитебной зоне накапливаются Pb и Zn, в рекреационной – Mo, Ni и Cr. Для многих элементов заметно влияние функционального использования территории. Почвы города оцениваются как загрязненные ($Z_c = 16-32$). Превышение ПДК наблюдается для As на 100% территории города, для Zn – на 34%, для Mo – на 20% и Pb – на 16 %, соответственно.

Источником загрязнения почв мышьяком являются ТЭЦ и малые котельные, работающие на угле Налайхского и Бага-Нурского разрезов. С территориальным распределением мышьяка и его концентрациями ассоциируется сурьма, поскольку их экстремально аномальные центры распределения совпадают.

Индикатором оценки влияния атмосферных выпадений на снежный покров является значение рН снеговых вод. В центре города обнаружено увеличение значений рН в среднем на 1 ед. до 8-9 и более.

Все жидкие бытовые отходы от юрт неорганизованным потоком распределяются по территории города, поступают в почвенный покров, фильтруются или устремляются в пойму реки и поверхностную воду.

Влияние юрточной части. В юрточной части Улан-Батора проживает 620,0 тыс. жителей. Атмосферные выпадения от печного отопления оседают на почвы города, аккумулируются в почвенном профиле и представляют экологическую опасность для биоты и человека. Поэтому наибольшее загрязнение атмосферного воздуха в городе постоянно отмечается в районах сосредоточения юрт, занимающих всю северную часть города и другие районы. Выбросы юрточной части города значительно снижают прозрачность атмосферы города, создают условия для образования смога.

Суммарное потребление частных отопительных устройств, по данным МПР Монголии, составляет 235 923 тонн угля в год. При сжигании его в воздух попадает 6100 тонн CO_2 , 31978 тонн SO_2 и многие тысячи тонн пепла и пыли из печей домохозяйств, расположенных в административных районах столицы – Баянзурх, Хан-Уул, Чингэлтэй, Сухэ-Батор, Сонгино, Баянгол.

Юрточная часть является крупным источником всех типов загрязнения как по охвату территории города, так и по превышению экологических нормативов. Так, в работе (Кошелева, Касимов, 2012) показано, что в центральной части города выявлены участки с интенсивным загрязнением почв, имеющих в своем составе высоко и чрезвычайно опасные загрязнители – тяжелые металлы. Наиболее широкий спектр загрязнителей тяжелых металлов

обнаружен для жилых кварталов юрточной части на локальных участках площадью от 0,3 до 1 км² каждый (всего их семь суммарной площадью 4,5 км²). Они характеризуются высоким содержанием в почвах свинца, цинка, железа и других химических элементов, превышающих ПДК. Суммарная площадь высоких уровней загрязнения на территории города составляет более 6 км².

2.3. Географическая привязка пунктов пробоотбора для геохимических и гидрохимических исследований

Полевые работы в прирусловой части пойменного ландшафта г. Улан-Батора проводились в течение 2009-2013 гг. в весенний (май) и осенний (сентябрь) периоды, когда влияние подземного питания прирусловой зоны минимально. Это позволило определить антропогенную составляющую в виде поверхностно-склонового стока за счет смыва с прибрежной почвы в результате выпадения дождей, поскольку уровень разгрузки подземных и грунтовых вод в эти периоды практически одинаков.

Согласно представленным в работе (Монгол улс. Хэлэлцуулгийн Баримт бичиг, 2009) данным о речных расходах р. Туул, с февраля по декабрь баланс компонентов речного стока (подземное, дождевое, снеговое питание) таков, что подземные воды в эти периоды практически не влияют на результаты исследования.

Экспериментальный гидро– и геохимический блок данных включает в себя результаты полевых исследований, выполненных в пределах пойменно-террасового комплекса реки Туул в городской черте Улан-Батора в течение четырех лет. Расположение створов выбраны целенаправленно с учетом размещения объектов техногенного воздействия на пойменно-террасовый комплекс р. Туул (рис. 2.7), в том числе на его отдельные компоненты – аллювиальные почвы и речные воды, которые выбраны нами в качестве индикаторов геоэкологического состояния городской территории.

Пробы воды отбирали в 11 створах вдоль русла (пункты наблюдений 1-ой категории для городов с населением свыше 1 млн чел.), практически охватывая всю правобережную часть города, где сконцентрированы основные промышленные предприятия. Вертикаль пробоотбора в створе была установлена на расстоянии 3-5 м от берега, горизонт на вертикали составлял 30 см от поверхности воды.



Рисунок 2.7. Схема отбора проб воды и почвы в пределах пойменно-террасового комплекса р. Туул в черте г. Улан-Батора

Пробы почв отбирали в нескольких повторностях по ГОСТ 17.4.3.01-83 с глубины 5-10 см в зоне припlesa на расстоянии от 1 до 5 м от уреза воды. Масса объединенной пробы составляла 0,5-1 кг. Отбирались также образцы почв на фоновых участках за городом вне зоны атмосферного влияния выбросов и сбросов промышленных предприятий. Пробы, отобранные для химического анализа, хранились в емкостях из химически нейтрального материала. В лаборатории пробы почв высушивали, удаляли органические (корни растений и др.) и минеральные (камни, стекло и др.) включения, растирали в ступке и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм. Последующая пробоподготовка осуществлялась общепринятыми способами в зависимости от требований, предъявляемых к используемым физико-химическим методам анализа (Аринушкина, 1970).

Пробы воды исследовались на содержание 16 показателей химического состава по общепринятым в гидрохимии методикам анализа пресных вод. Анализ водных проб проводился в Центральной санитарной лаборатории г. Улан-Батора и Институте технической физики АН Монголии на стандартном оборудовании по обязательной программе наблюдений за качеством поверхностной воды (Гусева, Молчанова и др., 2007). При проведении работ, предусмотренных программой экологического мониторинга, определяли следующие гидрохимические показатели: концентрацию кислорода, биохимическое потребление кислорода (БПК₅), химическое потребление кислорода (ХПК), рН, щелочность (НСО³⁻) и жёсткость воды, общую минерализацию, щелочноземельные (Ca²⁺, Mg²⁺) и тяжелые (Cu, Cd, Ni, Pb, Zn, Co, Cr, Mn) металлы, мышьяк (As).

В пробах почв определяли рН (в водной и солевой вытяжке), общий азот (по методу Кьельдаля), сульфаты и хлориды (в водной вытяжке весовым и титриметрическим методом соответственно), содержание органического углерода, а также валовых и водорастворимых форм тяжелых металлов (Cu, Cd, Ni, Pb, Zn).

Так как от количественного состава органического вещества в почве зависит поведение загрязнителей различного происхождения (Орлов, 1992; Орлов, Садовникова, Лозановская, 2002), то определение органического углерода в пробах почв проводили двумя способами: по потере органической массы при прокаливании пробы при температуре 500⁰С и с помощью классического метода «мокрого озоления» (метод Тюрина).

Валовое содержание тяжелых металлов (ТМ) в почвенных образцах определяли после химического разложения пробы концентрированной азотной кислотой, а подвижные (водорастворимые) формы – после их экстракции ацетатно-аммонийным буферным раствором.

На всем протяжении пойменно-террасового комплекса долины р. Туул в пределах г. Улан-Батора каждому пункту отбора проб (нумерация по рис.

2.7) соответствовали определенные источники антропогенных воздействий и загрязнения окружающей среды:

1. – Гачуурт (юрточная застройка, автомагистрали);
2. – Налайх (угольный разрез, автомагистрали);
3. – Баянзурх (частные предприниматели по производству шерстяных изделий, автомагистрали);
- 4.– Зайсан (плотная многоэтажная застройка, деловой центр города, автомагистрали, предприятия пищевой и легкой промышленности);
5. – Промкомбинат (промкомбинат, частные производства по переработке шкур “Mongol-shevro” Co Ltd, “Sutai-Devshil” Co Ltd, “Fuji” Co Ltd, “Buligaar” Co Ltd, “Khargia” Co Ltd);
6. – Сонсголон (мясокомбинат, частные пункты приема и переработки мясных отходов, автомагистрали);
7. – Ярмаг (предприятия теплоэнергетики; плотная застройка речных террас, частный сектор);
8. – ТЭЦ-4 (предприятия теплоэнергетики, частная застройка, автомагистрали);
9. – Сонгино (многоэтажные новостройки, автомагистрали, юрточная застройка, канализационные очистные сооружения);
10. – Биокомбинат (производство биопрепаратов и Центральные канализационные очистные сооружения);
11. – Птицефабрика (производство мяса птиц, автомагистрали).

Глава 3. Экодиагностика пойменно-террасового комплекса р. Туул в пределах г. Улан-Батор

3.1. Анализ антропогенной нагрузки в административных районах города Улан-Батор

Оценка антропогенной нагрузки на территорию и отдельные компоненты природных систем чаще всего базируется на таких показателях, как плотность населения, объемы выбросов в атмосферный воздух и сбросов сточных вод в водные объекты, площадь застройки, распаханность, животноводческая нагрузка и т.п. (Исаченко, 2001 и др.).

Для городских территорий набор показателей имеет значительный перечень. Прежде всего, следует начать с анализа численности и плотности проживающего населения в административных районах города. Далее анализу подлежат площади застроенных пространств, объемы загрязняющих веществ, поступающих в городскую среду, площади нарушенных земель. Одним из основных показателей служат объемы промышленного производства в стоимостном или натуральном выражении. Некоторые из этих показателей уже обсуждались нами в разделе 2.2 настоящей работы.

Результатом оценки антропогенных нагрузок служат количественные характеристики разных видов воздействия, например, число автотранспорта и общее количество выбросов, образуемых стационарными и передвижными источниками загрязнения. Для оценки могут быть использованы и другие параметры. Оценка не будет полной и достоверной, если отсутствуют сравнительные данные по качеству отдельных компонентов и обобщенные материалы зонирования, ранжирования или типизации районов города по интенсивности воздействий и уровням загрязнения. Эту оценку зачастую усложняет процедура сбора данных в силу их отсутствия по тем или иным причинам.

Улан-Батор имеет численность населения свыше 1,3 млн чел. на начало 2017 года. В разрезе административных образований (рис. 3.1) число жителей

представлено в таблице 3.1, из которой следует, что самым крупным по численности населения является муниципальный район города – Баянзурх (308,7 тыс. чел.). Минимальное число жителей – в Налайхе, недавно присоединенном к городу муниципальном образовании. Вместе с тем, по плотности проживающего населения районы распределяются последовательно в цепочке от большего к меньшему: Баянгол – Чингэлтэй – Сухэ-Батор – Хан-Уул – Сонгинохайрхан – Баянзурх – Налайх.

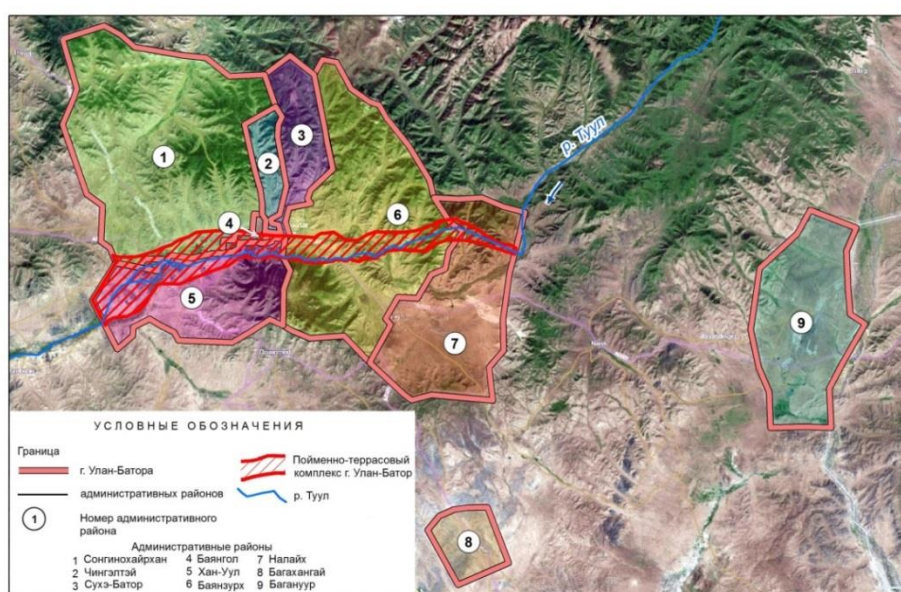


Рисунок 3.1. Административная структура г. Улан-Батора с выделением пойменно-террасового комплекса р. Туул

Таблица 3.1.

Характеристика административных районов г. Улан-Батора (составлено по: Нийслэлийн статистикийн газар – Статистик үзүүлэлт – 04. Улаанбаатар хотын суурин хүн ам, дүүргээр, оны эцэст, мянган хүн; Нийслэлийн статистикийн газар – Нийслэлийн хороо – 2012 он)

| Дуур (район) | Хороо, шт. | Население, чел. (01.01.2015) | Площадь, км ² | Плотность населения, чел./км ² |
|----------------|------------|------------------------------|--------------------------|---|
| Баянгол | 23 | 208 898 | 29,5 | 7 081 |
| Чингэлтэй | 19 | 159 514 | 89,3 | 1 786 |
| Сухэ-Батор | 20 | 136 424 | 208,4 | 655 |
| Хан-Уул | 16 | 138 368 | 484,7 | 286 |
| Сонгинохайрхан | 32 | 295 827 | 1200,6 | 246 |
| Баянзурх | 28 | 308 672 | 1244,1 | 248 |
| Багануур | 5 | 28 333 | 620,2 | 46 |
| Налайх | 7 | 34 547 | 687,6 | 50 |
| Багахангай | 2 | 3 903 | 140,0 | 28 |
| Улан-Батор | 152 | 1 314 486 | 4704,4 | 279 |

Общая площадь города за последние годы неоднократно изменялась и в итоге сократилась с 7300 км² до 4704,4 км². Территория города расположена в пределах бассейна р. Туул и ее притоков (Сэлбэ-Гол, Улиастай-Гол, Гачуурт-Гол и др.).

Баянгол (монг. Баянгол) – наименьший по площади и третий по населению район Улан-Батора. Подразделяется на 19 хороо (подрайонов). Находится в центре города. Несмотря на небольшую площадь – 29,5 км², район занимает первое место по плотности населения, опережая другие территории, что связано с тем, что в состав района не входят незастроенные горные, лесные и степные участки города (Улаанбаатар хотын статистикийн газар, 2006), наоборот район отличается высокой плотностью застройки, в том числе многоэтажной.

Чингэлтэй (монг. Чингэлтэй) – восьмой по площади и четвёртый по населению район Улан-Батора. Подразделяется на 18 хороо (подрайонов). Чингэлтэй находится на севере Улан-Батора, у подножия горы Чингэлтэй-Уул. Тяготеет к центральной части города и имеет сложную сеть транспортных развязок, характеризуется высокой плотностью многоэтажной застройки.

Сухэ-Батор (монг. Сүхбаатар) – район Улан-Батора. Подразделяется на 20 хороо (подрайонов). Район находится в центре города. Большинство правительственных, образовательных и культурных организаций располагаются здесь: Дом правительства Монголии, здание Парламента, 13 посольств, министерства, банк «Голомт», Главпочтамт, Дворец культуры, Программа развития ООН (ПРООН), Монгольский государственный университет и Университет Науки и Техники. В связи с чем, плотность застройки значительна.

Хан-Уул (монг. Хан-Уул) – район Улан-Батора – подразделяется на 14 хороо. Находится на юге города, у подножия горы Богд-Хан-Уул, что и определило название района. Население здесь стремительно растёт. Только за три года (с 2006 по 2009 гг.) население района увеличилось на 11 тыс. человек.

Сонгинохайрхан (монг. Сонгинохайрхан, горный лук) или просто Сонгино – второй по площади и населению район Улан-Батора. Занимает как часть собственно города с многоэтажными домами советских времен, так и большую часть юрточных кварталов, и просто степные и горные территории (почти 9/10 площади). По этой причине, плотность населения составляет лишь 214 чел./км². Население растет быстрыми темпами (свыше 5 % в год), в первую очередь за счёт миграции.

Баянзурх (монг. Баянзүрх дүүрэг) – район Улан-Батора. Подразделяется на 24 хорона (монг. хороо, микрорайон). Баянзурх – самый крупный по территории и населению из 9 административных районов города, располагается к востоку от центра города. Здесь расположены Полицейская академия, Университет Министерства обороны, Российский культурно-научный центр, Институт кинематографии им. Д. Жигжида, Университет государственной службы, Ассоциация кинематографистов Монголии и другие важные общественные организации. Плотность застройки определяет высокую плотность населения этой территории.

Багануур (до 1989 года по-русски именовался Баганур, монг. Багануур – «Малое озеро») – один из районов Улан-Батора. Из-за удалённого расположения (138 км по автодороге к юго-востоку от столицы, между аймаками Туве и Хэнтий) Багануур воспринимается как отдельный город. В градостроительном отношении – это самостоятельный населённый пункт. Административно подразделяется на 4 микрорайона.

Налайх (монг. Налайх, каз. Налайы) расположен в 35 км к юго-востоку от центра Улан-Батора. Разделён на 6 микрорайонов. Большинство жителей – казахи. Градообразующее предприятие – угольная шахта, которая изначально была единственным источником топлива для строящихся в столице ТЭЦ. На сегодняшний день снабжает углём Улан-Баторскую ТЭЦ-1 и ТЭЦ-2. Остальной уголь потребляется различными предприятиями промышленности и хозяйствами. Имеет низкую плотность застройки, сравнительно большую территорию и соответственно незначительную плотность населения.

Багахангай (монг. Багахангай) – отдаленный район столицы Монголии, фактически поселок городского типа при железнодорожной станции. Багахангай расположен в Центральной провинции в 90 км по автомобильной дороге с твердым покрытием и в 107 км по железной дороге к востоку от Улан-Батора. Большая часть территории поселка не застроена.

В городе расположены Улан-Баторская ТЭЦ-1, ТЭЦ-2, ТЭЦ-3, ТЭЦ-4, которые вырабатывают более 85 % электроэнергии страны. Город производит около 50% валовой промышленной продукции Монголии. Имеются завод автоприцепов, промкомбинат по переработке животного сырья, мясокомбинат, биокомбинат, выпускающий ветеринарные препараты, предприятия металлообрабатывающей, деревообрабатывающей, домостроительной, пищевой и других отраслей промышленности.

С точки зрения геоэкологической обстановки и воздействия источников загрязнения все промышленные предприятия расположены достаточно близко к зонам жилой застройки – в пределах 20-40 км (рис. 3.2) и находятся в непосредственной близости от пойменно-террасового комплекса реки Туул.

Такое расположение обусловлено природной обстановкой территории (горным обрамлением) и линейной планировочной структурой города, вытянутой в долине р. Туул (Нарантуяа, 2016). Вместе с тем, расположение в умеренных широтах определило преимущественный западный перенос воздушных масс, поэтому не совсем удачное расположение имеет промзона. Загрязнение западной части города при помощи атмосферного переноса распространяется на другие районы и оказывает значительное влияние на состояние пойменно-террасового комплекса р. Туул, пойменных почв, растительности и речных вод.

В целом для Улан-Батора плотность застройки невысока и составляет чуть более 10% от общей городской территории. Значительна доля земель лесного фонда, лесопарковых территорий и сельхозугодий. Плотность населения по данным за 2015 год достигла отметки 279 чел/ км². Следует отметить значительный рост численности населения города за последние десяти-

летия. Так, за период 1980-2016 гг. число жителей Улан-Батора увеличилось в 3,6 раза (по данным Статистического агентства столицы Монголии: Улаан-баатар хотын хүн ам, 1980-2016 [<http://ubstat.mn/StatTable=20>]).

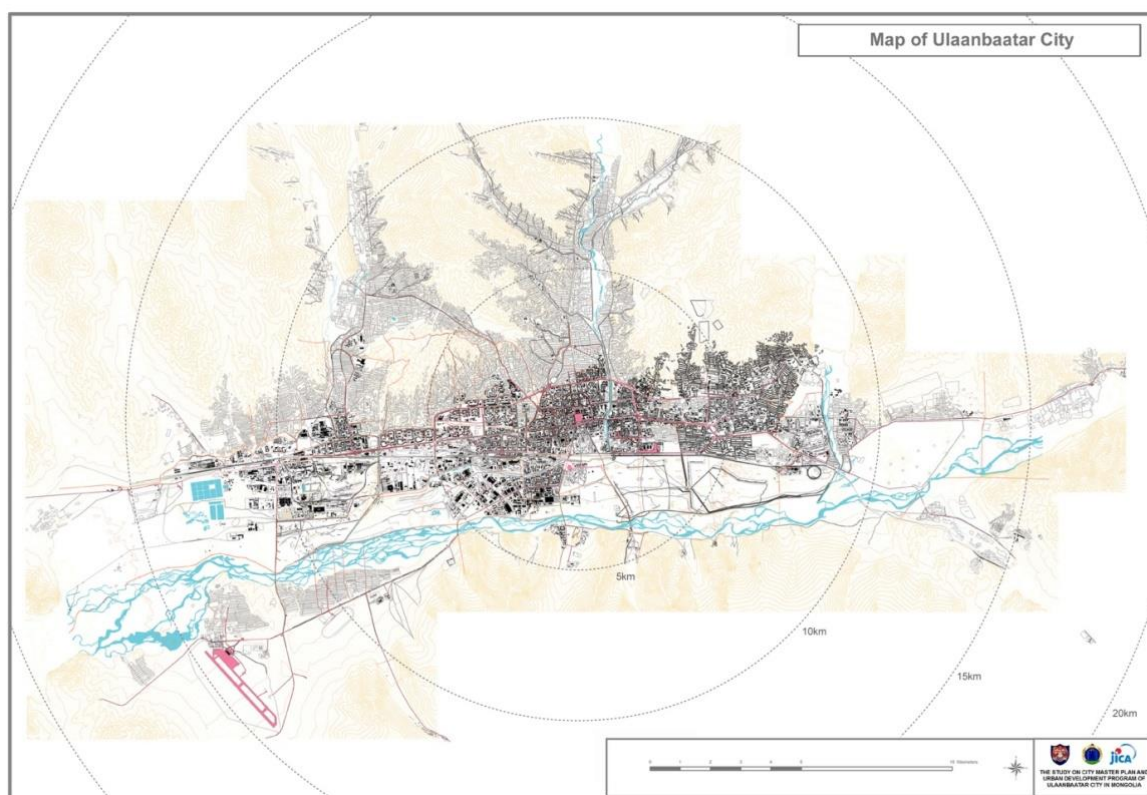


Рисунок 3.2. Расположение кварталов и размеры территории г. Улан–Батора

3.2. Оценка гидрохимического и экологического состояния р. Туул

Индикаторами характерных особенностей водосборов, через которые проявляются гидрогеохимические закономерности географических зон, являются малые реки (притоки крупных рек), ландшафтообразующая и экологическая роль которых очень важна при оценке техногенного воздействия на геосистемы (Папина, 2004).

Для того, чтобы выявить уровень антропогенного воздействия на химический состав воды р. Туул, определяемые параметры были проанализированы с позиции нарушенности (изменения) гидрохимического состояния реки (табл. 3.2. и 3.3). За период наблюдений было выявлено, что вода в

р. Туул обладает величиной общей жесткости 1.2–2.7 мг-экв/дм³ (ПДК 7 мг-экв/л), уровнем минерализации от 115 до 290 мг/дм³ с незначительными колебаниями в мае и сентябре.

В ионной композиции выявленные отклонения содержаний консервативных ингредиентов Ca²⁺, Mg²⁺, HCO₃⁻ от естественного уровня природной воды служат показателем нарушений ее свойств. Содержания ионов Mg²⁺ (ПДК 50 мг/л) до 5 мг/дм³ демонстрируют практически монотонный характер распределения по створам, что обусловлено низким уровнем вовлечения магния в техногенные геохимические потоки.

Как правило, концентрации кальция и магния в природной воде коррелируют между собой. Однако для воды р. Туул выявлены значительные колебания содержания Ca²⁺ (12–93.2 мг/дм³) относительно равномерного распределения значений Mg²⁺. Для сравнения в основном русле р. Селенга фиксируются следующие содержания ионов: Ca²⁺ – 20 г/дм³, Mg²⁺ – 4–8 мг/дм³, HCO₃⁻ – 100–140 мг/дм³.

Содержание кальция в поверхностной воде это важный показатель гидрохимического равновесия. Известно, что токсикологические свойства металлов зависят не только от его концентраций в воде, от pH, а также от содержания кальция. Поэтому, например, в Канаде содержание ТМ нормируют по кальцию и по значению pH воды.

Неконсервативные компоненты SO₄²⁻, Na⁺, Cl⁻ обнаружили большую вариативность их распределения в 11 створах р. Туул. Выраженный пульсирующий характер изменения их концентраций подтверждает техногенное происхождение этой группы веществ в результате выноса с поверхностным склоновым стоком. Так, для подвижных водных ионов Na⁺, Cl⁻ уровень вариации концентраций в течение наблюдаемого периода достигал 75%, что обусловлено неравномерным поступлением хлор-натриевых солей в поверхностную воду, особенно в створах 2, 4, 8, 9, 10, 11.

Таблица 3.2.

Гидрохимические параметры р. Туул, средние содержания*, май 2009-2011 гг.

| № | створ | Еh | рН | Общ. жесткость, мг-экв/л | Главные ионы, мг/дм ³ | | | | | | | Минерализация, мг/дм ³ |
|----|--------------|----|------|--------------------------|----------------------------------|------------------|------------------|------------------------------|-------------------------------|-----------------|-------------------------------|-----------------------------------|
| | | | | | Na ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | NH ₄ ⁺ | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | |
| 1 | Гачуурт | 1 | 7,91 | 1,80 | 20,43 | 12,01 | 2,43 | 0,39 | 36,60 | 13,47 | 54,57 | 119,71 |
| 2 | Налайх | 18 | 7,96 | 2,20 | 29,69 | 16,02 | 4,86 | 0,42 | 36,60 | 26,95 | 55,14 | 169,56 |
| 3 | Баянзурх | 22 | 6,71 | 1,60 | 5,27 | 24,02 | 4,86 | 0,40 | 48,80 | 26,95 | 13,99 | 124,29 |
| 4 | Зайсан | 22 | 8,72 | 2,20 | 12,46 | 16,02 | 4,86 | 0,44 | 48,80 | 20,21 | 18,93 | 189,68 |
| 5 | Промкобинат | 29 | 7,60 | 2,60 | 0,39 | 24,02 | 4,86 | 0,48 | 36,60 | 26,95 | 11,52 | 123,87 |
| 6 | Сонголон | 29 | 6,58 | 2,60 | 0,90 | 25,02 | 4,86 | 0,45 | 48,80 | 39,21 | 73,99 | 113,19 |
| 7 | Яармаг | 30 | 6,57 | 2,20 | 10,65 | 16,02 | 4,86 | 0,40 | 36,60 | 36,95 | 65,64 | 115,12 |
| 8 | ТЭЦ-4 | 20 | 8,82 | 1,80 | 15,04 | 18,20 | 4,25 | 0,36 | 38,40 | 42,00 | 69,30 | 280,20 |
| 9 | Сонгино | 8 | 8,04 | 2,60 | 24,48 | 24,02 | 4,86 | 0,59 | 48,80 | 39,95 | 72,35 | 198,86 |
| 10 | Биокомбинат | 11 | 8,65 | 1,70 | 31,60 | 27,60 | 3,95 | 0,49 | 37,50 | 40,05 | 75,20 | 250,34 |
| 11 | Птицефабрика | 15 | 8,85 | 1,20 | 15,38 | 16,02 | 4,86 | 0,58 | 48,80 | 26,95 | 15,64 | 197,94 |
| | ПДК | | | 7 | 120 | 180 | 50 | 0,39 | | 350 | 100-500 | |

Примечание * - жирным шрифтом выделено превышение ПДК

Таблица 3.3.

Гидрохимические параметры р. Туул, средние содержания*, сентябрь 2009-2011 гг.

| № | Еh | рН | Общ. жесткость | Катионы, мг/дм ³ | | | | Анионы мг/дм ³ | | | Минерализация мг/дм ³ |
|----|----|------|----------------|-----------------------------|------------------|------------------|------------------------------|-------------------------------|-----------------|-------------------------------|----------------------------------|
| | | | | Na ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | NH ₄ ⁺ | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | |
| 1 | 4 | 7.80 | 1,42 | 19,11 | 13,00 | 2,52 | 0,45 | 30,9 | 11,75 | 57,77 | 120,24 |
| 2 | 11 | 7,66 | 2,36 | 25,92 | 15,12 | 4,13 | 0,36 | 30,1 | 27,72 | 58,19 | 172,67 |
| 3 | 18 | 7,12 | 1,66 | 7,18 | 23,65 | 4,43 | 0,43 | 41,6 | 26,42 | 14,25 | 128,89 |
| 4 | 17 | 8,19 | 2,08 | 41,45 | 15,09 | 4,29 | 0,48 | 29,4 | 30,98 | 19,30 | 200,78 |
| 5 | 28 | 7,08 | 2,63 | 3,17 | 25,00 | 3,82 | 0,39 | 37,2 | 25,65 | 11,78 | 110,68 |
| 6 | 23 | 7,04 | 2,50 | 2,52 | 19,59 | 4,00 | 0,38 | 47,6 | 18,75 | 75,12 | 113,90 |
| 7 | 26 | 6,95 | 2,56 | 7,52 | 14,12 | 3,89 | 0,31 | 46,8 | 24,62 | 62,15 | 120,45 |
| 8 | 7 | 8,11 | 1,79 | 35,59 | 22,15 | 4,09 | 0,39 | 45,7 | 28,66 | 69,68 | 290,34 |
| 9 | 25 | 8,07 | 3,68 | 26,92 | 28,43 | 4,58 | 0,44 | 48,7 | 28,02 | 63,68 | 290,35 |
| 10 | 18 | 8,95 | 1,74 | 26,65 | 27,07 | 4,47 | 0,31 | 44,6 | 26,52 | 58,49 | 250,78 |
| 11 | 29 | 8,82 | 1,78 | 27,95 | 16,03 | 4,69 | 0,30 | 41,9 | 25,69 | 16,58 | 190,02 |

Примечание * - жирным шрифтом выделено превышение ПДК

В качестве репера для оценки уровня изменения химического состава воды от естественного природного использовали содержание HCO_3^- , поскольку для речных вод – это ключевой показатель природных свойств, который определяет гидрокарбонатно-кальциевое равновесие в большей части рек мира. Содержания HCO_3^- в воде реки Туул варьируют от 30 до 48 мг/дм³, что может быть обусловлено низкой растворимостью карбонатов (например, карбонатов кальция). Расчет отношений гидрокарбонатного иона к остальным ионам обнаружил значительный разброс полученных величин (табл. 3.4).

Таблица 3.4.

Отношение содержания HCO_3^- к основным ионам

| № | Пункт | $\text{HCO}_3^-/\text{Cl}^-$ | $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ | $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ | $\text{HCO}_3^-/\text{Na}^+$ |
|----|--------------|------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|------------------------------|
| 1 | Гачуурт | 2.62 | 0.53 | 2.37 | 1.61 |
| 2 | Налайх | 1.08 | 0.51 | 1.99 | 1.16 |
| 3 | Баянзурх | 1.97 | 2.91 | 1.75 | 5.79 |
| 4 | Зайсан | 0.94 | 0.49 | 1.94 | 0.70 |
| 5 | Промкомбинат | 1.45 | 3.15 | 1.48 | 11.7 |
| 6 | Сонсголон | 2.53 | 0.86 | 2.42 | 18.8 |
| 7 | Яармаг | 1.90 | 0.45 | 3.31 | 6.22 |
| 8 | Тэц-4 | 1.59 | 0.65 | 2.06 | 1.28 |
| 9 | Сонгино | 1.73 | 0.76 | 1.71 | 1.80 |
| 10 | Биокомбинат | 1.68 | 0.76 | 1.64 | 1.67 |
| 11 | Птицефабрика | 1.63 | 0.52 | 2.61 | 1.49 |

Из таблицы следует, что величина отношения реперного иона к другим компонентам варьирует от 1 до 0.4. Выявленные факты подтверждают техногенное солевое загрязнение створов. Отношение $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ за исключением пунктов 1, 6, 7, 8, 11, которые характеризует активное поступление ионов кальция в поверхностную воду.

Наиболее наглядно нарушение химического режима воды отмечается в пунктах 1, 2, 4, 6-11, где отношение $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ существенно понижено (до

0.45). Соотношение гидрокарбонатных и сульфатных ионов значительно отклоняется от традиционно наблюдаемых соотношений для пресных гидрокарбонатных вод кальциевой группы. Это говорит о формировании сульфатного типа воды в р. Туул.

Смена гидрокарбонатно-кальциевого типа на сульфатно-гидрокарбонатный тип группы кальция происходит на фоне повышения минерализации до 290-520 мг/дм³ (средняя минерализация чистой речной воды не более 120 мг/дм³).

В качестве интегральных показателей состояния поверхностной воды проанализированы также следующие параметры – рН, O₂, БПК₅.

Наиболее важное значение для водной среды и гидробионтов имеет растворенный кислород (ПДК не менее 6 мг O₂/дм³). Результаты анализа показывают, что в отдельных створах, особенно в Сонгино, вода сильно обеднена кислородом, что связано с интенсивным окислением органических и неорганических веществ, поступающих с поверхностным стоком, и, как следствие, приводящее к дефициту кислорода.

Показатель БПК₅ характеризует способность воды к самоочищению. Однако это важное качество поверхностной воды р. Туул резко ухудшилось в последние годы (рис. 3.3), о чем свидетельствует динамика его изменения за долготелний период наблюдения.

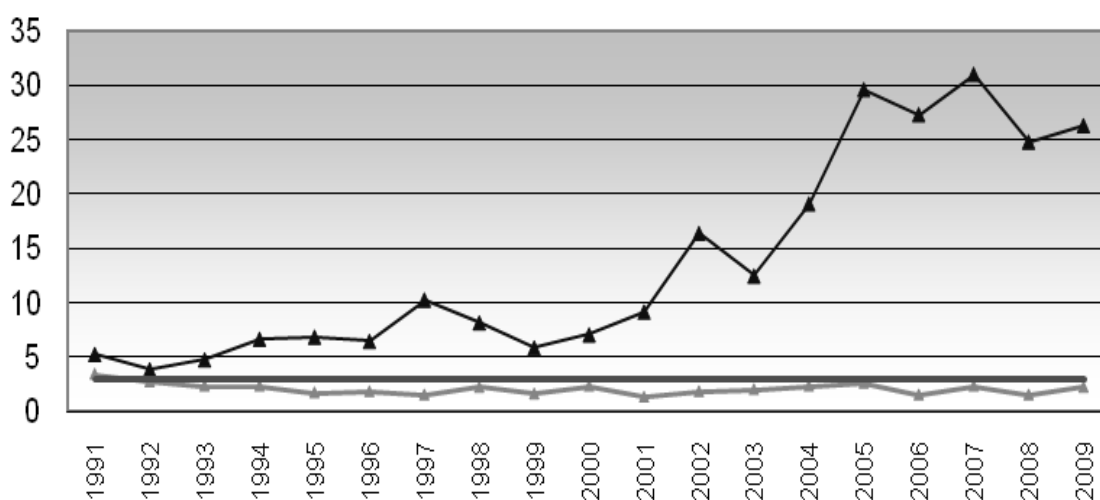


Рисунок 3.3. Динамика БПК₅ воды р. Туул в створах: ▲ Сонгино и ▲ Зайсан (данные МПР Монголии)

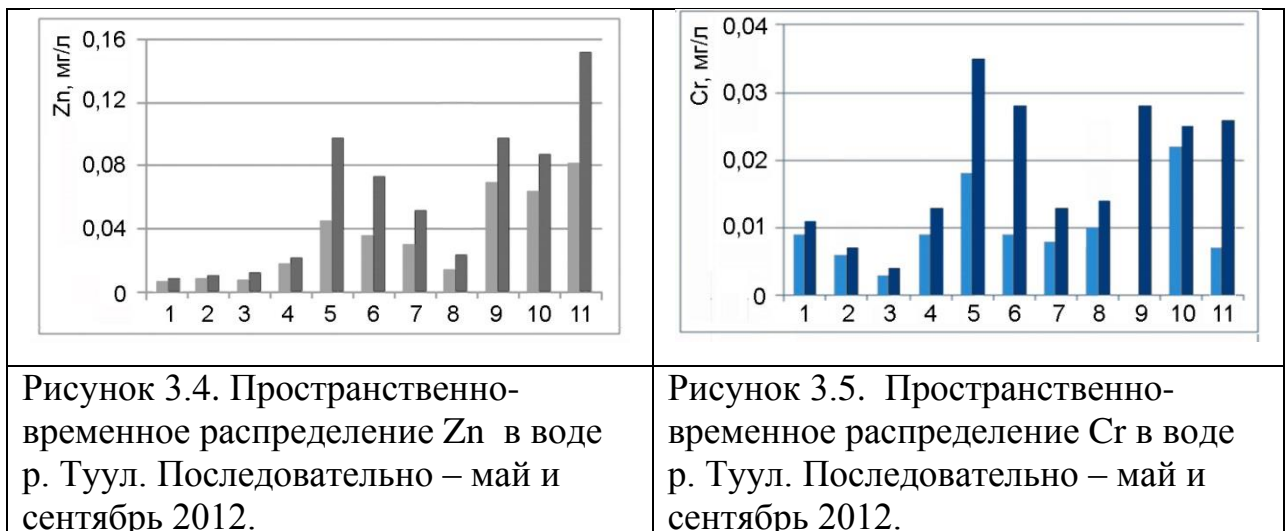
Обнаружено устойчивое повышение этого параметра до 30 мг/дм³, что характеризует существенную потерю естественных свойств воды и ее сильное загрязнение (Сарапулова, Мунхуу, 2011; Сарапулова, Мунхуу, 2012). Особенно загрязнена вода в створе Сонгино, где БПК₅ превышает допустимую концентрацию более чем в 10 раз (норма БПК₅ = 3 мг/дм³).

Обогащение поверхностной воды солями натрия, кальция смещает рН воды в щелочную сторону от 7.12 до 8.96 ед. Учет этого параметра весьма важен, поскольку его значение обуславливает процессы гидролиза и сорбции металлов, образование связанных или подвижных форм элементов, условия жизнедеятельности планктона. Наблюдаемая нестабильность рН водной среды вдоль створов может изменять растворимость поступающих с берега солей металлов (Сарапулова, Мунхуу, 2013).

Распределение тяжелых металлов по створам.

На основе физико-химических методов и приемов статистики получены пространственно-временные особенности распределения ТМ в поверхностной воде р. Туул по створам (рис. 3.4, 3.5, 3.6, 3.7, 3.8).

Анализ динамики изменения концентраций выявил высокую вариабельность содержания некоторых ТМ в водной среде. Для Cd, Ni, Co наблюдается относительно монотонное распределение концентраций, не превышающих нормативы. Содержания элементов находятся в пределах 0.001-0.006 мг/л (ПДК в Ni 0.02 мг/л, Cd 1мкг/л, Co 0.1 мг/л).



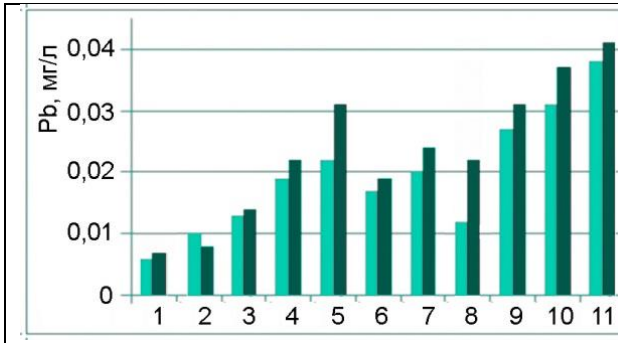


Рисунок 3.6. Пространственно-временное распределение Pb в воде р. Туул. Последовательно – май и сентябрь 2012.

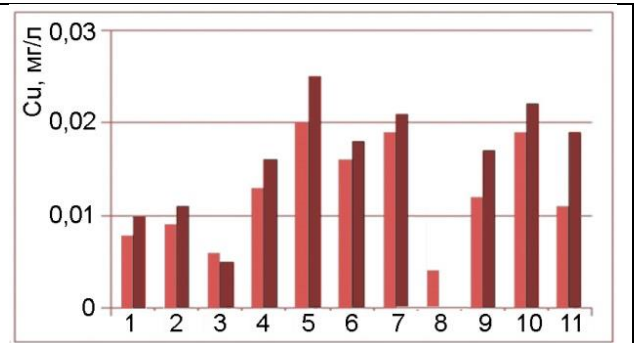


Рисунок 3.7. Пространственно-временное распределение Cu в воде р. Туул. Последовательно – май и сентябрь 2012.

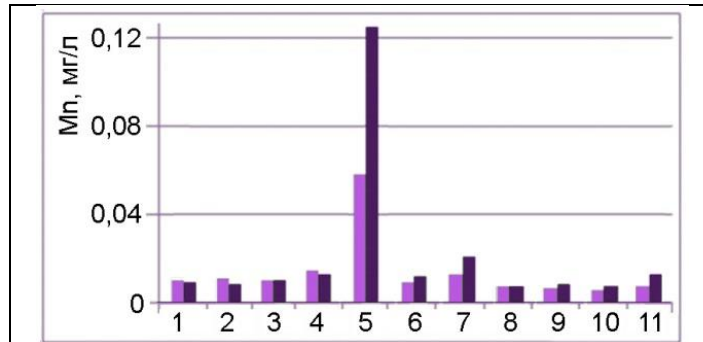


Рисунок 3.8. Пространственно-временное распределение Mn в воде р. Туул. Последовательно – май и сентябрь 2012.

Для Zn наиболее значимы содержания в створах: Промкомбинат, Сонсголон, Птицефабрика, Сонгино, Биокомбинат (ПДК в Zn 1 мг/л). Для Cr выявлено аналогичное распределение по этим же створам. Для Pb наблюдаются увеличение содержания относительно других створов – в пунктах Промкомбинат, Птицефабрика, Сонгино, Биокомбинат (ПДК в Pb 0.1 мг/л). Для Cu зарегистрированы повышенные значения концентраций практически в тех же пунктах наблюдения (ПДК в Cu 1 мг/л). Для Mn превышение ПДК обнаружено в единственном створе – Промкомбинат (ПДК в Mn 0.1 мг/л). Это обусловлено спецификой техногенного воздействия комбината, поставляющего этот элемент в окружающую среду, поскольку на комбинате используют процессы плавки и сварочные аппараты. Определяющим химическим про-

цессом, регулирующим растворенные формы Mn в воде, являются окислительно-восстановительные процессы и воздействие рН (Алёкин, 1970).

Mn весьма подвижен при восстановительных процессах, которые активно идут при загрязнении водотоков, особенно, органическими стоками. Действительно, как выявлено в настоящей работе, с поверхностным стоком в створы реки поступает много органических соединений, которые способствуют увеличению растворимой формы Mn в воде. Этому также способствует неустойчивый окислительно-восстановительный тип воды.

3.3. Результаты геохимических исследований пойменных почв

Сложность состава природных и, тем более, техногенно измененных почв, большой набор химических соединений обуславливают возможность одновременного протекания различных химических реакций и способность твердых фаз почв поддерживать сравнительно постоянным состав почвенного раствора.

Однако удалось выявить некоторые закономерности в поведении ТМ. В работе были определены как валовые содержания, так и подвижные формы (табл. 3.5). Обычно загрязнение почв ТМ происходит двумя путями: аэралью и гидрогенно. Гидрогенное загрязнение металлами изучено гораздо хуже, но оно более опасно в силу большей токсичности растворенной подвижной формы элементов, включая ионную форму – самую опасную для биоты.

При этом воздействие гидрогенного загрязнения (концентрированных стоков с растворенными веществами) происходит на ограниченных участках территории, поэтому его влияние на почвенный покров в целом не столь существенно. Наоборот, при более низких уровнях содержания загрязняющих веществ аэральное загрязнение имеет значительную по размерам площадь воздействия. В последнее время важным источником загрязнения городских и пригородных почв становятся многочисленные свалки промышленно-бытовых отходов.

Таблица 3.5.

Тяжелые металлы и As в аллювиальной почве поймы реки Туул (мг/кг),
май 2012 г.

| № | Пункт отбора | Содержание | Zn | Mn | Cu | Cd | Cr | Ni | Co | Pb | As |
|---|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|-------------|---------------|--------------|-------|--------------|-------------|
| 1 | Гачуурт | валовое | 38.23 | 325.16 | 21,18 | 1.20 | 56.8 | 28.54 | 8.15 | 41.18 | 1.70 |
| | | подвиж. форма | 7.15 | 88.13 | 4.28 | - | 5.23 | 4.15 | <1 | 4.51 | |
| 2 | Налайх | валовое | 40.32 | 318.63 | 27.16 | 1.00 | 67.18 | 30.59 | 13.53 | 40.19 | 1.50 |
| | | подвиж. форма | 5.15 | 68.27 | 2.22 | - | 4.19 | 2.18 | <1 | 3.11 | |
| 3 | Баянзурх | валовое | 76.52 | 342.18 | 30.19 | 0.40 | 37.18 | 83.10 | 11.03 | 64.09 | 1.04 |
| | | подвиж. форма | 4.25 | 125.11 | 2.14 | - | 3.25 | 4.32 | <1 | 5.14 | |
| 4 | Зайсан | валовое | 87.85 | 321.43 | 46.16 | 1.00 | 77.18 | 50.79 | 10.53 | 44.19 | 1.30 |
| | | подвиж. форма | 3.58 | 98.72 | 5.52 | - | 4.52 | 3.65 | <1 | 4.52 | |
| 5 | Промкомбинат | валовое | 58.12 | 331.58 | 47.35 | 1.12 | 79.52 | 89.6 | 14.82 | 70.61 | 2.20 |
| | | подвиж. форма | 5.65 | 52.13 | 3.18 | - | 6.48 | 4.68 | <1 | 3.45 | |
| 6 | Сонсголон | валовое | 59.62 | 358.73 | 78.13 | 1.05 | 57.17 | 60.69 | 21.43 | 37.11 | 2.10 |
| | | подвиж. форма | 5.12 | 158.78 | 3.97 | - | 10.45 | 2.14 | <1 | 6.17 | |
| 7 | Яармаг | валовое | 91.28 | 279.08 | 67.36 | 1.00 | 63.15 | 90.3 | 19.23 | 57.49 | 2.20 |
| | | подвиж. форма | 4.36 | 97.58 | 3.28 | - | 7.52 | 2.97 | <1 | 7.52 | |
| 8 | ТЭЦ-4 | валовое | 99.32 | 318.63 | 67.16 | 1.05 | 65.32 | 50.45 | 9.28 | 75.85 | 2.00 |
| | | подвиж. форма | 3.53 | 79.52 | 1.45 | - | 3.52 | 4.12 | <1 | 5.15 | |
| 9 | Сонгино | валовое | 99.32 | 352.73 | 57.16 | 2.05 | 90.28 | 81.59 | 8.13 | 55.19 | 1.60 |
| | | подвиж. форма | 8.12 | 152.11 | 3.88 | - | 22.73 | 2.48 | <1 | 5.65 | |
| 10 | Биокомбинат | валовое | 96.12 | 313.23 | 55.56 | 1.13 | 79.38 | 20.52 | 16.13 | 60.19 | 1.90 |
| | | подвиж. форма | 5.16 | 99.15 | 3.62 | - | 4.55 | 3.52 | <1 | 5.45 | |
| 11 | Птицефабрика | валовое | 90.06 | 379.53 | 39.17 | 1.00 | 100.20 | 19.79 | 29.58 | 62.79 | 2.50 |
| | | подвиж. форма | 7.56 | 187.32 | 5.8 | - | 16.25 | 2.45 | <1 | 6.13 | |
| ОДК* валового содержания (ГН 2.1.7.2511-09) для разных типов почв | | | 55-220 | 1500 | 33-132 | 0.5-2 | 50 | 20-80 | 50 | 32-130 | 2-10 |
| ПДК** подвижных форм элементов (ГН 2.1.7.2041-06) | | | 23 | 80-700 | 3 | - | 6 | 4 | 5 | 6 | - |
| Кларки по А.П. Виноградову (1962) | | | 83 | 1000 | 47 | 0.13 | 83 | 58 | 18 | 16 | 1.7 |

Приведены значения нормативов: *ОДК_{вал}: для песчаных – супесчаных – глинистых почв. ** ПДК подвижных форм элементов из ацетатно-аммиачного буферного (ААБ) раствора. Жирным шрифтом выделены превышения ПДК/ОДК.

Процессы трансформации соединений микроэлементов в т.ч. ТМ в почвах зависят от вида металла, его концентрации, от присутствия других металлов, от свойств почвы, и значительно отличаются от таковых для основных катионов макроэлементов. Их химические свойства обусловлены наличием незаполненных d-орбиталей для большинства металлов, что является причиной селективности механизмов их взаимодействия с почвенными компонентами (Глазовская, 1992).

Валовые содержания Zn, Pb, Cd и As – 1 класс опасности, а также Ni, Co, Cu, Cr – 2 класс опасности используются в работе для описания общего уровня загрязнения поверхностного слоя почв в соответствии с требованиями санитарно-гигиенического контроля (СанПиН 2.1.7.1287–03). Такой подход также традиционно используется исследователями для общей геоэкологической оценки территории по состоянию почв на глубине от 5 до 20 см. Это базируется на положении, что основные содержания химических элементов приурочены к верхней минеральной части почвенного субстрата и находятся в малоподвижном связанном, другими словами инактивированном состоянии (валовые содержания).

Для указанного ряда ТМ была выявлена пространственная неоднородность распределения валовой формы на 11 участках пойменного ландшафта г. Улан-Батора (рис. 3.9, 3.10, 3.11 3.12, 3.13, 3.14). Показано, что почвы в районах берега Птицефабрики, ТЭЦ-IV, Сонгино, Ярмаг, Промкомбината характеризуются превышением принятых как в Монголии, так и в России нормативов ПДК для большинства химических элементов или фиксируются на границе норматива в соответствии с действующими нормативными документами.

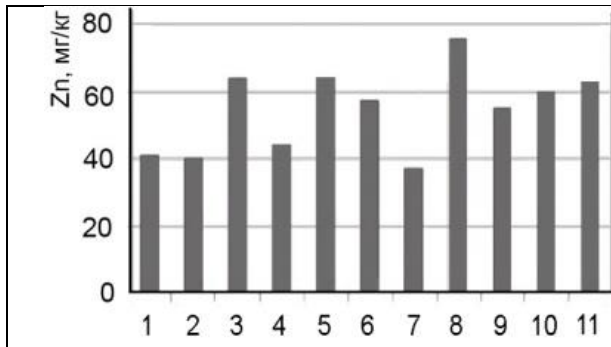


Рисунок 3.9. Распределение $Zn_{вал}$ в почве

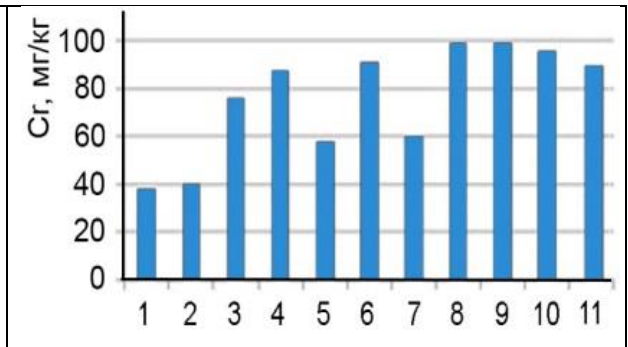


Рисунок 3.10. Распределение $Cr_{вал}$ в почве

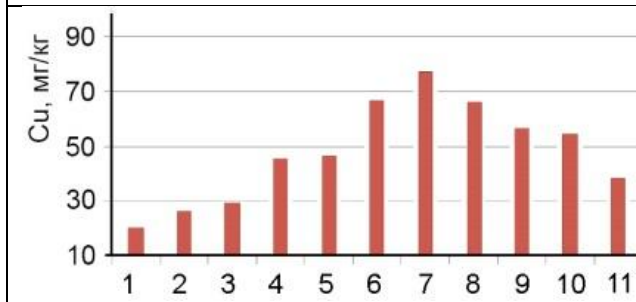


Рисунок 3.11. Распределение $Cu_{вал}$ в почве

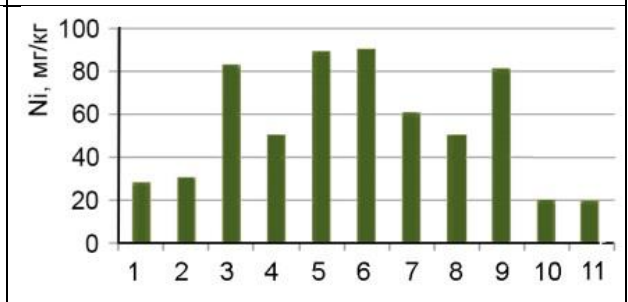


Рисунок 3.12. Распределение $Ni_{вал}$ в почве

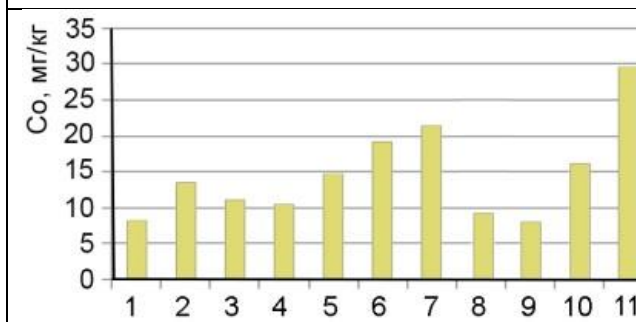


Рисунок 3.13. Распределение $Co_{вал}$ в почве

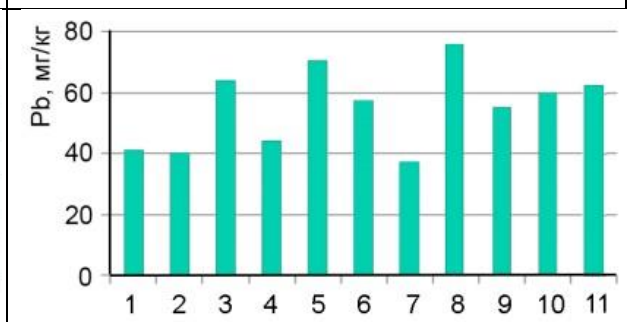


Рисунок 3.14. Распределение $Pb_{вал}$ в почве

Одной из причин превышений содержаний Cd, As, Cu, Cr в почвах в зоне Птицефабрики, Биокombината может быть использование антисептиков, содержащих эти токсичные элементы, для регулярной обработки мест выращивания и переработки птицы, а также препаратов для асептической обработки шкур животных.

Участки пойменно-террасового комплекса в районах Баянзурх, Зайсан, Сонгино, Промкомбинат находятся также под долговременным мощным воздействием главной автомагистрали, по которой непрерывным потоком дви-

жется автотранспорт. Поэтому на поверхности почвы накапливаются также Zn, Ni, Cd, Pb, Cu (Гантамор, Мунхуу, Сарапулова, 2010; Сарапулова, Мунхуу, Соколова, 2013). Очевидно, поэтому для цинка обнаружено равномерное распределение в пойменных почвах города.

Было выявлено, что содержание As превышает ПДК в четырех пунктах пойменно-террасового комплекса р. Туул, что обусловлено техногенным фактором, так как мышьяк используется в производстве пестицидов и пищевых консервантов. Возможным источником мышьяка в почвах могут быть также отходы, получаемые от содержания птицы, пища которых иногда содержит это вещество.

Загрязнение мышьяком возможно также от не утилизируемых твердых мышьяк-содержащих отходов. Отходы, складированные на открытых площадках без спецзахоронения или замуровываемые в глиняные траншеи и котлованы, равно как сбрасываемые в пруды-отстойники, представляют собой мощные источники загрязнения почвы, воды и воздуха.

Выявленная пространственная неравномерность распределения валовых форм ТМ в ландшафте подтверждает техногенный характер их поступления. Анализ территориального размещения предприятий города вдоль береговой зоны реки Туул выявил, что в районах пробоотбора находятся, помимо ранее упомянутых, еще ряд производств, которые могут поставлять ТМ в прибрежную зону: «Mongol-scevro», «Sutai-Devscil», «Fuji», «Buligaar», «Khargia»; электроцентраль; автозаправочные пункты и нефтехранилища; частные кустарные производства по выделке шкур и др.

Особую тревогу вызывают хаотично расположенные в городе и по берегам реки юрточные микрорайоны, не обустроенные местами хранения отходов, санитарного сбора продуктов жизнедеятельности человека и скота, не снабженные местами моек многочисленного частного автотранспорта. Не менее значимо совокупное поступление загрязнителей от неконтролируемых частных производств в юрточном поясе города по ремонту авто, сбору металлических конструкций, выполнению сварочных работ.

Глава 4. Типизация участков пойменно-террасового комплекса р. Туул по интенсивности антропогенных воздействий

4.1. Ранжирование гидрохимических и геохимических показателей для геоэкологической оценки г. Улан-Батора в границах пойменно-террасового комплекса р. Туул

Основным фактором антропогенных воздействий на пойменно-террасовый комплекс р. Туул в черте г. Улан-Батора являются предприятия промышленного производства. Несмотря на то, что плотность населения имеет наибольшие значения в трех самых густонаселенных административных районах центральной части города – Баянгол, Чингилтэй и Сухэ-Батор, наивысшие показатели объемов промышленного производства в стоимостном выражении отмечены Статистическим агентством столицы Монголии в Хан-Уул, Сухэ-Батор, Сонгинохайрхан и Баянзурх (рис. 4.1).

На эти четыре из девяти районов города приходится 93 % стоимости произведенной продукции (табл. 4.1). Соответственно центральная часть Улан-Батора фактически окружена расположенными здесь промышленными предприятиями. Спецификой экономики города является наличие не только таких крупных предприятий, как биокомбинат или птицефабрика, но и мелких кустарных производств, суммарное антропогенное влияние которых зачастую имеет более значительную интенсивность воздействия.

Исходя из анализа крупных источников воздействия, нами выделены объекты ЖКХ и теплоэнергетики, которые совокупно потребляют 160,0 тыс. м³/сутки, что составляет 7,5% среднегодовых речных расходов (соответствует низкому уровню водного стресса). Вместе с этим, воздействие выражается также в сбросе сточных вод, который осуществляют Центральные КОС в нижней части города объемом 170-190 тыс. м³/сутки. При этом кратность разбавления речными водами здесь не превышает соотношения 1:10, что крайне недостаточно с учетом экологического состояния водотока.



Рисунок 4.1. Плотность населения и объемы промышленного производства в административных районах г. Улан-Батора

Наши исследования гидрохимического и геохимического состояния пойменно-террасового комплекса р. Туул, приведенные в разделах 3.2 и 3.3 показали, что загрязнение нарастает вниз по течению основного водотока города. Результаты гидрохимического анализа позволили провести ранжирование показателей концентрации (содержания) тяжелых металлов в водах реки Туул по выше приведенным створам (рис. 4.2).

Если в створах № 1, 2, 3 по многим исследуемым металлам концентрации не превышают 1 ПДК (исключение составляет Cu), то вниз по течению в створах 4, 5, 6 содержание элементов достигает 2-3 ПДК (Pb), 5.5-6.5 (Cr), 7-9 ПДК (Zn), 10 ПДК (Mn) и до 15-26 ПДК (Cu). В следующих пунктах отбора проб № 7-11, хотя и отмечается некоторое непринципиальное снижение концентраций отдельных металлов (например, Cr – 2.5-5.5 ПДК), но на общем фоне растущих показателей: 1.5 ПДК (NH₄), 8-14 ПДК (Zn), 2.1-5.0 ПДК (Pb).

Анализ геохимического состояния пойменных почв коррелирует с показателями гидрохимической оценки. Ранжирование показателей концентрации тяжелых металлов в почвах выполнено отдельно для их валового содержания и для подвижных форм (рис. 4.3-4.4).

Таблица 4.1. Объемы промышленного производства административных районов г. Улан-Батора (данные Статистического агентства столицы Монголии (<http://www.ubstat.mn>))

| Районы города | Объем промышленного производства, млн тугриков | | | | | | | | | | |
|----------------|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 |
| Багануур | 32312,2 | 32799,5 | 42993,7 | 48807,7 | 72669,7 | 79696,5 | 92796,0 | 96997,9 | 101677,8 | 102367,8 | 108117,7 |
| Багахангай | 37,5 | 100,3 | 110,8 | 123,4 | 96,6 | 114,3 | 162,5 | 245,0 | 292,4 | 254,7 | 2440,3 |
| Баянгол | 141177,2 | 143040,3 | 127132,3 | 121407,8 | 113026,1 | 113723,5 | 198272,6 | 304592,5 | 361574,8 | 270891,6 | 308363,9 |
| Баянзурх | 96127,9 | 124551,3 | 197323,1 | 257281,9 | 521705,1 | 707460,1 | 758465,6 | 678847,4 | 675349,4 | 553984,6 | 803639,6 |
| Налайх | 652,5 | 625,5 | 1994,0 | 3010,1 | 3616,6 | 5176,8 | 9147,6 | 9393,4 | 10324,5 | 5692,2 | 7542,0 |
| Сонгинохайрхан | 44028,2 | 118850,9 | 202021,3 | 232408,1 | 284592,6 | 377891,8 | 553907,2 | 865480,9 | 1397221,2 | 1020411,2 | 971012,3 |
| Сухэ-Батор | 69094,1 | 62343,0 | 111847,3 | 184512,1 | 277398,7 | 396401,0 | 654086,2 | 2022123,4 | 2228341,6 | 2315890,6 | 2327856,2 |
| Хан-Уул | 248087,8 | 317308,7 | 376817,3 | 443372,8 | 566444,0 | 720490,5 | 865435,2 | 933904,7 | 1338316,5 | 1672161,9 | 2330047,3 |
| Чингэлтэй | 124425,2 | 234988,4 | 238951,2 | 200524,1 | 178061,9 | 124425,2 | 209906,3 | 215784,4 | 148847,3 | 45660,8 | 68202,7 |
| Улан-Батор | 755942,6 | 1034607,9 | 1299191,0 | 1491448,0 | 2017611,3 | 2525379,7 | 3342179,2 | 5127369,6 | 6261945,5 | 5987315,4 | 6927222,0 |

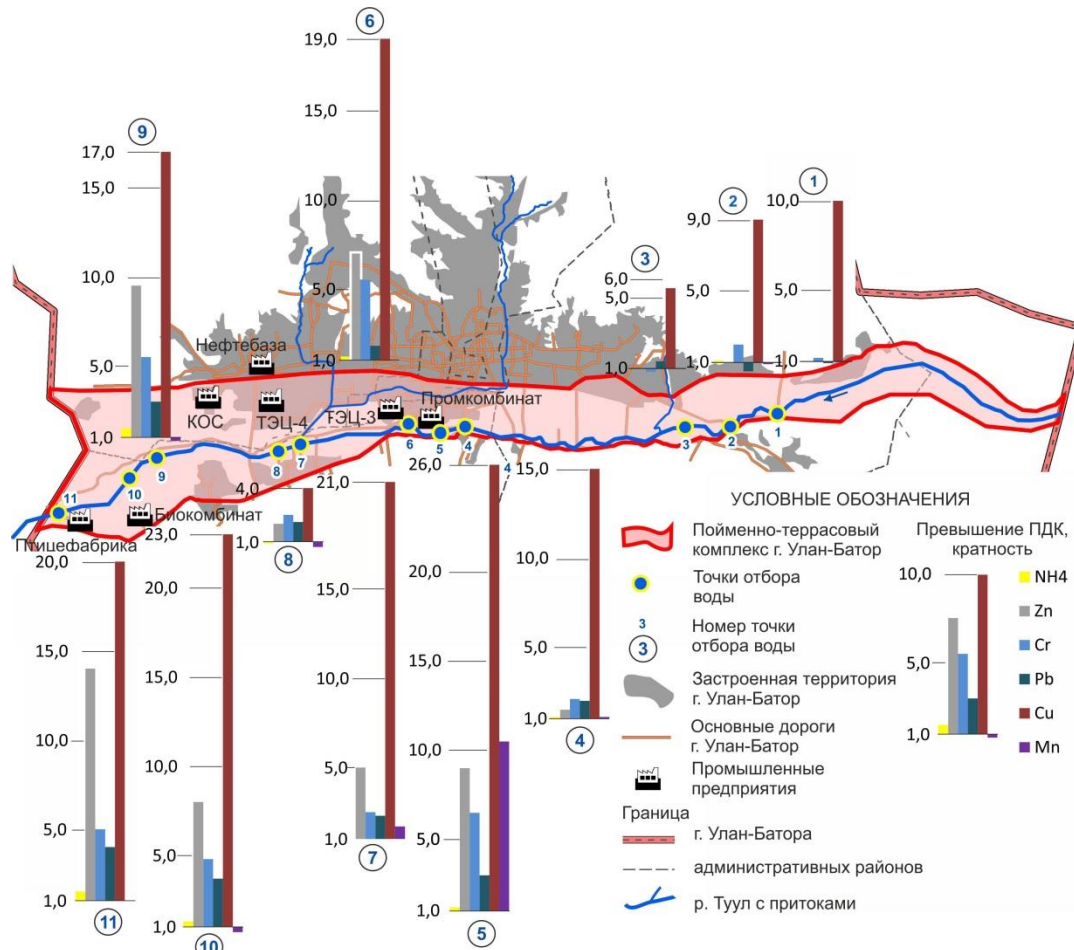


Рисунок 4.2. Превышение ПДК гидрохимических показателей

Валовое содержание тяжелых металлов в почвах имеет следующую нарастающую тенденцию вниз по течению реки Туул:

- для Mn отмечаются концентрации с превышением ПДК от 0.2 до 0.3;
- для Zn – от 0.7 (Гачуурт и Налайх) до 1.6-1.8 (Ярмаг, ТЭЦ-IV, Сонгино, Птицефабрика);
- для Cu – от 0.6-0.8 (Гачуурт и Налайх) до 1.7-2.4 (Сонгино, Биокомбинат, Сонсгolon);
- для Cr – от 0.7-1.1 (Баянзурх и Гачуурт) до 1.6-2.0 (Сонгино, Биокомбинат, Птицефабрика);
- для Ni – от 1.1 (Гачуурт) до 4.1-4.5 (Сонгино, Промкомбинат, Ярмаг);
- для Pb – от 1.3 (Гачуурт и Налайх) до 2.4 (ТЭЦ-IV).

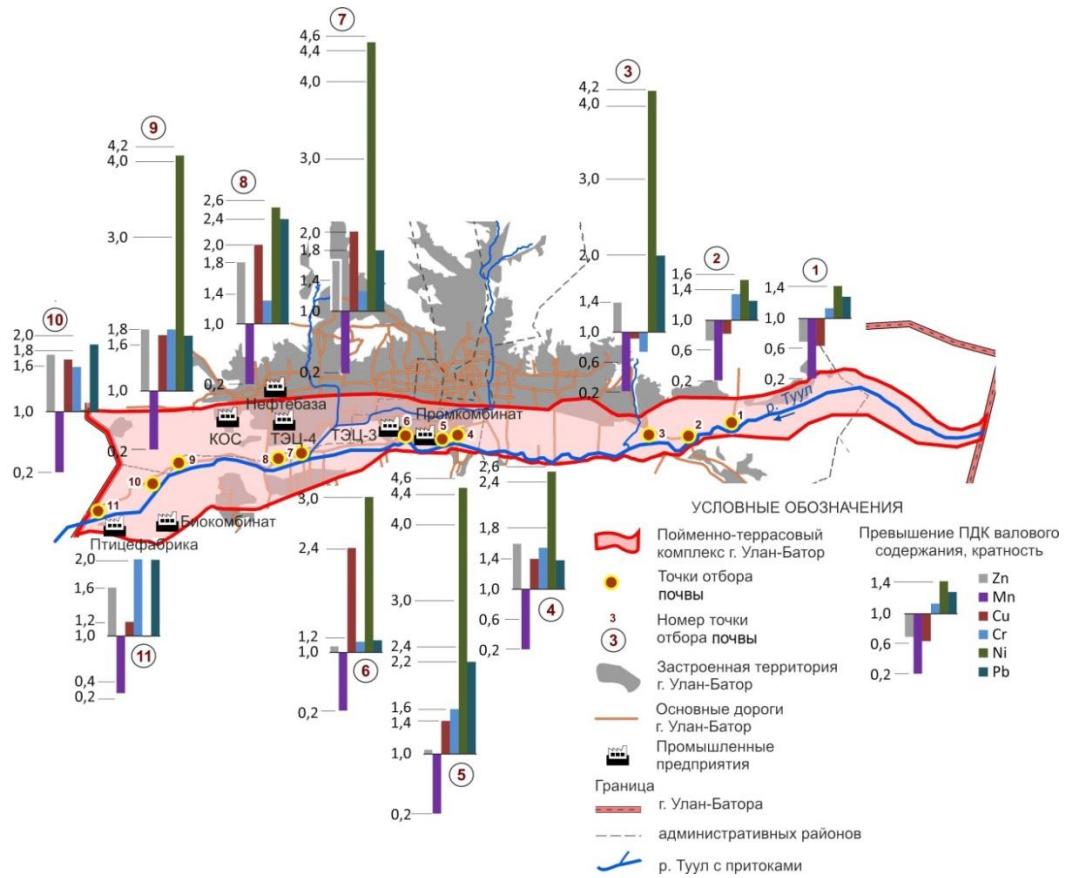


Рисунок 4.3. Превышение ПДК геохимических показателей почв (валовое содержание ТМ)

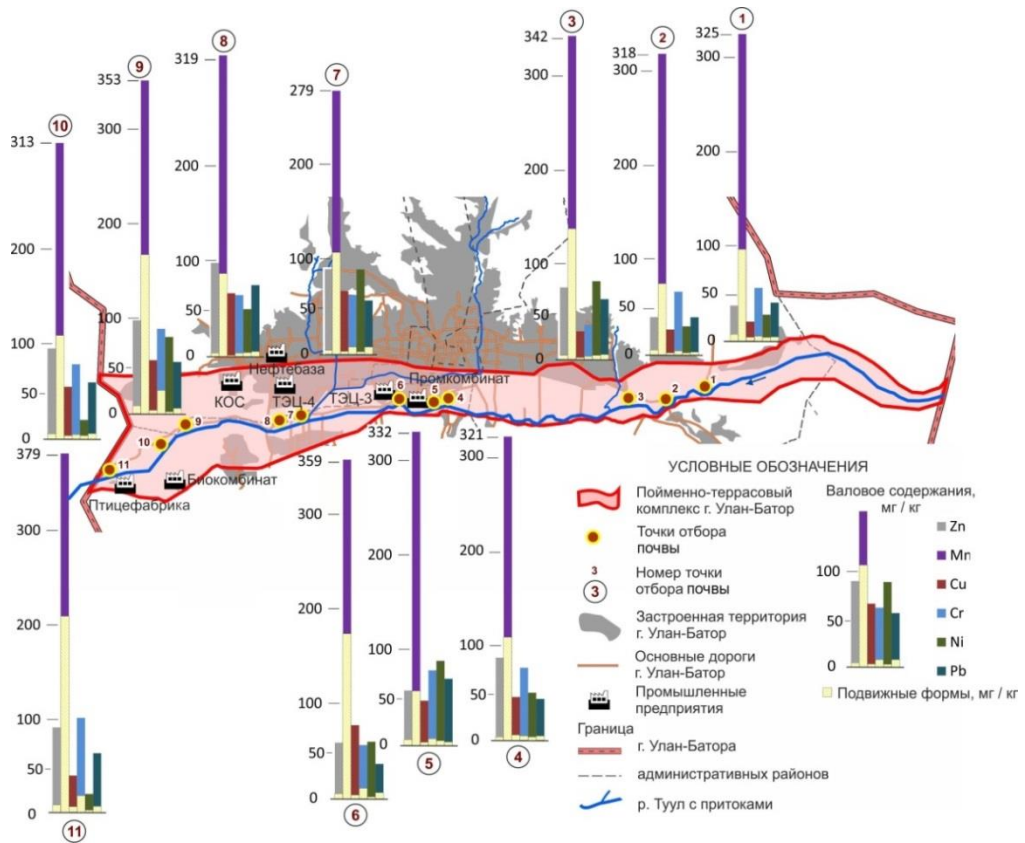


Рисунок 4.4. Превышение ПДК геохимических показателей почв (доля подвижных форм ТМ в их валовом содержании)

Доля подвижных форм ТМ в валовом содержании свидетельствует о более экологически опасном воздействии токсичных веществ, поскольку они водорастворимы. Наивысшей опасностью, с этой точки зрения, обладает Mn, для которого характерны максимальные доли (от 15 % до 50 %) подвижных форм в валовом содержании элемента в пойменных почвах в пунктах отбора проб Сонголон, Сонгино, Птицефабрика.

Следующие по значению Cr и Cu с соответствующими долями подвижных форм от 2-5 % до 20-25 %. Причем для Cr наивысшие значения долей отмечаются в тех же створах, что и для Mn – Сонгино, Сонголон, Птицефабрика. Для Cu эти значения достигают максимальных отметок в пунктах Гачуурт и Птицефабрика.

В третью группу с долями от 2-3 % до 16-18 % входят еще три элемента – Zn, Ni, Pb. Для Zn значения доли подвижных форм варьируют в пределах 8-18 % с максимумами в пунктах отбора проб почвы в Гачуурте, Налайхе, вблизи Промкомбината и Птицефабрики. Для Ni характерны пики значений 12-17 % в пунктах отбора проб вблизи Биокомбината, Птицефабрики и в Гачуурте. Для Pb ситуация следующая: 10% – в Сонгино и Зайсане, 11 % – в Гачуурте, 13 и 16 % – Ярмаг и Сонголон, соответственно.

4.2. Направления водоохранной деятельности и мероприятия по снижению антропогенных воздействий на пойменно-террасовый комплекс р. Туул в пределах г. Улан-Батора

Поскольку по существующим планам застройки и развития город будет прирастать территорией в западном и южном направлении. Экологическое состояние именно этих городских территорий будет иметь принципиальное значение. Отмеченная тенденция по результатам гидрохимического и геохимического анализа с нарастанием интенсивности антропогенных воздействий и соответственно степени загрязненности участков пойменно-террасового комплекса вниз по течению реки Туул требует незамедлительного решения.

Для этого предлагается провести типизацию участков пойменно-террасового комплекса по интенсивности антропогенных воздействий. В основе типизации лежит принцип выделения территориальных единиц, максимально отличающихся по рассматриваемому комплексу показателей (Тикунов, 1997). В нашем случае типизация может базироваться на проведенном ранжировании гидрохимических и геохимических показателей относительно величины ПДК/ОДК. Также необходимо учесть специфику источников воздействия и загрязнения, путь миграции загрязняющих веществ (ЗВ).

В обобщенном виде предлагаемую типизацию участков пойменно-террасового комплекса по интенсивности антропогенных воздействий можно представить в табличной форме (табл. 4.2) и интерпретировать картографически (рис. 4.5).

Полученные результаты позволяют выделить 5 участков пойменно-террасового комплекса с разной интенсивностью антропогенных воздействий: от пониженной (в пунктах 1-3) и повышенной (п. 11) до высокой (пп. 7-10) и очень высокой (пп. 4-6) в центральной части города.

В границах каждого участка следует предложить направления деятельности по охране окружающей среды и первоочередные мероприятия. Так, для второго участка с очень высокой интенсивностью антропогенных воздействий следует рекомендовать строительство ливневой канализации и разработку экологических паспортов промышленных предприятий, регламентацию хозяйственной деятельности в границах водоохранной зоны реки Туул.

Для участка №3, на территории которого расположены ТЭЦ города, в качестве первоочередных мероприятий следует запланировать смену топлива с отказом от использования углей с высоким сернистым содержанием, а также предусмотреть дополнительную систему очистки отходящих газов. Кроме этого, для находящейся здесь юрточной части подготовить обоснование с целью переноса в пригород и формирования юрточного пояса на склонах прилегающих гор.

Таблица 4.2. Типизация участков пойменно-террасового комплекса р. Туул в пределах г. Улан-Батора

| Участок | Пункт отбора проб | №№ | Источники воздействия, промышленные предприятия | Вид воздействия или путь миграции ЗВ | Ранжирование гидрохимических показателей | Ранжирование геохимических показателей (почва, валовое содержание) | Ранжирование геохимических показателей (почва, подвижные формы) | Интенсивность воздействия, в долях ПДК |
|---------|--------------------------------|---------|---|--------------------------------------|--|--|--|--|
| I | Налайх, Гачуурт, Баянзурх | 1, 2, 3 | Автомобильные магистрали, угольный разрез, индивидуальные предприятия по производству шерстяных изделий | аэрогенно-водородный | Cu 5,5-10,0 ПДК; Cr 1,2-2,0 ПДК; Pb 1,4 ПДК | Ni 1,4-4,2 ПДК; Pb 1,3-2,0 ПДК; Cr 1,1-1,3 ПДК; Zn 1,4 ПДК | Mn 1,1-1,6 ПДК; Cu 1,4 ПДК; Ni 1,1 ПДК | пониженная – до 10,0 ПДК |
| II | Зайсан, Промкомбинат, Сонголон | 4, 5, 6 | Плотная застройка, в том числе поймы р. Туул, центр города, автомобильные магистрали, промкомбинат, мясокомбинат | аэрогенно-водородный | Cu 15,-26,0 ПДК; Mn 1,1-10,5 ПДК; Zn 1,5-9,0 ПДК; Cr 2,1-6,5 ПДК; Pb 1,8-3,0 ПДК; NH ₄ 1,1-1,2 ПДК | Ni 2,5-4,5 ПДК; Cu 1,4-2,4 ПДК; Pb 1,2-2,2 ПДК; Cr 1,1-1,6 ПДК; Zn 1,1-1,6 ПДК | Mn 1,2-2,0 ПДК; Cu 1,1-1,8 ПДК; Cr 1,1-1,7 ПДК Ni 1,2 ПДК | очень высокая – до 26,0 ПДК |
| III | Ярмаг, ТЭЦ-4 | 7, 8 | ТЭЦ - 3, ТЭЦ - 4, частный сектор, юрточная часть, плотная застройка на террасах р. Туул, автомобильные магистрали | аэрогенно-водородный | Cu 4,0-21,0 ПДК; Zn 2,0-5,0 ПДК; Cr 2,5 ПДК; Pb 2,1-2,3 ПДК; Mn 1,7 ПДК | Ni 2,5-4,5 ПДК; Pb 1,8-2,4 ПДК; Cu 2,0 ПДК; Zn 1,7-1,8 ПДК; Cr 1,3 ПДК | Cr 1,3 ПДК; Pb 1,3 ПДК; Mn 1,2 ПДК; Cu 1,1 ПДК | высокая – до 21,0 ПДК |
| IV | Сонгино, Биокомбинат | 9, 10 | Биокомбинат (ветеринарные препараты), КОС, юрты, частный сектор | водородный | Cu 17,0-23,0 ПДК; Zn 8,0-9,5 ПДК; Cr 4,8-5,5 ПДК; Pb 3,0-3,7 ПДК; NH ₄ 1,3-1,5 ПДК | Ni 4,1 ПДК; Pb 1,7-1,9 ПДК; Zn 1,7-1,8 ПДК; Cu 1,7 ПДК; Cr 1,6-1,8 ПДК | Cr 3,8 ПДК; Mn 1,2-1,9 ПДК; Cu 1,2-1,3 ПДК | высокая – до 23,0 ПДК |
| V | Птицефабрика | 11 | Птицефабрика, автомобильные магистрали | водородный | Cu 20,0 ПДК; Zn 14,0 ПДК; Cr 5,0 ПДК; Pb 4,0 ПДК; NH ₄ 1,5 ПДК | Cr 2,0 ПДК; Pb 2,0 ПДК; Zn 1,6 ПДК; Cu 1,2 ПДК | Cr 2,7 ПДК; Mn 2,3 ПДК; Cu 1,9 ПДК | повышенная – до 20,0 ПДК |

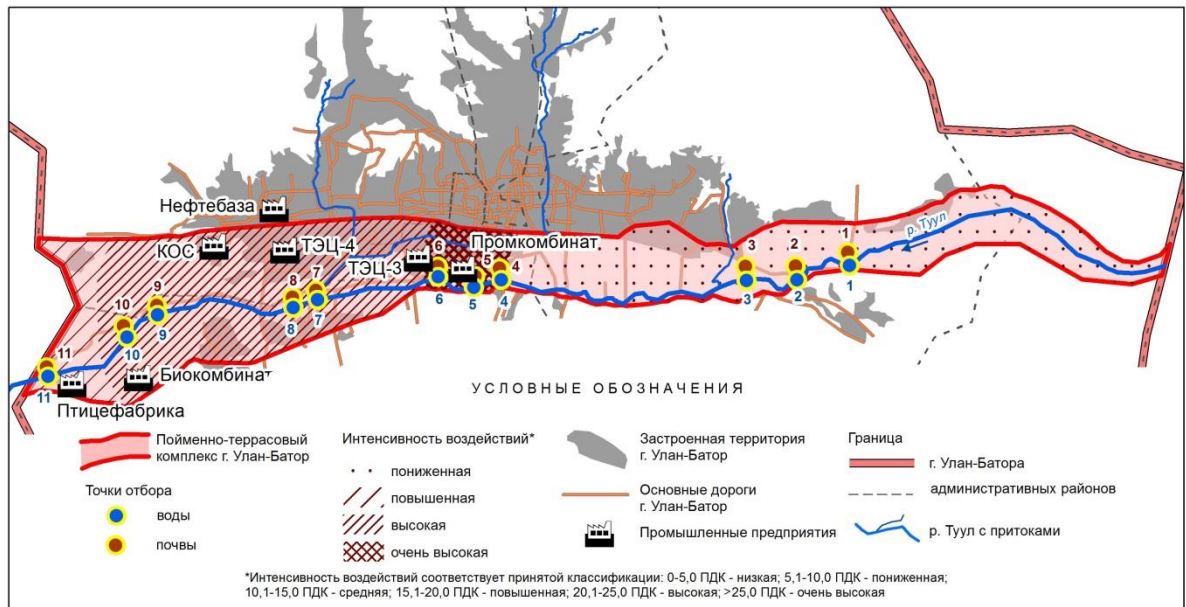


Рисунок 4.5. Типизация участков пойменно-террасового комплекса р. Туул по интенсивности антропогенных воздействий

На территории четвертого участка пойменно-террасового комплекса р. Туул следует предусмотреть реконструкцию действующих очистных сооружений и строительство новых мощностей по очистке сточных вод города, разработать систему мероприятий по предотвращению аварийных и залповых сбросов на таких крупных промышленных предприятиях, как биокомбинат города, провести инвентаризацию других промышленных объектов.

В планах перспективного развития западной и южной частей города, включая пятый участок пойменно-террасового комплекса реки, следует учесть особые режимы в правилах застройки и землепользования этой территории, создать дополнительные площади для озеленения автомагистралей и жилых кварталов, запретить строительство в водоохранной зоне и прибрежно-защитной полосе.

Самым важным и ответственным участком пойменно-террасового комплекса является первый: здесь размещены водозаборные сооружения города. Несмотря на то, что интенсивность антропогенных воздействий на участке минимальная, необходимо поддержание экологического равновесия этой территории и выполнение экологических принципов перспективного планирования, в том числе строгое соблюдение санитарно-защитных зон источни-

ков водоснабжения. Для субъектов индивидуального и частного предпринимательства требуется разработка реестра особо опасных веществ с целью минимизации вредного воздействия.

Заключение

Выполненное диссертационное исследование позволяет сделать четыре основных вывода:

1. Изучены географические особенности территории города, имеющие важное значение для геоэкологической оценки. Выделены следующие факторы формирования геоэкологической ситуации – особенности геологического строения и орографии, специфика климатических и гидрологических условий, степень хозяйственной освоенности и заселенности муниципальных районов Улан-Батора. Основными источниками загрязнения окружающей среды города признаны объекты жилищно-коммунального хозяйства, промышленные предприятия, юрточная часть, автотранспорт.

2. Пространственный анализ изменения качества речных вод и пойменных почв показывает, что ниже расположенные по течению участки пойменно-террасового комплекса р. Туул характеризуются концентрациями веществ с превышением ПДК в 1,5-2 – 20-26 раз. Для большинства исследуемых показателей отмечены превышения ПДК в следующих пунктах отбора проб: Яармаг, Сонгино, Птицефабрика, Пром- и Биокомбинат, ТЭЦ-IV.

3. Выполнена типизация участков пойменно-террасового комплекса р. Туул по интенсивности антропогенных воздействий: пониженные (до 10 ПДК), повышенные (до 20 ПДК), высокие (до 25 ПДК) и очень высокие (более 25 ПДК). На участке с очень высокой интенсивностью воздействий отмечается плотная застройка поймы реки с прилегающим деловым центром города; основными источниками загрязнения выступают мясо- и промкомбинат. Два участка с высокой интенсивностью воздействий характеризуются юрточной застройкой, наличием предприятий энергетики, биокомбинатом и КОС. Для всех трех участков основными путями миграции загрязняющих веществ являются гидрогенный и литогенный, а также воздушный.

4. Типизация участков пойменно-террасового комплекса р. Туул по интенсивности антропогенных воздействий позволяет разработать комплекс

природоохранных мероприятий для улучшения геоэкологической ситуации в г. Улан-Баторе, в том числе регламентация хозяйственной деятельности в водоохранной зоне, реконструкция канализационных очистных сооружений, инвентаризация источников загрязнения, строительство ливневой канализации и др.

Библиографический список

Алаев Э.Б. Социально-экономическая география: Понятийно-терминологический словарь. М.: Мысль, 1983. 350 с.

Алёкин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 440 с.

Алексеевский Н.И., Чалов Р.С. Перемещение твердого вещества водными потоками, их руслоформирующая деятельность и формы проявления // Тр. Академии проблем водохозяйственных наук. Русловедение и гидроэкология. 2001. Вып. 7. С. 9-36.

Антипова А.В. География России. Эколого-географический анализ территории. М.: МНЭПУ, 2001. 208 с.

Анучин Д.Н. О преподавании географии и о вопросах с ним связанных (Речь при открытии географического отделения Московского Педагогического общества, 9 марта 1902 г.) // Землеведение. 1902. Кн. 2–3 С. 1-18.

Аргучинцева А.В., Аргучинцев В.К., Убонова В.Л. Метеорологические условия распределения примесей в атмосфере г. Улан-Батора // География и природные ресурсы. 2008. №2. С. 55–59.

Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970. 487с.

Ахатов А.Г. Экология: Энциклопедический словарь. Казань: ТКИ, Экополис, 1995. 368 с.

Балыкин С.Н. Вклад сосредоточенных источников загрязнения водных экосистем Верхней Оби // Мир науки, культуры, образования. 2009. № 6. С. 8–10.

Банзрагчийн Болор Становление и функционирование рынка труда Монголии : дис. ... канд. экон. наук. Улан-Удэ, 2006. 151 с.

Батхишиг О. Почвенно-геохимические особенности долины р. Туул: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: Улан-Батор, 1999. 23 с.

Баярсайхан Г. Исследования загрязнения воды на территории г. Улан-Батора // Горный информационно-аналитический бюллетень. М.: Мир горной книги, 2009. №3. С. 94–95.

Баярсайхан Г. Исследования загрязнения почвы на территории г. Улан-Батора // Горный информационно-аналитический бюллетень. М.: Мир горной книги, 2009. №3. С. 100–105.

Береснева И.А. Климаты аридной зоны Азии. М.: Наука, 2006. 285 с.

Берталанфи Л. фон. Общая теория систем – обзор проблем и результатов // Системные исследования. Ежегодник. М.: «Наука», 1969. 203 с. С. 34-35. <http://www.sci.aha.ru/ots/doc/sys1969.pdf>

Виноградов А.П. Закономерности распределения химических элементов в земной коре // Геохимия. 1956. № 1. С. 6-52.

Виноградов А.П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555-571.

Воробьева И.Б., Напрасникова Е.В., Власова Н.В. Эколого-геохимические особенности снега, льда и подледной воды южной части озера Байкал // Геоэкология. Инженерная геология. Геокриология. 2009. № 1. С.54–60.

Гантомор С., Мунхуу А., Сарапулова Г.И. Влияние техногенеза на устойчивость геосистем в условиях урбанизации // Естественные и технические науки. 2010. № 3. С. 286-287.

Гармаев Е.Ж. Водные ресурсы рек бассейна озера Байкал и научные основы их использования и охраны: дис....докт. геогр. наук. М., 2008. 290 с.

Гармаев Е.Ж., Молотов В.С., Бадрах Ц. Современное состояние и проблемы совместного использования и охраны водных ресурсов трансграничной реки Селенги // Мелиорация и водное хозяйство. 2007. № 6. С. 29–32.

Географический энциклопедический словарь: географические названия / под ред. А.Ф. Трёшникова. 2-е изд., доп. М.: Советская энциклопедия, 1989. 592 с.

Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы. М., 2007. 330 с.

Глазовская М.А. Биогеохимическая организованность экологического пространства в природных и антропогенных ландшафтах как критерий их устойчивости // Изв. РАН. Сер.географ. 1992. №5. С. 5–12.

Голованов Д.Л., Батхишиг О., Гунин П.Д. и др Субаэральное ощелачивание почв – один из механизмов опустынивания ландшафтов на южной границе сухих степей Центральной Монголии //Geographical review of Mongolia. 2012. № 7. 46 с.

Горгуленко В.В. Пространственная неоднородность и сезонная динамика токсичности воды р. Обь в окрестностях г. Барнаул // Вода: химия и экология. 2012. № 11. С. 16–21.

Горгуленко В.В., Тушкова Г.И. Экотоксикологическая оценка воды реки Ини и Беловского водохранилища (Кемеровская область) // Водные ресурсы. 2013. Т. 40. № 4. С. 367–374.

Гунин П.Д., Евдокимова А.К., Бажа С.Н., Сандарь М. Социальные и экологические проблемы монгольского этноса в условиях урбанизированных территорий. Улан-Батор–Москва, 2003. С. 61–95.

Гусева Т.В., Молчанова Я.П., Заика Е.А., Виниченко В.Н., Аверочкин Е.М. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды. М.: ФОРУМ. ИНФРА, 2007. 92 с.

Гусева Т.В., Молчанова Я.П., Заика Е.А., Виниченко В.Н., Аверочкин Е.М. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды. М.: ФОРУМ. ИНФРА, 2007. 92 с.

Давыденко А.Ю., Руш Е.А. Применение методов главных компонент для изучения закономерностей распределения загрязняющих веществ в водных системах // Вестник ИрГТУ. 2004. №2(18). С. 56–63 .

Давыдова Н.Д. Ландшафтно-геохимические барьеры и их классификация // География и природные ресурсы. 2005. №4. С 24–30.

Давыдова Н.Д., Волкова В.Г. Карты прогноза техногенной трансформации ландшафтов // Эколого-географическое картографирование и районирование Сибири. Новосибирск: ИГСО АН РАН, 1990. С. 86–108.

Дедю И.И. Экологический энциклопедический словарь. Кишинев: Молдав. сов. энциклоп., 1990. 408 с.

Добровольский В.В. Геохимия почв и ландшафтов. М.: Научный Мир. 2009. 752 с.

Жерелина И.В. Бассейн реки как природно-хозяйственная система // География и природопользование Сибири. – Барнаул: Изд-во "Аккем", 1997. – Вып. 2. – С. 80-89.

Жерелина И.В. Бассейновый подход в природопользовании. Дисс. на соиск. уч. ст. к.г.н. по спец. 11.00.11. – Барнаул, 1999. 182 с.

Иванова Н.Н., Шамшурина Е.Н., Голосов В.Н., Беляев В.Р., Маркелов М.В., Парамонова Т.А., Эврар О. Оценка перераспределения ^{137}Cs экзогенными процессами в днище долины р. Плава (Тульская область) после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2014. № 1. С. 24-34.

Ильин В.Б. Тяжелые металлы в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1980. С. 54–78.

Исаченко А.Г. Экологизированная география от Геродота до наших дней // Известия РГО. Т. 126. Вып. 2. 1994. С. 26-34.

Исаченко А.Г. Экологическая география России. СПб.: Изд-во С.-Петербург. ун-та, 2001. 328 с.

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 12 с.

Казанцева Л.Г. Ландшафтно-геохимические особенности пойменных геосистем Верхней Оби: дисс.... канд. геогр. наук: 25.00.23. Барнаул, 2003. 144 с.

Карта мира Филиппа Бюаша / *Considérations géographiques et physiques sur les nouvelles découvertes de la Grande Mer*. Париж, 1753.

Касимов Н.С., Перельман А.И. О геохимии почв // Почвоведение. 1992. №2. С.9–26.

Кашин В.К., Иванов Г.М. Цинк в природных видах бассейна р. Селенги // Водные ресурсы. 2010. Т 37. № 4. С. 445-451.

Ковальский В.В. Системная организованность биогенного цикла химических элементов // Тр. биогеохим. лаб. АН СССР. Т. 19. М.: Наука, 1981. С.189–202.

Коннов В.И. Методология оценки экологического состояния малых рек и их защиты от влияния горного производства (на примере Восточного Забайкалья): Автореф. дисс. ... доктор. техн. наук: 25.00.36. М., 2008. 60 с.

Корытный Л.М. Административно-территориальное деление России: бассейновый вариант // География и природные ресурсы. – 2006. – № 4. – С. 27–29.

Корытный Л.М. Бассейновая концепция в природопользовании. – Иркутск: Изд-во Института географии СО РАН, 2001. – 163 с.

Корытный Л.М. Бассейновый подход в географии // География и природные ресурсы. – 1991. – № 1. – С. 161-166.

Кочуров Б.И. Геоэкодиагностика: основные положения, направления, способы // Юг России: экология, развитие. 2007. № 3. С. 18-23.

Кочуров Б.И. Экодиагностика и сбалансированное развитие. М.- Смоленск: Маджента, 2004. 384 с.

Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Сорокина О.И., Гунин П.Д. Геохимия техногенных ландшафтов г. Улан-Батора // Геохимия ландшафтов и география почв. 100 лет со дня рождения М.А. Глазовской. М.: АПР, 2012. 235 с.

Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Сорокина О.И., Гунин П.Д., Бажа С.Н., Энх-Амгалан С. Геохимия техногенных ландшафтов г. Улан-Батора // Известия РАН. Серия географическая. 2013. № 5. С. 109–124.

Кошечева Г.С. Геохимический режим и качество вод ландшафтов Ишимской равнины: автореф. дисс. ... канд. геогр. наук: 25.00.23. Ишим, 2011. 23 с.

Курбатова А.С., Герасимова С.А., Решетина Т.В., Федоров И.Д., Башкин В.Н., Щербаков А.Б. Оценка состояния почв и грунтов при проведении инженерно-экологических изысканий. Серия: Экологическое сопровождение градостроительной деятельности. М.: Изд-во «Научный мир», 2005. 180 с.

Ладонин Д.В. Соединения ТМ в почвах – проблемы, методы изучения // Почвоведение. 2003. №6. С.678–692.

Левшина С.И., Шамов В.В., Ким В.И. Органическое вещество в воде припойменных озер Нижнего Амура // Водные ресурсы. 2007. Т. 34. № 5. С. 596–603.

Лобковский В.А. Оценка эколого-хозяйственного состояния территории: теоретические аспекты, практика применения. М. – Рязань, 2005. 103 с.

Лозовик П.А., Басов М.И, Литвиненко А.В. Оценка поступления химических веществ в гидрографическую сеть с водосборной территории Карелии // Водные ресурсы. 2005. Т 32. С.584–588.

Маккавеев Н.И. Русло реки и эрозия в ее бассейне. М.: Географический факультет МГУ, 2003, 355 с.

Маккавеев Н.И. Эрозионные процессы на Русской равнине // Эрозионные и русловые процессы. 1974. Вып. 4. С. 6–14.

Максаковский В.П. Географическая культура: учебное пособие для студентов вузов. М.: ВЛАДОС, 1998. 416 с.

Маркелов М.В., Голосов В.Н., Беляев В.Р. Изменение скорости аккумуляции на поймах малых рек в центре Русской равнины // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2012. № 5. С. 70–76.

Медведева С.В. Сейсмическое районирование Улан-Батор. М.: Наука, 1971. 206 с.

Мильков Ф. Н. Физическая география: современное состояние, закономерности, проблемы. Воронеж: Изд-во Воронеж. ун-та, 1981. 400 с.

Мильков Ф.Н. Геоэкология как междисциплинарная наука о комфортности географической среды и оптимизации ландшафта // Известия РГО. 1997. Т. 128. Вып. 3. С. 54-59.

Михайлов С.А. Диффузное загрязнение водных экосистем. Методы оценки и математические модели: Аналитический обзор. Барнаул: День, 2000. 130 с.

Михайлова Л.В. Современный гидрохимический режим и влияние загрязнений на водную экосистему и водное хозяйство Обского бассейна (обзор) // Гидробиол. журн. 1991. Т. 27. № 5. С. 80–88.

Можайский Ю.А., Тобратов С.А., Дубенок Н.Н., Погожин Ю.П., Агроэкология техногенно загрязненных ландшафтов // Агрехимия. 1995. № 1. С. 94–98.

Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А. Распределение микроэлементов в поверхностных водах суши и особенности их водной миграции // Водные ресурсы. 2007. Т.34. С. 454–468.

Молостовский Э.А., Фролов И.Ю. Метод экспрессной оценки загрязнения почв и грунтов подземными техногенными скоплениями углеводородов // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2005. № 6. С. 560–564.

Монгол улс. Хэлэлцуулгийн Баримт Бичиг «Туул голын эхийн экосистемийн эдийн засгийн унэ цэнэ». Улан-Батор, 2009. С. 13–17.

Мур Дж.В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. М.: Мир, 1987. 286 с.

Муравьев А.Г., Каррыев Б.Б., Ляндзберг А.Р. Оценка экологического состояния почвы. Практическое руководство / под ред. А.Г. Муравьева. СПб: “Крисмас”, 2008. 216 с.

Мурзаев Э.М. Монгольская Народная Республика: физико-географическое описание. М: География, 1952. 472 с.

Мягкова А.Д., Строганова М.Н. Влияние негативных экологических процессов на почвы города // Вестник МГУ. Сер. 17. Почвоведение. 1996. № 4. С.37–45.

Нарантуяа Н. Планировка и застройка Улан-Батора // Известия ВУЗов. Инвестиции. Строительство. Недвижимость. 2016. №4 (19) С. 177-189.

Нечаева Е.Г. Опыт ландшафтно-геохимических исследований в Сибири // География и природные ресурсы. 1980. №4. С.35–44.

Нечаева Е.Г., Снытко В.А., Напрасникова Е.В., Коновалова Т.И., Власова Н.В. Индикационная роль долинных геосистем в ландшафтно-геохимической оценке Верхнего Приангарья // Известия РАН. Серия географическая. 2010. № 2. С. 90-99.

Никаноров А.М, Никульченко Н.Н. К методике моделирования гидрохимического режима рек // Гидрохим. материалы. 1990. Т. CVIII. С. 82–88.

Норовсурэн Ж., Савич В.И. Актиномицетные комплексы городских загрязненных почв // Разнообразие почв и биоты Северной и Центральной Азии. Материалы II Межд. конф. Улан-Удэ. 2011. С.108–109.

Орлов Д.С. Химия почв. М.: Изд-во МГУ, 1992. 400 с.

Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высшая школа, 2002. 334 с.

Остроумов С.А., Демина Л.Л. Роль биогенного детрита водных систем в аккумуляции металлов и металлоидов на примере восьми тяжелых металлов и мышьяка // Водное хозяйство России. 2010. № 1. С. 60-69.

Оценка влияния хозяйства на природу. Воздействие - изменение – последствия / Под ред. В.С. Преображенского, В. Ворачек. Т.1. Брно, 1985.

Папина Т.С. Эколого-аналитическое исследование распределения тяжелых металлов в водных экосистемах бассейна р. Обь: дисс. ... докт. хим. наук: 03.00.16, 02.00.02. Барнаул, 2004. 259 с.

Папина Т.С., Третьякова Е.И., Эйрих А.Н. Оценка поступления биогенных элементов из донных отложений в воду Новосибирского водохранилища // Вода: химия и экология. 2012. № 6. С. 3-10.

Парфенова Г.К. Эволюция техногенеза гидрохимических показателей качества вод урбанизированных территорий (на примере бассейна Верхней Оби): дисс.... докт. геогр. наук: 25.00.27. Томск. 2004. 339 с.

Перельман А.И. Геохимия природных вод. М.: Изд.-во «Наука», 1982. 154 с.

Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта М.: Астрей-2000, 1999. 749 с.

Перязева Е.Г., Плюснин А.М., Гунин В.И. Система атмосфера – почва – грунтовые воды в природных и техногенных обстановках // Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии. М., 2001. С. 311–315.

Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1993. 206 с.

Пляскина О.В., Ладонин Д.В. Загрязнение городских почв тяжелыми металлами // Почвоведение. 2009. № 7. С. 877–885.

Поздеев В.Б. Географическая концепция региональной экологии. Диссертация на соиск. уч. ст. д.г.н. / ГОУВПО "Российский государственный университет". Калининград, 2006. 324 с.

Поздеев В.Б. Содержание и дефиниции геоэкологии // Проблемы региональной экологии. 1999. № 3. С. 22-36.

Преображенский В.С., Мухина Л.И., Рунова Т.Г., Грин А.М., Долгушин И.Ю. Системный подход к оценке последствий воздействия человека на окружающую среду // Природные ресурсы и окружающая среда. Достижения и перспективы. Вып. 5. М., 1978.

Реймерс Н.Ф. Природопользование. Словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. 637 с.

Ретеюм А.Ю. Деятельность человека в организованной системе // Природные ресурсы и окружающая среда. Достижения и перспективы. – М., 1978. – Вып. 2. – С. 33-43.

Рыбкина И.Д. Оценка экологической опасности в системах расселения Алтайского края. Диссертация на соиск. уч. ст. к.г.н. / Институт водных и экологических проблем СО РАН. Барнаул, 2005. 229 с.

Саэт Ю.Е., Смирнова Р.С. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях // Вопросы географии М.: Мысль. 1983. С.45–50.

Самарина В.П. Пространственно-временная изменчивость биогенных веществ в воде р.Оскол // Водные ресурсы. 2008. Т 35. № 3. С. 364–369.

Сарантуя Гончигжав Оценка геоэкологической обстановки города Улан-Батор: дис.... канд. геогр. наук: Казань, 2005. 113 с.

Сарапулова Г.И, Мунхуу А. Эколого-гидрохимическая оценка водотока на урбанизированной территории г. Улан–Батора // Перспективы развития технологии, экологии и автоматизации химических пищевых и металлургических производств. Иркутск: ИрГТУ, 2010. С. 186-189.

Сарапулова Г.И., Мунхуу А. Гидрохимическая оценка сопредельной среды «почва–вода» в условиях урбанизации // Международный журнал экспериментального образования. 2012. № 7. С. 79–81.

Сарапулова Г.И., Мунхуу А. Трансформация геосистем в условиях урбанизации. 1. Гидрохимические параметры водотока // Вестник ИрГТУ. 2011. № 10. С. 170-176.

Сарапулова Г.И., Мунхуу А., Соколова Н.М. Трансформация свойств почв в условиях урбанизации // Межд. научно-практической конф. «Вопросы образования и науки в XXI веке». Тамбов, 2013. С.98–99 .

Селезнева А.В. От мониторинга к нормированию антропогенной нагрузки на водные объекты. Самара: Изд-во СамНЦ РАН, 2007. 105 с.

Симонов Ю.Г., Симонова Т.Ю. Речной бассейн и бассейновая организация географической оболочки // Эрозия почв и русловые процессы. Вып. 14. Научный редактор Р.С. Чалов. М., 2004. С. 7-33.

Скрипко В.В. Оценка эколого-геоморфологического состояния Приобского плато на основе бассейнового анализа. Барнаул: Изд-во Алт. ун-та, 2015. 142 с.

Смоляков Б.С. Рыжих А.П. Богуш А.А., Бадмаева Ж.О. Поведение металлов-поллютантов (Cu, Pb, Zn, Cd) в загрязненных пресных водоемах: роль взвешенных частиц // Электронный научный журнал «ИССЛЕДОВАНО В РОССИИ». 2008. <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2008/075.pdf>.

Сорокина О.И., Энх-Амгалан С. Свинец в ландшафтах г. Улан-Батор (Монголия) // Аридные экосистемы. 2012. Т. 18. №1 (50). С. 81–89.

Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Анохина О.К. Экологическое нормирование содержания загрязняющих веществ в донных отложениях // Проблемы региональной экологии. 2007. № 4. С. 42–49.

Сысо А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири: дис. ... докт. биол. наук: 03.00.27: Новосибирск, 2004. 358 с.

Тикунов В.С. Классификации в географии: ренессанс или увядание? Смоленск: изд-во Смоленского гуманитарного ун-та, 1997. 361 с.
http://www.rfbr.ru/rffi/ru/books/o_67883#349

Убонова В.Л. Моделирование распределения антропогенных примесей в пограничном слое атмосферы города Улан-Батора // Гидроминеральные ресурсы Восточной Сибири: Сборник науч. Трудов. Иркутск: Изд-во ИрГТУ, 2005. С. 53–60.

Убугунов Л.Л. Аллювиальные почвы бассейна р. Селенги и агрохимические основы повышения их плодородия. Автореф. дисс...д-ра биол. наук. Новосибирск. 1995. 46 с.

Убугунова В.И. Экологические условия формирования почв речных пойм Монголии и их свойства. Автореф. дисс...д-ра биол. наук. Иркутск. 1999. 47 с.

Ульзетуева И.Д., Хахинов В.В., Корсун Л.Н., Митыпова О.А. Гидрохимическая характеристика воды реки Селенга // Вестник Бурятского государственного университета. 2009. № 3. С. 38-40.

Уржинбадам Н., Гончигсумлаа Ч. Улаанбаатар хотын байгаль орчны геохимийн судалгааны унэлгээ (Оценка геохимического исследования окружающей среды г. Улан-Батора). Улаанбаатар, 1999. 87 с.

Ферсман А.Е. Геохимия, т.т. I—IV. Природа и техника. ОНТИ, 1933, 1934, 1937 и 1939.

Фруммин Г.Т., Черных О.А., Бовыкин И.В., Трапезников Ю.А., Румянцев А.О., Григорьев А.С. Оценка экологически допустимых уровней содержания металлов в Ладожском озере // Экологическая химия. 1998. Т. 7. № 1. С. 13-19.

Хабаров В.А. Комплексная геоэкологическая оценка урбанизированных территорий в условиях техногенеза: дисс. ... докт. геогр. наук: 25.00.36: М., 2003. 570 с.

Хортон Р. Эрозионное развитие рек и водосборных бассейнов. М.: Гос. изд-во иностранной литературы, 1948. 158 с.

Цибудеева Д.Ц. Геоэкологические условия водопользования в речных бассейнах Республики Бурятия: автореф. дисс. ... канд. геогр. наук: 25.00.36. Барнаул, 2014. 20 с.

Чернов А.В. Геоморфология пойм равнинных рек. М.: Изд-во Моск. унта, 1983. 197 с.

Чинзориг Г. Монгол орны гадаргын усны бохирдол. Улан-Батор, 2009. С. 19–23.

Чипанина Е.В., Томберг И.В., Маринайта И.И., Сороковикова Л.М. Влияние промышленности города Шелехова на экологическое состояние реки Олхи // География и природные ресурсы. 2011. №3. С. 45–51.

Шорникова Е.А. Методические рекомендации по планированию, организации и ведению мониторинга поверхностных водотоков: гидрохимические и микробиологические методы. Сургут: Дефис, 2007. 80 с.

Adriano E.D.C. Biogeochemistry of trace metals. London, Tokyo: Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, 1992. 513 p.

Blum W.E.H. Soil Degradation Caused by Industrialization and Urbanization // Towards Sustainable Land Use. Advance in Geocology 31. 1998. Vol. 1. P. 755-766.

Clarke F.W. & Washington H.S. The Composition of the Earth's Crust / U.S. Dep. Interior, Geol. Surv. 770 (1924), 518 p.

Goldschmidt V.M. Geochemische Verteilungsgesetze der Elemente, IX. Die Mengenverhältnisse der Elemente und Atomarten. Skrifter Norske Videnskaps-Akad. Oslo, I. Mat.-naturw. Cl. №.4. 1937.

Haines T.A., Komov V.T., Matey V.E., Jagoe C.H. Perch Mercury Content is Related to Acidity and Color of 26 Russian Lakes // Water, Air, Soil Poll. 1995. V. 85. № 4. P. 823–828.

Helmer P. Water quality monitoring: national and international approaches // JAHS Publ. 1994. № 219. P. 3–17.

Rodushkin I.V., Moiseeva T.I., Kudryavtseva L.P. Water, Air and Soil Pollution. 1995, V. 85. P. 731–736.

Shiklmanov Jgor A., Skakalsky Boris G. Studying water, sediment and contaminant runoff of Siberian rivers modern status and prospects: Interagency Arct. Res. Policy Comm. Workshop Arct. Res. Us. 1994. 8, Spring. P. 295–306.

Szakman G. Investigations on the trace element geochemical interaction between soil and vegetation: concentration of manganese, zinc, copper and lead in the soil and in *Dactylis glomerata* // Stud. bot. hung. 1986. Vol. 19. P. 53–61.

Taylor S.R. (1964). Abundance of chemical elements in the continental crust; a new table // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 1964. №28(8): P. 1273-1285. DOI: 10.1016/0016-7037(64)90129-2.

Ulrich B. An ecosystem approach to soil acidification // *Soil acidity* / Eds. Ulrich B., Sumner M.E. Springer-Verlag, 1991. 224 p.