

**Министерство образования и науки Кыргызской Республики
Иссык-Кульский государственный университет
имени Касыма Тыныстанова**

**Институт Биологии Национальной Академии Наук
Лаборатория Биогеохимии и радиоэкологии**

Калдыбаев Б.К., Ибраева К.Б.

**ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА
ГОРОДА КАРАКОЛ**

Бишкек, 2020

УДК 574.9 (575.2)

ББК 28.081

К 17

Рекомендовано к печати решением научно-технического совета ИГУ им. К. Тыныстанова, в рамках научного проекта Министерства образования и науки Кыргызской Республики «Экологические аспекты устойчивого развития города Каракол» за 2019, 2020 годы.

Рецензенты:

Доктор биологических наук, профессор Канаев А.Т.

Кандидат биологических наук, доцент Токтосунов Т.А.

Калдыбаев Б.К., Ибраева К.Б.

К 17 Эколого-биогеохимическая оценка города Каракол. – Б.: 2020. – 86 с.

ISBN 978-9967-474-58-1

В монографии представлены результаты исследований уровней накопления тяжелых металлов и радионуклидов в объектах окружающей среды города Каракол (почва, вода, растения), результаты измерений уровня радиационного фона, доз облучения и фактора радиационного риска. Монография будет полезна специалистам в области: экологии и охраны окружающей среды, работникам природоохранных структур региона.

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	4
ГЛАВА 1. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И РАДИОНУКЛИДЫ В ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ	
1.1. Тяжелые металлы в природно-техногенных экосистемах.....	7
1.2. Радионуклиды в природно-техногенных экосистемах.....	11
1.3. Биологическая реакция живых организмов на геохимические условия среды.....	17
1.4. Природно-климатические условия города Каракол.....	20
ГЛАВА 2. МЕТОДЫ И МЕТОДОЛОГИЯ ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ	
2.1. Объекты исследования	
2.1.1. Вода.....	24
2.1.2. Почва.....	24
2.1.3. Растения.....	25
2.2. Методы исследования	
2.2.1. Химические и спектральные методы анализа.....	26
2.2.2. Радиоэкологические методы исследований.....	28
2.2.3. Прикладные программы.....	38
ГЛАВА 3. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И РАДИОНУКЛИДЫ В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ Г. КАРАКОЛ	
3.1. Содержание тяжелых металлов в воде и донных отложениях реки Каракол.....	44
3.2. Удельная активность радионуклидов в воде и донных отложениях реки Каракол.....	51
3.3. Содержание тяжелых металлов в почвах и растениях контрольного участка.....	53
3.4. Содержание тяжелых металлов в почвах города Каракол.....	56
3.5. Содержание тяжелых металлов в растениях города Каракол.....	62
3.6. Содержание тяжелых металлов в почвах полигона ТБО города Каракол.....	64
3.7. Содержание тяжелых металлов в сточных водах очистных сооружений города Каракол.....	68
3.8. Определение уровня радиационного фона по г. Каракол, оценка доз облучения и фактора радиационного риска.....	71
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	76
ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ	77
ПЕРЕЧЕНЬ УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ	77
ЛИТЕРАТУРА	78

*Посвящается глубокоуважаемому
учителю и научному руководителю,
доктору биологических наук, профессору
Дженбаеву Бекмамат Мурзакматовичу*

ВВЕДЕНИЕ

Основоположником биогеохимического направления науки является академик В.И. Вернадский (1868-1945). Сформулировав задачи новой науки, В.И. Вернадский создает специальную биогеохимическую лабораторию, собираются научные факты, конкретизируются цифровые данные, которые характеризуют закономерности биогенной миграции элементов в биосфере. Лабораторию до 1945 г. возглавлял В.И. Вернадский. После преобразования в Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского работу лаборатории возглавил А.П. Виноградов, а с 1945 по 1985 гг. лабораторией руководил В.В. Ковальский. В настоящее время лабораторию возглавляет профессор В.В. Ермаков. Таким образом, создав учение о биосфере, науки биогеохимия и геохимия В.И. Вернадский установил главные особенности их методологии. Он определил, что в основе всех процессов происходящих на Земле лежат атомы, а наивысший уровень организации это биосфера (Вернадский, 1922, 1934; Виноградов, 1988; Ковальский, 1974, Ермаков 1998).

В Кыргызстане в 1950 годах, под руководством академика А. М. Мамытова, исследовалось содержание некоторых макро- и микроэлементов в почвах республики (Мамытов, 1969, 1996). В последующие годы, под руководством академика А. И. Захарьева, профессора Р. Н. Одынец и их последователей, изучалось содержания ряда микроэлементов в: кормах, сене и травосмесях (Дрожкина, 1986; Захарьев, 1962 и др.). Позднее изучением биологической роли микроэлементов занимались в Кыргызском Национальном университете (Портнягина, 1990), Кыргызской аграрной академии (Айтматов, 1997), Институте животноводства и ветеринарии, других научно-исследовательских институтах.

Исследование биогеохимических провинций в Кыргызстане, впервые в Среднеазиатском регионе, началось в 1960-е годы под руководством проф. В.В. Ковальского при активной поддержке академика И. В. Выходцева и проф. Е. В. Никитиной (Выходцев, 1956, 1966). В 1970-е годы по инициативе член-корр. НАН Кыргызской Республики, проф. М. М. Токобаева и проф. П. А. Гана в Биолого-почвенном институте НАН Кыргызстана была создана лаборатория Биогеохимии растений. Руководителем этой лабораторией был один из основоположников биогеохимических исследований в Кыргызстане д.б.н., профессор А. М. Мурсалиев. Биогеохимическими исследованиями установлено: в Кыргызстане каждый горный хребет и межгорная впадина отличаются характерными особенностями содержания микроэлементов в: почве, растениях и других объектах биосферы.

Известно: горные республики богаты различными минеральными ресурсами (ртутно-сурьмяными, свинцовыми, урановыми и полиметаллическими). На горных склонах происходит обеднение микроэлементами почв, растений и накопление их в межгорных впадинах. По результатам биогеохимических и геохимических исследований выявлены концентраты: Pb, Cu, Ni, Be, Hg, Se, F и другие химические элементы в растениях, микроорганизмах и животных.

Под руководством проф. А. М. Мурсалиева в лаборатории Биогеохимии изучались микроэлементы в системе “почва-микроорганизмы-растения” (Мурсалиев, 1977, 1990) в: Сумсарском свинцово-цинковом месторождении, Тюпском высокогорном регионе (Ниязова, Летунова, 1988), Южно-Ферганском ртутно-сурьмяном субрегионе и некоторых угольных месторождениях, ряде полиметаллических регионах. Сотрудниками биогеохимической лаборатории, впервые в республике и странах СНГ, открыты природные селеновые (вторичные) биогеохимические провинции в Средне-Чуйских торфяниках (Дженбаев, 1999, 2009, 2012). Впервые комплексно изучены особенности биогеохимии: селена в прибрежных зонах Иссык-Куля (Шамшиев, 2007), свинца в центральной части бассейна р. Чу (Жалилова, 2008), радиобиогеохимическое состояние природно-техногенной экосистемы Прииссыккуля (Калдыбаев, 2012; Токтоева, 2018), эколого-биогеохимическая оценка золоторудного месторождения Джеруй (Сариева, 2013), радиоэкологические исследования территории бывшего уранового производства Каджи-Сай (Жолболдиев, 2016), эколого-биогеохимические исследования природно-техногенных экосистем бассейна рек Джергалан и Каракол (Кадырова, 2017; Ибраева, 2019), эколого-биогеохимическая оценка растительно-почвенного покрова природно-техногенной урановой провинции Майлуу-Суу (Кармышева, 2018), эколого-биогеохимические особенности почвенно-растительного покрова ртутной провинции Хайдаркен Алайского хребта (Иматали кызы Калыскан, 2019) и др.

В связи с актуальностью радиоэкологическим проблем для территории Кыргызстана, наличием урановых хвостохранилищ и необходимостью проведения радиоэкологического мониторинга окружающей среды лаборатория биогеохимии была преобразована в лабораторию биогеохимии и радиоэкологии. В течение многих лет руководит лабораторией доктор биологических наук, профессор Дженбаев Б.М. На базе лаборатории проводятся эколого-биогеохимические исследования больших и малых городов Кыргызстана.

Город Каракол – административный и культурный центр Иссык-Кульской области, обладающий потенциальными возможностями развития экотуризма, производства экологически чистой продукции и развития зеленой экономики в регионе. Программа устойчивого развития города связана с оценкой потенциальных экологических рисков. В настоящее время возникают новые экологические вызовы, такие как, увеличения парка

автотранспортных средств; управление твердыми бытовыми отходами и их переработка; очистка сточных вод; улучшение озеленения территории города.

Экология тяжелых металлов и радионуклидов в условиях города Каракол до настоящего времени остаётся недостаточно изученной, существует потенциальная опасность их накопления в объектах окружающей природной среды. В г. Каракол, как и в остальных городах Кыргызской Республики, автомобильный транспорт является одним из основных источников загрязнения воздуха, известно, что один легковой автомобиль ежечасно выбрасывает в атмосферу 60м^3 , а грузовой 120м^3 . Такая концентрация особо опасна в межгорной впадине (Иссык-Кульской котловине) с ограниченными условиями для вентиляции, где находится город. В связи с этим необходимы детальное эколого-биогеохимические и радиоэкологические исследования техногенных нагрузок, оценка степени их накопления и рассеивания в компонентах природных и техногенных экосистем: почвах, речных и сточных водах, контрольных парковых зонах региона.

В монографии представлены результаты эколого-биогеохимических и радиоэкологических исследований проведенных в рамках научного проекта министерства образования и науки КР «Экологические аспекты устойчивого развития города Каракол» за 2019, 2020 годы.

Огромную благодарность выражаем коллективу лаборатории биогеохимии и радиоэкологии института биологии НАН КР, прежде всего заведующему лабораторией д.б.н., профессору Дженбаеву Б.М. за поддержку аналитической части работы. Благодарю рецензентов книги д.б.н., профессора Канаева А.Т. и к.б.н., доцента Токтосунова Т.А. за ценные замечания и предложения при оформлении рукописи книги.

ГЛАВА 1. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И РАДИОНУКЛИДЫ В ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

1.1. Тяжелые металлы в природно-техногенных экосистемах

Известно, что наиболее приоритетными загрязнителями окружающей природной среды являются тяжелые металлы. В самом общем плане выделяют естественные (природные) и техногенные источники их поступления (Алексеев, 1987; Зырин, 1985; Ильин, 1991).

Естественные источники. Первичное месторождение тяжелых металлов на планете – верхняя мантия, базальты и граниты, поэтому естественным источником тяжелых металлов для почв являются горные породы, на продуктах выветривания которых сформировался почвенный покров. Насыщенность разных горных пород тяжелыми металлами существенно различаются, хотя в сравнении с другими химическими элементами их содержание в горных породах не велико (Ильин, 1991).

Эти различия связаны с минералогическим составом горных пород, так как в них тяжелые металлы приурочены к определённой группе минералов. Почвообразующие горные породы разного гранулометрического состава по концентрации могут сильно различаться, песчаные и супесчаные породы содержат небольшое количество, суглинистые и глинистые – значительное (Алексеев, 1987).

Из почвообразующих пород тяжелые металлы переходят в почвы в соответствии с закономерностями миграции и аккумуляции их в различных геохимических ландшафтах. Кроме горных пород, естественными источниками тяжелых металлов для основных компонентов биосферы являются термальные воды, космическая и метеоритная пыль, вулканические газы и др. (Ахундова, 1989; Бегимбетова, 2010; Добровольский, 1998).

Техногенные источники. Техногенное поступление тяжелых металлов в биосферу связано с различными источниками, к важнейшим из них относят: горнодобывающую промышленность, предприятия металлургического комплекса, автотранспорт, тепловые электростанции, сжигание отходов, минеральные и органические удобрения, сточные воды и др (Балыкин, 2007; Беус, 1976). Незаменимая экологическая роль почвы определяется как важнейший компонент для всех наземных биогеоценозов и биосферы Земли в целом (Adriano, 1992; Bergkvist, 1989). Почва – весьма специфический компонент биосферы, поскольку она не только геохимически аккумулирует компоненты загрязнений, но и выступает как природный барьер, контролирующий перенос химических элементов и соединений в атмосферу, гидросферу и живое вещество (Environment and health, 2010; Kabata-Pendias, 1984, Саев, 1990). Тяжелые металлы, поступающие из различных источников, попадают в конечном итоге на поверхность почвы. Их дальнейшая судьба зависит от ее химических и физических свойств.

Продолжительность пребывания загрязняющих компонентов в почвах гораздо больше, чем в других частях биосферы, и загрязнение почв, особенно тяжелыми металлами, по-видимому, вечно (Oborn, 2001; Patoc, 1990). Металлы, накапливающиеся в почвах, медленно удаляются при выщелачивании, потребления растениями, эрозии и дефляции. Первый период полудаления (удаление половины от начальной концентрации) ТМ, для почв в условиях лизиметра сильно варьирует: для цинка от 70 до 510 лет, для кадмия от 13 до 1100 лет, для меди от 310 до 1500 лет, для свинца от 750 до 5900 лет (Малюга, 1944; Мунбаева, 2010; Thuy, 2000; Turer, 2001). Хотя микроэлементы – малые компоненты в составе твердой фазы почвы, они играют важную роль в ее плодородии. Значение связей микроэлементов с отдельными фазами почв и их сродства к каждой составной части почвы – это ключ к лучшему пониманию принципов, управляющих поведением микроэлементов в почвах (Ursinyova, 2000; Valerio, 2000). Почва является мощным аккумулятором тяжелых металлов и практически не теряет их со временем, обладая ярко выраженной катионной поглотительной способностью, она очень хорошо удерживает положительно заряженные ионы металлов. Поэтому постоянное поступление их даже в малых количествах в течение продолжительного времени способны привести к существенному накоплению их в почве.

В культурном ландшафте наибольшее распространение имеют цинк, свинец, ртуть, кадмий, хром. Набор металлов, поступающих в ландшафт, зависит, прежде всего, от характера человеческой деятельности в данном регионе. Так при сильном развитии автомобильного транспорта и при наличии густой сети автомобильных дорог справедливо ожидать обогащение ландшафта свинцом, поступающим в окружающую среду с отработанными газами двигателей внутреннего сгорания (Мунбаева, 2010). Поступление в ландшафт кадмия может быть связано с широким использованием в сельском хозяйстве фосфатов, содержащих этот элемент в виде примеси, а также при развитии электронной и лакокрасочной промышленности, широко применяющих соединения данного металла (Markert, 2000).

Ртуть в культурном ландшафте оказывается в результате использования её соединений в качестве фунгицидов в сельском хозяйстве и при производстве целлюлозы на целлюлозно-бумажных предприятиях, откуда она может попадать в окружающую среду со сточными водами и твердыми отходами при очистке сточных вод. Не исключено попадание ртути в почву с компостами из бытового мусора, где она оказывается, в свою очередь, из использованных люминесцентных ламп (Звонарев, 1981; Кабата-Пендиас, 1989).

Заметные количества хрома могут обнаруживаться в ландшафте в результате применения в качестве удобрений осадков сточных вод канализации городов с развитой часовой, кожевенной и тяжёлой промышленностью, а также при известковании почв шлаками металлургических производств, содержащих хром (Жолтаева, 2000).

Обогащение ландшафта цинком может произойти при систематическом использовании в качестве органических удобрений осадков сточных вод городов, а также при сжигании отходов резины, в состав которой он входит как элемент, улучшающий вулканизацию. Заметное загрязнение среды медью наблюдается в местах интенсивного виноградарства, где этот элемент широко используют для борьбы с заболеваниями винограда (Гедгафова, 2007).

В ландшафтах, практически не затронутых хозяйственной деятельностью, содержание тяжелых металлов в почве незначительное. Так, кларк кадмия в почве составляет 5×10^{-5} %, или 0,5 мг/кг, для ртути 1×10^{-6} %, или 0,01 мг/кг, для свинца $1,6 \times 10^{-3}$ %, или 16 мг/кг, для меди - 1×10^{-2} %, или 100 мг/кг, для цинка - 5×10^{-3} %, или 50 мг/кг (Алексеев, 2013).

В ландшафте кадмий является редким рассеянным 2-валентным элементом. Для него характерна миграция в горячих подземных водах вместе с цинком и другими халькофильными элементами. Кадмий сопутствует цинку и часто обнаруживается вместе с ним, образует многочисленные основные, двойные и комплексные соединения. В незагрязненных почвах он содержится в количествах, равных десятым долям миллиграмма на килограмм. Ртуть относится к весьма редким элементам и в природе мигрирует преимущественно в газообразном состоянии и водных растворах. В ландшафте в основном рассеивается и лишь в незначительном количестве может сорбироваться глинами и илами. В чистых почвах ее содержание составляет сотые доли миллиграмма на килограмм, а в почвах интенсивного хозяйственного использования достигает целых миллиграммов (Балыкин, 2007).

Свинец является наиболее распространенным элементом. В ландшафте он преимущественно мигрирует в бикарбонатной форме, а также в органических комплексах. Он легко адсорбируется глинами, и в них его содержание повышено. В условиях промывного типа водного режима (в таежных и других ландшафтах влажного климата) наблюдается некоторая подвижность свинца. Однако он вымывается слабее, чем цинк и медь (Бегимбетова, 2010).

Знание природных концентраций тяжелых металлов в почвах дает возможность судить о состоянии чистоты или загрязненности и принимать соответствующие меры, направленные на сохранение почвенного плодородия. В.П. Цемко, И.К. Паламарчук, Г.М. Залуцкая предлагают следующую группировку почв по степени загрязнения: к слабо загрязненным относятся почвы с содержанием элемента от 2 до 10 кларков; к средне – от 10 до 30 кларков; к сильно – свыше 30 кларков (Цемко, 1980).

В природе выявлены естественные провинции, бедные йодом, фтором, кобальтом, молибденом и другими элементами. Имеются также провинции с повышенным содержанием таких элементов, как стронций, селен, мышьяк, кобальт, молибден и др. Животные и растительные организмы в таких провинциях подвержены специфическим заболеваниям, вызванные как

избытком, так и недостатком этих элементов (Глазовская, 1988; Ермаков, 1998; Ковалевский, 1966; Ковда, 1985; Малюга, 1963; Перельман, 1989).

Региональное загрязнение почв, как указывается в большинстве публикаций, происходит главным образом в промышленных районах и центрах крупных населённых пунктов (городах).

Проблема экологии городских территорий приобретает в настоящее время все большую актуальность. Антропогенное воздействие на природную среду, ухудшение ее состояния и расширение территорий, подвергнутых урбанизации, является характерной особенностью современной эпохи. Степень экологического риска в окружающей среде (ОС) мегаполисов, где сосредоточено огромное количество людей, автотранспорта и промышленности, значительна. Экологический аспект урбанизации состоит в том, что крупный город изменяет почти все компоненты природной среды: атмосферу, растительность, почву, рельеф, грунты, подземные воды и даже климат. Перепады температур, относительной влажности и солнечной радиации между городом и его окрестностями иногда соизмеряется с весьма значительным продвижением в естественных условиях по широте, причем изменение одних условий вызывает изменение других. Горожане получают на 15% меньше солнечных лучей летом и на 30% зимой, на 10% больше осадков и т.д. На города приходится 80% всех выбросов в атмосферу и 3/4 общего объема загрязнений; загрязняющее и тепловое воздействие больших городов и агломераций прослеживается на расстоянии около 50 км; в городах изменяются естественные ландшафты, с формированием антропогенных ландшафтов. Таким образом, процесс урбанизации приводит к значительному изменению среды обитания человека и других живых организмов, снижению ее качества при высокой антропогенной нагрузке. Современные города можно назвать преобразованными природными комплексами со специфическими характеристиками (Мынбаева, 2010; Ермаков, 1992). В настоящее время активно ведутся исследования состояния компонентов городской среды, причем состояние урбанизированных территорий изучается с самых разных аспектов этой проблемы: накопление различных загрязнителей в атмосфере, гидросфере и педосфере городов; индикация и тестирование экологического состояния этих сфер; механизмы устойчивости городских территорий к загрязнению; оздоровление и способы улучшения экологии городов и т.д.

Таким образом, городская среда – интегральное явление, созданное и функционирующее благодаря действию многих факторов и компонентов и имеющее 3 главные составляющие: атмосферу, гидросферу и педосферу, состояние которых изменяется через загрязнение поллютантами. Важнейшими экологическими проблемами городов являются: загрязнение атмосферы различными металлами, приводящее к образованию «кислых осадков», смогу и др.; водопользование и изменение водного баланса водоемов города; деградация и загрязнение почв урбанизированных территорий, приводящие к нарушениям экологических функций почв, изменению растительного покрова и т.д.

1.2. Радионуклиды в природно-техногенных экосистемах

Интерес к проблемам естественного радиационного фона возник практически одновременно с открытием явлений радиоактивности, изучением распространения в природной среде радиоактивных элементов и биологического действия ионизирующих излучений. Стали анализироваться вопросы биологической роли природного фона. Основоположителем учения о природном радиационном фоне биосферы, как в области естественно научных дисциплин, является выдающийся советский ученый, академик В.И. Вернадский (1863-1945).

Первой задачей, поставленной академиком В.И. Вернадским перед естественной наукой, было исследование радиоактивных минералов и их месторождений на территории России. В.И. Вернадский, начиная с 1908 г., постоянно проводил огромную работу по организации экспедиций и создания лабораторной базы по поискам и изучению радиоактивных материалов. В экспедициях в 1908-1913 гг. совместно с академиком В.И. Вернадским работали известные ученые: К.А. Ненадкевич, А.Э. Ферсман, Д.С. Белянкин, Я.В. Самойлов и др. Работы по изучению радиоактивности минералов и пород В.И. Вернадский проводил в двух основных направлениях: 1) распределение радиоактивных элементов в веществе Земли в целях составления радиогеологической карты земной поверхности; 2) поиски радиоактивного сырья.

В период с 1908 по 1917 г. на Тюя-Муюнском руднике в Центральной Азии побывали академик В.И. Вернадский, геологи: Д.И. Мушкетов, Д.В. Наливкин, В.Н. Вебер, Д.И. Щербаков и другие специалисты, а также экспедиции исследовавшие полосу предгорий Алайского и Туркестанского хребтов от Гульчи до меридиана г. Ходжента Таджикистана. При этом выполнялись научно-исследовательские работы геологического и минералогического характера, в том числе изучение радиоактивности водных источников и атмосферного воздуха (Вернадский, 1934).

В последнее время интерес к проблемам экологии естественного радиационного фона Земли существенно вырос, поскольку хозяйственная деятельность человека существенно изменяет окружающую среду. За сравнительно короткий период в мире произошла научно-техническая революция, характеризующаяся интенсификацией промышленного производства, резким увеличением объемов добычи полезных ископаемых и потреблением энергии. Особое место здесь занимает развитие атомно-энергетического комплекса. В связи с этим, общая проблема загрязнения окружающей среды (воздух, вода, почва) и прогнозирование экологических последствий ионизирующей радиации приобрели особое значение. В первую очередь это относится к естественному радиационному фону, который в последние десятилетия меняется в сторону увеличения на локальных и даже региональных уровнях (так называемый техногенно-усиленный радиационный фон от деятельности промышленных предприятий) (Кузин, 1991; Смирнов, 2000; Тыныбеков, 2017; Алексахин, 1990; Чуканов, 1996; Евсева, 1962).

Развитие атомной энергетики обуславливает необходимость получения достоверных оценок воздействия на окружающую среду всех объектов ядерного топливного цикла, обогащение урановой руды и хранение радиоактивных отходов с высокой удельной активностью тяжелых естественных радионуклидов. Но современные принципы защиты живой природы от радиационного воздействия излучений, с низкой линейной передачей энергии несовершенны. Мало известно, при каких дозовых нагрузках наблюдаются негативные изменения в природных популяциях, населяющих территории с техногенно обусловленным повышенным содержанием тяжелых естественных радионуклидов, являющихся одновременно α -, β - и γ - излучателями (Алексахин, 1990).

Известно, что радиоактивные и другие виды ионизирующих излучений не имеют ни цвета, ни вкуса, ни запаха. Люди и животные могут подвергаться облучению от источников излучения, находящихся вне организма - внешнее облучение, облучаться радионуклидами, попавшими в его организм с вдыхаемым воздухом, потребляемой пищей и водой, - внутреннее облучение животного и человеческого организмов (Алексахин, 2006).

Задолго до того, как было решено применять атомную энергию для производства электроэнергии в мирных целях, ее ужасающая разрушительная сила была использована как атомное оружие. Атомное оружие создавалось в бывшем СССР и США примерно в одно и то же время. Прежде чем в СССР была создана атомная бомба, на Урале был построен завод, чтобы сделать для нее начинку - «Маяк». Известно, что в процессе изготовления материалов для атомной бомбы не заботились об окружающей среде и здоровье людей. Важно было выполнить задания государства. Чтобы получить заряд для атомной бомбы, пришлось не только запустить военные ядерные реакторы, но и создавать сложное химическое производство, в результате работы которого получали не только уран и плутоний, но и огромное количество твердых и жидких радиоактивных отходов. В этих отходах содержалось большое количество остатков: урана, стронция, цезия и плутония, а также других радиоактивных элементов. Многолетняя деятельность производственного объединения «Маяк», пущенного в эксплуатацию в 1948 году сопровождалась беспрецедентными в мировой практике радиационными инцидентами и авариями, что обусловило радиоактивное загрязнение части территорий не только Челябинской, но также Свердловской и Курганской областей. Сброс радиоактивных отходов предприятия в открытую гидрографическую сеть речной системы Теча-Исеть-Тобол-Обь привел к загрязнению речной поймы на протяжении 1 000 км. На р. Теча образовалась узкая, сильно загрязненная прибрежная полоса вдоль всего течения (шириной до 1 км и общей площадью около 80 кв. км). При этом в воздух было выброшено около 20 миллионов кюри радиоактивных веществ. Около 90% радиации осело прямо на территории комбината «Маяк». Радиоактивные вещества, поднятые взрывом на высоту 1-2 км, образовали радиоактивное облако, состоящее из жидких и твердых аэрозолей. Юго-западный ветер, который дул в тот день со скоростью

около 10 м/с, разнес аэрозоли. Через 4 часа после взрыва радиоактивное облако проделало путь в 100 км, а через 10-11 часов радиоактивный след полностью оформился и 2 миллиона кюри, осевшие на землю, образовали загрязненную территорию, которая примерно на 300-350 км протянулась в северо-восточном направлении от комбината «Маяк». Граница зоны загрязнения была проведена по изолинии с плотностью загрязнения 0,1 Ки/кв. км и охватила территорию, площадью 23 тыс. кв. км. Благодаря усилиям многих специалистов уже в первые пост аварийные годы были получены исходные данные о содержании радионуклидов в различных почвах, поступлении их в урожай разных сельскохозяйственных культур и модифицирующем действии ряда физико-химических и экологических факторов. На его территории выполнены различные по тематике радиоэкологические исследования, получены уникальные данные, как в научном, так и в практическом плане. Спустя 50 лет после аварии, в пределах центральной оси следа и на сопредельной территории к западу от границы заповедника, ^{90}Sr остается основным загрязнителем почвенно-растительного покрова. Изучены уровни загрязнения и пространственное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном покрове. В настоящее время интегральные запасы ^{90}Sr в почвенном покрове составляют 571.2×10^{12} Бк, а ^{137}Cs – 66.1×10^{12} Бк (Вопросы радиационной безопасности, 2003; Чуканов, 1996).

Крупнейшая в истории атомной энергетики авария на Чернобыльской АЭС (1986 г.) не имеет аналогов по количеству попавших в окружающую среду радионуклидов, площади радиоактивного загрязнения и тяжелых биологических последствий. Сформировавшееся в результате аварии широкомасштабное и крайне неравномерное радиоактивное загрязнение, разнообразные ответные реакции живой природы на разных уровнях биологической организации – от молекулярно-клеточного до экосистемного – сделали исследования биологических последствий Чернобыльской катастрофы поистине уникальной информацией (Алексахин, 2006; Войцехович, 1988).

Проблема искусственной радиоактивности природной среды возникла ещё в 50-х гг. нынешнего столетия в связи с экспериментальными ядерными взрывами в атмосфере. В 1955 г. При ООН был создан Научный комитет по действию атомной радиации. В Советском союзе впервые радиогеохимические и радиоэкологические исследования начали проводиться в 1950 г. Изучались поступление искусственных радионуклидов на земную поверхность, поведение их в почвах и растительном покрове разных природных зон. В настоящее время имеются значительные материалы о влиянии радионуклидов на различные компоненты биосферы после аварий на Южном Урале, Чернобыльской АЭС и в других природно-техногенных зонах (Абдуллаев, 1998, Быковченко, 2005; Войцехович, 1988; Дженбаев, 2013; Карпачев, 2000; Алексахин, 1990; Айтматов, 1997, Torgoyev, 2002).

Иссык-Кульская котловина - естественная урановая биогеохимическая провинция. Иссык-Кульская котловина - вторая по величине в Средней Азии после Ферганской. Длина ее с востока на запад 240 км, ширина – около 100 км. С севера Кунгей Ала-Тоо, с юга – Терской Ала-Тоо, образуя Иссык-Кульский массив интенсивно метаморфизованных пород протерозоя. По облику это сланцеватые, полосчатые, массивные породы: кристаллические сланцы, филлиты, роговики, кварциты, мраморы и др. В геологическом строении Иссык-Кульской котловины принимали участие разнообразные по возрасту и составу изверженные и осадочные породы. Толща осадочных пород представлена отложениями, начиная от древних - протерозоя и палеозоя – кончая четвертичными и современными. Отложения палеозойского возраста, обрамляющие котловину, образуют ее горные склоны, а толщи мезо кайнозойского возраста формируют аккумулятивные подгорные равнины и заполняют собственно Иссык-Кульскую впадину. Наиболее высокое содержание урана обнаружено на территории Иссык-Кульской котловины в осадочных породах разных возрастов - углисто-кремнистых сланцах ($1,7 \times 10^{-3}\%$), глинах и органогенных известняках ($3,0 \times 10^{-4}\%$). Меньшее количество урана содержится в песчанике – $1,8 \times 10^{-4}$. Среднее содержание урана в кайнозойских отложениях, выстилающих котловину озера, составляет $5,8 \times 10^{-4}$, причем на химическом составе этих отложений сказывается влияние изверженных пород (гранитные интрузии), занимающих большие площади в Иссык-Кульской котловине. Среди изверженных пород наиболее высокое содержание урана отмечено в кислых. Часть высоких и средних гор Кунгей Ала-Тоо сложена гранитами ордовика. Осевая часть Кунгей Ала-Тоо представлена магматитами и гнейсами (Геология СССР Киргизская ССР, 1985; Ковальский, 1968).

Радиоактивность пород незначительно увеличивается к западу от Чолпон-Ата, здесь мощность эквивалентной дозы (МЭД) выше 0,24 мкЗв/ч. К востоку от г. Чолпон-Ата до пос. Кутургу мощность дозы лежит в промежутке между 0,24 и 0,36 мкЗв/ч, местами достигает 0,5 - 0,6 мкЗв/ч. На восток от пос. Кутургу в известняках карбона с низкой активностью мощность дозы снижается до 0,1 мкЗв/ч и ниже. Породы Терской Ала-Тоо создают невысокую активность (МЭД до 0,24 мкЗв/ч), в северной части возрастающую (МЭД до 0,4 мкЗв/ч), что объясняется присутствием гранитов и гранодиоритов ордовика (Дженбаев, 2009, 2013, 2015).

На северном склоне Терской Ала-Тоо выходят метаморфизованные кварцито-карбонатные образования нижнего протерозоя. Встречаются небольшие тела карбонатных пород, сланцев, эффузивов и массивы гранитоидов верхне протерозойского возраста. Эффузивные образования представлены кислыми и основными разностями: дацитами, липаритами, трахитами, андезитами, базальтами и другими породами. Наиболее высокая мощность дозы обусловлена гранитами верхнего карбона и перми массива Ак-Олен - от 1,2 до 1,5 мкЗв/ч, а также кислыми разностями эффузивных образований. Основной вклад во внешнее излучение вносят природные

радионуклиды ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K и их производные, содержание которых в породах определяет уровень активности этих пород. На активность рыхлых отложений влияют, прежде всего: активность материнских горных пород; процессы выщелачивания грунтовыми водами; миграция радиоэлементов и другие геологические процессы. Содержание урана уменьшается по мере увеличения основности пород, вместе с ним падает и уровень радиоактивности. В кислых липаритах активность достигает ~ 1 мкЗв/ч и содержание урана до 0,01% (1230 Бк/кг). В базальтах Тору-Айгыра при МЭД 0,15-0,17 мкЗв/ч, содержание урана значительно ниже и составляет от 0,0004 % (49 Бк/кг) до 0,0009 % (110 Бк/кг). Интрузивные магматические породы представлены гранитами, средними - граносиенитами, сиенитами и основными – габбро, в которых содержание урана, а следовательно, и мощность дозы также уменьшается по мере увеличения основности от 0,7– 1,2 мкЗв/ч до 0,15 – 0,2 мкЗв/ч (Воротницкая, 1988; Ковальский, 1968; Djenbaev, 2006, 2008, 2016).

Уран в почве. Для Иссык-Кульской котловины характерна пестрота почвенного покрова, которая обусловлена разнообразием: осадочных пород, выстилающих котловину, особенностями климата, различием в гидротермических условиях высотных поясов, а также характером растительного покрова склонов хребтов, предгорий и подгорных равнин. Источником урана в почвах Иссык-Кульской котловины являются горные породы. Влияние горных пород на уровень содержания урана в почвах определяется переносом продуктов разрушения пород, обогащенных ураном и непосредственным участием их в почвообразовании, особенно маломощных почв котловины. Процессы выноса урана из разрушающихся горных пород осуществляются:

1) Путем выщелачивания урана из горных пород и растворения урановых минералов природными водами (грунтовые, поверхностные), имеющих гидрокарбонатно-кальциевый состав и слабощелочную среду. Такие воды, хорошо извлекая уран, переносят его в форме карбонатного комплекса $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)]^{4-}$ и в сорбированном состоянии на глинистых и гумусовых частицах.

2) Механической миграцией, связанной с выветриванием горных пород и энергичным перемещением частиц пород и минералов ветром, льдом, водой; при этой форме миграции урана в аллювиальных отложениях и почвах образуются ореолы рассеяния, протяженностью от нескольких сотен метров до нескольких километров.

Содержание урана в почвах Иссык-Кульской котловины колеблется от 0,00012 до 0,00064 % (14,9 до 79,6 Бк/кг). Накопление урана в различных типах почв определяется главным образом их генезисом, топографией по отношению к выходам пород, условиями миграции и биогенными факторами (Воротницкая, 1988; Ковальский, 1968; Дженбаев, 2009, 2013, 2015).

Уран в воде. Центральную равнинную часть Иссык-Кульской котловины занимает озеро Иссык-Куль, в которое впадает около 90 рек, стекающих с

горных хребтов Кунгей и Терской Ала-Тоо. Длина озера составляет 182 км, наибольшая ширина - 58 км, максимальная глубина - 702 м, средняя глубина - 279 м. Площадь водного зеркала около 6206 км², объем водной массы 1732 м³. Вода в озере солоноватая с сухим остатком 5,89 г/л, состав воды – хлоридно-сульфатно-натриевый рН 7,8-8,8 (Кадыров, 1986; Маматканов, 2005; Djenbaev, 2008).

Воды рек районов Иссык-Кульской котловины обогащены ураном, повышенное содержание урана в водах следует связывать не только с климатическими условиями, но и с геологическим строением речных долин, а также с особенностями химического состава речных вод, способных хорошо извлекать уран из горных пород. Содержание урана в водах рек Тон, Ак-Суу (район Тон и Чолпон-Ата) $5,6-5,7 \times 10^{-6}$ г/л (0,07 Бк/л), что в 10 раз больше, чем в реках нечерноземной и черноземной зон России. Река Чу (у пос. Кок-Майнок) несет в своих водах до $7,1 \times 10^{-6}$ г/л (0,09 Бк/л) урана. По данным И.Е. Старика и др. (1958), содержание урана в одной из крупнейших рек Иссык-Кульской котловины, Джергалан, колеблется в зависимости от времени года и места отбора проб от $2,8 \times 10^{-6}$ до $1,0 \times 10^{-5}$ г/л (0,035-0,12 Бк/л).

В среднем, вода озера Иссык-Куль содержит $3,0 \times 10^{-6}$ % (0,37 Бк/л) урана. Это на порядок больше, чем среднее содержание урана в морской воде и на один-два порядка больше, чем среднее содержание урана в реках и пресных озерах. Источником урана в озерной воде являются горные и осадочные породы Иссык-Кульской котловины. Уран существует в виде уранил-карбонатных комплексных анионов: $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2 \times (\text{H}_2\text{O})_2]^{2-}$ $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$

В результате постепенного испарения воды, в виде осадка в озеро выпадает мало растворимые карбонаты кальция. Содержание урана в них составляет $1,12-1,76 \times 10^{-3}$ % (139,4-219,0 Бк/кг) на сухой вес (Воротницкая, 1988; Ковальский, 1968; Дженбаев, 2013).

Уран в растениях. Содержание урана в дикорастущих растениях для различных районов Иссык-Кульской котловины, оно колеблется от $3,7 \times 10^{-6}$ до $5,1 \times 10^{-4}$ % (0,46-63,5 Бк/кг на сухое вещество) и превышает уровень содержания урана в растениях целинных черноземных степей - $2,1 \times 10^{-6}$ % (0,26 Бк/кг) в 1,5 - 240 раз. Растения, произрастающие на светло-бурых почвах районов Чолпон-Ата, Ананьево, Тамга, Кескем-Бель, Каджи-Сай – содержат от $4,1 \times 10^{-5}$ до $2,1 \times 10^{-4}$ урана (5,1-26,1 Бк/кг), что в 2,4-100 раз больше, чем в растениях черноземной зоны. Отдельные виды растений из этих мест, такие, как горноколосник (*Orostachys thyrsoflora* Fisch.), астрагал Бородина (*Astragalus Borodini* Krassn.), остролодочник (*Oxythopis nutans* Vge.), карагана бледнокорая (*Caragana leucophloe* Pojark.) концентрируют от $3,6 \times 10^{-5}$ до $2,1 \times 10^{-4}$ % урана (4,5-26,1 Бк/кг). Растения, произрастающие на выветренных породах, содержат в среднем $3,2 \times 10^{-4}$ % урана (39,8 Бк/кг). Отдельные виды растений – зайцегуб (*Lagochilus diacanthophylus* (Pall.) Benth.), астрагал Бородина, карагана бледнокорая, карагана красивая (*Caragana laeta* Kom.), эфедра промежуточная (*Ephedra intermedia*) концентрируют от $2,0 \times 10^{-4}$ до $3,0 \times 10^{-3}$ % (24,9-373,3 Бк/кг) урана на сухое

вещество, что в 100-1430 раз больше, чем в растениях Курского заповедника. Факты повышенного содержания урана в растениях авторы объясняют высокой степенью «подвижности» форм урана в почвах котловины, а также, способностью корневой системы растений разрушать частицы породы и минералов, переводя труднорастворимые соединения элементов в формы, доступные для растений. В условиях повышенного содержания урана в среде проявляется морфологическая изменчивость листьев, стеблей, цветов некоторых видов растений. В изменённых растениях содержится больше урана, чем в нормальных растениях того же вида из того же района (Воротницкая, 1988; Ковальский, 1968; Дженбаев, 2013).

Уран в животных. Конечными звеньями биогеохимической пищевой цепи являются организмы животных и человека. Удобным объектом изучения такой пищевой цепи служит травоядное животное – овца. Содержание урана в организме овец зависит от количества урана, поступающего с кормом. Наиболее высокая концентрация урана наблюдается в организме овец из района Кок-Майнок. В среднем концентрация урана в организме овец данного геохимического района $1,6 \times 10^{-5}\%$ (2,0 Бк/кг) с колебаниями для отдельных животных от $1,3 \times 10^{-5}$ до $2,0 \times 10^{-5}\%$ (1,6-2,5 Бк/кг) на сухое вещество [25, 82].

Концентрация урана в организме овец из районов Тон и Чолпон-Ата Иссык-Кульской котловины несколько ниже, чем в организме овец из района Кок-Майнок, однако по сравнению с районами черноземной ($1,8 \times 10^{-6}\%$ или 0,2 Бк/кг) и нечерноземной зон ($1,6 \times 10^{-6}\%$ или 0,19 Бк/кг) она в 5-8 раз выше. В среднем в организме Тонских овец содержится $9,2 \times 10^{-6}\%$ (1,1 Бк/кг) в организме Чолпон-атинских овец $8,3 \times 10^{-6}\%$ (1,0 Бк/кг) урана на сухое вещество. Концентрация урана в организме овец из районов Иссык-Кульской котловины меньше, чем в поедаемых ими кормовых растениях, что позволяет сделать вывод о различном характере адаптивных регуляций обмена урана в организме овец из геохимических районов с неодинаковым уровнем содержания урана во внешней среде. В условиях повышенного содержания урана обмен урана у овец направлен в сторону уменьшения его концентрации в организме (Воротницкая, 1988; Ковальский, 1968; Дженбаев, 2013).

1.3. Биологическая реакция живых организмов на геохимические условия среды

Известно, что недостаток или избыток определенных химических элементов в среде обитания вызывает нарушения в обмене веществ живых организмов, которые при таких условиях либо погибают, либо приспособляются путем изменения физиологической функции, либо заболевают. Области, где у организмов наблюдается та или иная биологическая реакция на недостаток или избыток определенных элементов в окружающей среде, называются биогеохимическими провинциями, которые играют важную роль в эволюции живого вещества. Между организмом и средой происходит непрерывный обмен химическими элементами, который зависит как от свойств среды и природы, так и от истории развития

организмов. Флора и фауна, происходящие через эти барьеры отбираются и подвергаются изменчивости на химической основе. В биогеохимических провинциях с недостаточным или избыточным содержанием химических элементов в среде изменения возникают не только в обмене веществ, но и в морфологии растений вплоть до образования новых видов. В биогеохимических провинциях отмечены многочисленные случаи морфологической изменчивости растений, причина появления которой объясняется ныне геохимической экологией растений и химическим составом почв (Виноградов, 1988). Изучение взаимоотношений между организмами и геохимическими факторами в среде являются предметом геохимической экологии, многие вопросы которой освещены в работах В.В. Ковальского по изучению геохимической экологии организмов в условиях различных субрегионов биосферы, в частности в условиях борных субрегионов, в условиях недостатка меди, избытка молибдена и сульфатов, в условиях стронциево-кальциевых субрегионов биосферы Забайкалья и Таджикистана, в субрегионах биосферы с повышенным содержанием в среде молибдена, в условиях урановых субрегионов биосферы Иссык-Кульской котловины, в условиях субрегиона биосферы, обогащенного селеном (Ковальский, 1974).

Организмы каждый по своему реагирует на недостаток или избыток того или иного элемента в среде обитания, поэтому характер биологической реакции зависит от содержания химических элементов в среде. Биологическая реакция – это, с одной стороны, отбор и подбор флоры и фауны на основе геохимических факторов, с другой – изменчивость и приспособляемость организмов. В.В. Ковальский и Н.С. Петрунина показали наиболее вероятные пути изменчивости и приспособляемости растительных организмов в биогеохимических провинциях в зависимости от содержания химических элементов в среде. Отдельные растения, попадая в сложные условия, изменяются вплоть до образования новых видов. Примерами морфологической и физиологической изменчивости могут служить многочисленные данные об изменении состава флоры в биогеохимических провинциях с различным содержанием химических элементов. Например (*Astragalus pectinatus* и др.), произрастающие на богатых селеном почвах и концентрирующие его в большом количестве, отличаются здесь наибольшим видовым разнообразием. Причем некоторые концентраторы селена (*Astragalus pectinatus*, *Aporappus frominii* и др.) совсем не найдены на почвах, не содержащих этого элемента. Вместе с тем необходимо отметить и изменения морфологических признаков у растений, собранных в районах месторождений. Так, М.М. Сторожева выявила тератологические явления у анемоны (*Pulsatella patens*, *Anemone patens*) на месторождениях никеля, здесь же найдены особые формы астр мохнатой и татарской. На почвах, обогащенных цинком, зарегистрированы морфологические изменения у фиалки (*Viola triodor*) и ярутки (*Thlaspi alpestre*). На почвах с наибольшим накоплением свинца и цинка обнаружена измененная форма мака крупнокоробочного (*Papaver macrostomus*) с расчлененными лопасными

краями венчика (Ковальский, 1974). Большой интерес представляет открытие Д.П. Малюгой широко распространенных уродливых форм грудницы мохнатой (*Linosyris villosa* (L.)) на месторождениях никеля. Найдены также угнетенные формы качима (*Cypsophila Patrinii* Serv.) на медистых, сульфидных месторождениях. На почвах богатых битумом, наблюдается уродливые формы растений, причем отдельные из них приобретают гигантские размеры (Малюга, 1944, 1963).

Недостаточное или избыточное содержание химических элементов в среде обитания влечет за собой возникновение эндемической болезни у растений. Так, недостаток или избыток железа или марганца вызывает хлороз. Во многих торфянистых и песчаных почвах недостаток усвояемой формы меди у злаковых растений порождает «болезнь обработки» (белая чума), что проявляется в хлорозе, подсыхании, полегании и скручивании листьев и в итоге приводит к резкому снижению урожайности. Различные эндемические заболевания возникают у растений табака и томата, цветной капусты и клевера при нехватке молибдена. При низком содержании в почве магния появляется хлороз фруктовых деревьев (Глазовская, 1988).

Из литературных данных известны морфологические изменения растений, произрастающих в районах с повышенным содержанием урана. У растений (*Ferula gigantea* B. Fedtsch и *Eremus stenophyllus* (Boiss. Et Buhse, Baker)) при концентрации урана в них от 0,01 до 0,1 % встречаются уродливые формы с искривленными стеблями, скрученными листьями и цветами неправильной формы; перисто-рассеченная листовая пластинка ферулы и эремуруса достигает 30 – 50 см вместо 1,5 см. Изменчивость цветов описана для *Epilobium angustifolium* L., произрастающей на территории, обогащенной ураном. У этих же особей показана диплоидность пыльцы. На площадях с повышенной радиоактивностью у *Prunus prostrata* наблюдалось изменение окраски и размеров растения; иногда наблюдалось наличие опухолей, наростов, утолщений. Было отмечено снижение содержания хлорофилла по сравнению с нормальным растением того же вида и относительное увеличение содержания каротина и ксантофилла, вследствие чего растение принимало бледно-зеленую окраску с желтовато бурым оттенком (Беус, 1976; Ковальский, 1974).

Источником информации относительно влияния повышенной природной радиоактивности на растения являются работы, связанные с геологическими изысканиями. Это в первую очередь могут быть исследования Н.Л. Саппон обследовавшей растительность в районе Колорадского плато, где находятся крупнейшие в мире месторождения урана. Ею описано специфическое состояние флоры, произрастающих в местах урановых отложений: карликовость, изменения в окраске растений, признаки преждевременной гибели отдельных видов. Автор связывает все эти отклонения с токсическим действием урана, а также других сопутствующих ему химических элементов в районе месторождения (Ткалич, 1959; Малюга, 1963). Ряд представлений относительно возможного влияния повышенных уровней радиоактивности на

растения можно выделить в работах М.Ф. Кузина проводивших исследования в районе ториевой аномалий. Из наблюдений следует, что растения, характеризующаясь высокой изменчивостью морфологического облика на подобных территориях, могут выступать в качестве индикаторов при геологических поисках рассеянных элементов (Кузин, 1991).

1.4. Природно-климатические условия города Каракол

Город Каракол - административный центр Иссык-Кульской области, с населением (2016) - 73 тыс. человек (Социально-экономическое развитие Иссык-Кульской области, 2017). В 1889-1922 и 1939-1992 гг. носил название Пржевальск. Город расположен в восточной части области, у подножья хребта Тескей-Ала-Тоо, в среднем течении реки Каракол, в 12 км от побережья озера Иссык-Куль, на высоте 1690-1850 метров над уровнем моря. Климат города Каракол определяется её положением в поясе умеренных широт, удалённостью от значительных водных объектов. Всё это обуславливает черты континентальности и засушливости, чётко выраженные времена года. Высокое гипсометрическое положение обуславливает увеличение облачности и осадков по сравнению с соседними равнинными районами, сглаживание амплитуд годового и суточного хода температуры. Значительная расчленённость рельефа делает климат области весьма разнообразным - от резко континентального до морского. Важнейшими характеристиками климата является солнечное сияние и солнечная радиация. Среднегодовая продолжительность солнечного сияния по городу составляет 2500- 2900 ч в год. Важную роль в климат образовании играет атмосферная циркуляция. В холодную часть года территория города большую половину времени находится под воздействием отрога Сибирского антициклона, что обеспечивает преобладание малооблачной морозной погоды. Ухудшение погоды связано с прохождением холодных атмосферных фронтов Севера - Запад, Запад и Север, с выходами южных циклонов и с волновой деятельностью. В летние месяцы Средняя Азия находится в стороне от основных воздушных течений, здесь часто формируются малоградиентные поля пониженного давления, для которых характерно развитие конвективной облачности во 2-й половине дня, выпадение слабых ливневых дождей. Повторяемость фронтальных процессов значительна, но существенных изменений в погоде холодные вторжения не вызывают, т. к. проходя над пустынями воздух прогревается. Климат в городе Каракол умеренно-континентальный, с элементами горного и морского (Атлас КР, 1987; Иссык-Куль-Нарын, 1991). Самыми жаркими месяцами в городе являются июнь, июль и август. Но последний весенний месяц май также нередко бывает жарким с температурой достигающей до 30⁰С. Весной во время начала вегетации растений нередко отмечается возврат холодов, что является причиной гибели цветов и молодых побегов. Абсолютный минимум температура по многолетним данным может составлять -7,1⁰С в апреле и -5,4⁰С в мае. На территории Иссык-Кульской котловины климат изменяется

от жаркого до засушливого в долинах, до холодного и влажного на высоких горных хребтах Кунгей и Тескей Ала-Тоо, где образуются вечные ледники и снега. Существенное влияние на климат города оказывает незамерзающее озеро Иссык-Куль, которое способствует некоторому смягчению его континентальности. Самые теплые месяцы в нижнем и среднем подпоясах, июль и август, самый холодный – январь (табл. 1.1). Годовая амплитуда температуры воздуха составляет примерно 24°С. Это является свидетельством умеренности климата района исследований. Годовые колебания температуры в Иссык-Кульской котловине небольшие. Как известно, в климатологии годовую амплитуду температуры принято считать мерой континентальности. По годовой амплитуде климат большей части Иссык-Кульской котловины можно отнести к типу морского (с амплитудой менее 22°), и только восточная часть котловины имеет климат континентально-морской с несколько большей годовой амплитудой. Величина безморозного периода довольно непостоянна. Она меняется с запада на восток и от долин к горам. Если на высоте над ур.м. 1770 м (Каракол) безморозный период равен в среднем 151 дню, то на высоте 2036 м - 132, и на высоте 2560 м - 95 дням. Сложный горный рельеф оказывает значительное влияние на режим всех метеорологических величин и создает климатические различия даже на сравнительно небольшой площади. Особенно своеобразные климатические условия складываются в Иссык-Кульской котловине, нижнюю часть которой занимает незамерзающее озеро (Ранцман, 1959; Оторбаев, 1962; Климатические условия Кыргызстана, 1992).

Таблица 1.1 - Климатическая характеристика по данным метеостанции «Каракол»

Месяцы	Температура воздуха С°			Кол-во осадков	Снежный покров	Относит Влажность %
	Средняя много лет.	Абсолютная				
		max	min			
Январь	-6,6	8,0	-21,5	13	34	69
Февраль	-6,2	10,0	-21,4	11	38	68
Март	0,2	18,0	-13,0	23	14	68
Апрель	7,1	25,0	-7,1	39		58
Май	12,1	30,0	-5,4	58		58
Июнь	15,1	30,0	1,3	57		61
Июль	17,1	31,0	0,7	61		62
Август	16,4	30,0	1,1	55		63
Сентябрь	6,1	24,0	-11,1	35		63
Октябрь	6,1	24,0	-11,1	35		63
Ноябрь	-0,3	17,0	-21,7	29	13	67
Декабрь	-4,0	12,0	-20,7	17	14	67
Среднее	5,8	24,5	-15,7	433 (за год)		64

Влияние водной массы озера Иссык-Куль на температуру воздуха в летнее время почти незаметно; зимой незамерзающее озеро оказывает смягчающее влияние на климат. Повышение средней суточной температуры до 0°C и выше (начало весны) происходит на побережье в период 6-18 марта (позже - на востоке котловины). Наименьшая относительная влажность воздуха обычно бывает в теплое время года, наибольшая холодное, но никогда не опускается ниже 50%. Влажность растет с увеличением абсолютной высоты местности.

Максимум осадков выпадает летом, с мая по август, минимум - зимой. Устойчивый снежный покров отсутствует в западной части Прииссыккулья, в районах от г. Балыкчи до г. Чолпон-Ата по северному берегу и до с. Тамга - по южному. Далее к востоку устанавливается снежный покров, мощность которого, увеличиваясь по мере движения на восток, достигает 45 см в районе Тюпского залива.

Ветровой режим в Прииссыккулье отличается чрезвычайным разнообразием вследствие сложного рельефа. Высокие горы образуют барьер на пути западных ветров из Атлантики. Скорость ветра в общем небольшая - 3-5 м/сек. Большой силой отличаются ветры на западном и восточном побережьях оз. Иссык-Куль, дующие с горных склонов к озеру. На западном побережье наблюдаются штормовые ветры, достигшие 20-30 м/сек, а нередко даже 40 м/сек. В некоторых случаях вторжение холодного воздуха в Иссык-Кульскую котловину осуществляется с востока, через перевал Сан-Таш, но восточные ветры уступают как по скорости, так и по продолжительности западным (Ранцман, 1959; Оторбаев, 1962).

Почвы города Каракол. Каракольская почвенная подпровинция ограничивается Иссык-Кульской котловиной, представляющей собой типичную для Центрального Тянь-Шаня глубокую тектоническую впадину, ограниченную с Севера и Юга хребтами и Тескей Ала-Тоо. В данной подпровинции четко выражена горизонтальная и вертикальная поясность почв. Особенность почвенного покрова этого округа состоит в наличии серо-бурых пустынных каменистых почв, которые нигде, кроме этого района, нет. Наряду с этими почвами на равнинах распространены светло-бурые почвы. Местами благодаря сухости климата они высоко приподняты. На склонах гор встречаются каштановые, субальпийские и альпийские лугово-степные почвы. Распространены светло- и темно-каштановые, черноземные, горно-лесные остаточные-карбонатные, а местами кислые, субальпийские черноземовидные, лугово-степные субальпийские и альпийские, полуторфянистые выщелоченные почвы (Асанбеков, 1971; Мамытов, 1988).

Растительность города Каракол. Город Каракол по характеру растительного покрова неоднороден. Ассортимент древесных и кустарниковых растений довольно обширный и представлен в основном интродуцированными видами растений. Наиболее часто встречаются тополя белый и пирамидальный. Из лиственных пород небольшую долю в озеленении составляет береза повислая и вяз перистоветвистый. Единично имеются ясень

зеленый, липа мелколистная, дуб черешчатый, каштан конский, орех грецкий, различные виды кленов. На частных подворьях выращиваются плодовые и косточковые культуры, такие как яблоня, груша вишня, слива, абрикос. Кустарниковые породы представлены сиренью, роза, форзиция (Выходцев, 1956; Касиев, 2005).

Город Каракол считается одним из наиболее опрятных городов Кыргызстана. Он имеет строгую прямоугольную планировку, общая площадь озеленяемой территории составляет 40,8 га в том числе: центральный Сквер - 4,3 га, сквер на территории спортивного стадиона - 5,2 га, сквер «Тагай-Бий» - 0,42 га, парк «Женишбагы» - 8 га, парк культуры и отдыха имени А.С Пушкина – 12 га, сквер Дома моряков - 0,55 га, сквер ОГА - 0,45 га, клумбы и цветники по городу - 0,40 га.

Повышенная загазованность и запыленность воздуха, особенности температурного и водного режима воздуха и почвы, неблагоприятные химические и физико-механические свойства почвы, наличие каменных, бетонных и металлических поверхностей, мощение и асфальтовое покрытие улиц и площадей, наличие подземных коммуникаций и сооружений в зоне корневой системы, интенсивный режим использования городских насаждений населением обуславливают специфичность экологической среды города и ее резкое отличие от естественной обстановки, в которой сформировались биологические и экологические особенности растений.

ГЛАВА 2. МЕТОДЫ И МЕТОДОЛОГИЯ ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1. Объекты исследования

2.1.1. Вода

Река Каракол берет начало из Каракольского ледника с северного склона Терской Ата-Тоо на абсолютной высоте 5200 метров и впадает в озеро Иссык-Куль. Протяженность реки, примерно составляет 50 км., площадь водосборного бассейна - 394 км². В течение года расход воды в реке Каракол подвержен значительным изменениям, наибольшая его величина приходится на июль (18 м³/с), наименьшая – март (1,66 м³/с) (Кадыров, 1986).

Отбор проб воды соответственно был произведен в периоды межени (март 2016, 2017, 2018 гг.) и в период максимального поверхностного стока (июль 2016, 2017, 2018), согласно ГОСТ Р 51592 – 2000 «Вода. Общие требования к отбору проб» и регламентом качества поверхностных и сточных вод утвержденные приказом ГАООС и ЛХ при ПКР №2 от 2017 (ГОСТ Р 51592 – 2000; Дженбаев, 2014).

В настоящее время город Каракол сталкивается экологическими проблемами очистки сточных вод. Очистительные сооружения сточных вод г. Каракол, проектной мощностью - 22000 м³, день были построены в 70-х годах XX-века с использованием технологии продолженной аэрации, но пришли в обветшалое состояние, плохо очищенная сточная вода является потенциальным источником загрязнения окружающей среды. В июле и в октябре 2017 года нами были отобраны разовые пробы сточных вод очистительных сооружений г. Каракол на разных стадиях очистки (решетки, песколовки; первичные, вторичные отстойники; биопруды; на выходе очистных сооружений). В местах отбора проб воды был произведен отбор проб илистых осадков сточных вод с иловых площадок.

Химический анализ проб воды реки Каракол, сточных вод очистных сооружений г. Каракол с определением минерализации, жесткости, содержания кальция, магния, натрия, калия, хлоридов, сульфатов, рН, гидрокарбонатов, карбонатов, нитратов, нитритов, аммония, БПК₅, микроэлементов выполнен в Центральной лаборатории Государственного агентства по геологии и минеральным ресурсам КР. Определение суммарной альфа и бета-активности радионуклидов в пробах воды проведено в лаборатории биогеохимии и радиоэкологии института Биологии НАН КР.

2.1.2. Почва

Верхняя зона бассейна реки Каракол относится к территории Государственного природного парка «Каракол» (ГПП «Каракол»), протяженность реки в пределах границ парка составляет 19 км. На территории ГПП «Каракол» было заложено 4 контрольных участка с горными светло- и темно-каштановыми почвами. В пределах г. Каракол было выбрано 11 контрольных участков с горно-долинными светло-каштановыми, горно-

долинными каштановыми почвами. С каждого контрольного участка были отобраны объединенные пробы почв гумусового слоя (0-30 см). Отбор проб почв производился согласно ГОСТ 17.4.4.02-84.

Следует отметить, что город Каракол сталкивается с экологическими проблемами утилизации твердых бытовых отходов. Каракольская свалка расположена примерно в 9 км от северо-западной части центра города. Юго-западная сторона участка граничит с дорогой от г. Каракол до с. Пристань. Речка Кара-Суу проходит в пределах 100 метров от северного конца участка; она впадает в озеро Иссык-Куль в 3 км к северо-западу. Около 700 метров к юго-западу от участка имеется водохранилище площадью 340 гектаров, используемое для орошения сельскохозяйственных земель. Восточная и западная стороны свалки граничат с кустарниковыми зарослями, которые ведут к пахотным землям. Полигон представляет собой карьер площадью 4 га, не имеющий противофильтрационные экраны, уловителей и обработки фильтрата, следовательно, является потенциальным источником загрязнения окружающей среды. В мае 2016 года нами был произведен отбор проб почв в районе полигона и за его пределами.

Общий анализ почвы был проведен в Республиканской почвенно-агрохимической станции следующими методами: содержание гумуса почвы по Тюрину, механический состав почвы по Качинскому, рН по методическим указаниям ЦИНАО, валовый азот, фосфор и калий по Мещерякову, емкость поглощения почв методом Бобко-Аскинази, обменный фосфор и калий по Мачигину, анализ водной вытяжки по ГОСТу 26424-25-26-27-28-85.

Определение микроэлементов в пробах почв было проведено методом спектрального анализа в центральной лаборатории Государственного агентства геологии и минеральных ресурсов КР по методике ОМГ 6-01 «Определение атомного состава проб атомно-эмиссионным приближенно-количественным методом испарения пробы из канала угольного электрода».

2.1.3. Растения

Для определения уровней содержания микроэлементов в растениях был произведен отбор проб хвои сосны (*Pinus sylvestris*), ели Шренка (*Picea schrenkiana*), листья тополя черного (*Populus nigra*), дуба черешчатого (*Quercus robur*), вяза мелколистного (*Ulmus pumila*), ивы линейнолистной (*Salix linearifolia*). Укосы дикорастущих растений были представлены такими видами как полынь обыкновенная (*Artemisia vulgaris*), марь белая (*Chenopodium album*), одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale*), ежа сборная (*Dactylis glomerata*), мятлик луговой (*Poa pratensis*), костер безостый (*Bromopsis inermis*) и др. Отбор проб растений был произведен согласно установленных методических рекомендаций применяемые в биогеохимических исследованиях (Дженбаев, 2014; Порядок отбора проб для выявления и идентификации наноматериалов в растениях, 2010).

Определение химических элементов в пробах золы растений было проведено методом спектрального анализа в центральной лаборатории

Государственного агентства геологии и минеральных ресурсов КР по методике ОМГ 6-01 «Определение атомного состава проб атомно-эмиссионным приближенно-количественным методом испарения пробы из канала угольного электрода».

2.2. Методы исследования

2.2.1. Химические и спектральные методы анализа

Центральная лаборатория Государственного комитета промышленности, энергетики и недропользования проводит анализы горных пород, руд, продуктов их переработки, минералов, почв и грунтов, природных вод, рассолов, твердых горючих ископаемых. Центральная лаборатория имеет Аттестат аккредитации №КГ 417/КЦА.ИЛ.026. Настоящий аттестат удостоверяет, что Центральная лаборатория аккредитована в соответствии с международным стандартом ГОСТ ИСО/МЭК 17025-2009. В область аккредитации включены 57 видов анализов.

Группа химического анализа выполняет:

- анализ минерального сырья на содержание золота с чувствительностью от 0,005г/т пробирным, атомно-абсорбционным, химико-спектральными методами;
- анализ минерального сырья на содержание серебра с чувствительностью от 0,3г/т, платины, палладия - от 0,03 г/т;
- анализ горных и глинистых пород, руд, продуктов их переработки по определению содержаний в них кремния, железа, алюминия, титана, марганца, натрия, калия, серы, фосфора, кальция, магния, мышьяка, вольфрама, сурьмы, молибдена, олова, никеля, меди, цинка, свинца, кобальта, кадмия, урана, др.
- химический анализ почв, грунтов, водорастворимых и кислоторастворимых солей;
- химический анализ природных вод (пресных и соленых) с определением минерализации, жесткости, содержания кальция, магния, натрия, калия, хлоридов, сульфатов, рН, гидрокарбонатов, карбонатов, нитратов, нитритов, аммония, фтора, йода, урана, железа, ртути, никеля, мышьяка, хрома, марганца, меди, цинка, свинца, кадмия;
- фазовый анализ горных пород и руд на содержание соединений меди, железа, вольфрама, сурьмы, цинка, свинца и олова, серы.

Группа пробоподготовки. Производит обработку проб горных пород и руд. Имеются соответствующие помещения для сушки и хранения проб. Участок пробоподготовки оснащен дробилками, дробильно-сократительными аппаратами, вибрационными измельчителями, компрессорами, фарфоровыми мельницами, механическими агатовыми ступками. Крупность измельченных частиц доводится до 0,05мм.

Группа спектрального анализа. Выполняет атомно-эмиссионный анализ твердых полезных ископаемых и сухих остатков природных и сточных вод, металлов и сплавов на 44 элемента таблицы Менделеева.

Метод спектрального анализа основан на использовании способности свободных атомов определенных элементов селективно поглощать резонансное излучение определенной для каждого элемента длины волны. Содержание элемента в пробе определяется значением интегрального аналитического сигнала и рассчитывается по предварительно установленной градуировочной зависимости.

Для автоматической коррекции неселективного поглощения использован метод зеемановской модуляционной поляризационной спектрометрии с высокочастотной модуляцией. Управление работой спектрометра, построение градуировочных зависимостей и расчет результатов анализа проб выполняется при помощи специального программного обеспечения. Дозирование жидкой пробы в графитовую кювету спектрометра производится при помощи автосемплера или вручную, при помощи микродозатора переменного объема.

Спектрометр предназначен для измерений содержаний различных элементов (Ag, Al, As, Au, Ba, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Pd, Pt, Rh, Ru, Se, Sn, Sb, Sr, Ti, V, Zn и др.) в водных растворах, пробах пищевых продуктов и продовольственного сырья, биопробах, в атмосферном воздухе, почвах (рис.2.1). Он широко используется в экологическом мониторинге, геологоразведке, контроле технологических процессов, производственной санитарии, научных исследованиях (Дженбаев, 2014).



Рис.2.1. Общий вид спектрометра МГА-915

Спектрометры представляют собой стационарные автоматизированные приборы для лабораторного применения, конструктивно они выполнены в виде настольного прибора с отдельно устанавливаемым компьютером. Атомно-абсорбционные спектрометры данного типа (с электротермической атомизацией и зеемановским корректором неселективного поглощения) во всем мире признаны в качестве «референтного метода» при определении малых содержаний элементов в пробах сложного состава.

2.2.2. Радиоэкологические методы исследований

Изменение мощности экспозиционной дозы. Для проведения гамма – съемки местности использовался дозиметр – радиометр ДКС-96 лаборатории биогеохимии и радиоэкологии института Биологии НАН КР. Измерения проводились в соответствии с инструкциями МАГАТЭ по наземному обследованию радиационной обстановки на высоте 0,1 и 1 метр от поверхности земли. Согласно техническим инструкциям дозиметров, измерения в одной точке проводились не менее трех раз, затем определяли среднеарифметические значения (Инструкция по измерению гамма-фона в городах и населённых пунктах (пешеходным методом, 1985).

Дозиметр-радиометр ДКС-96 широко применяется, отличается надежностью и большим выбором блоков, которые позволяют решать все главные задачи дозиметрии и радиометрии во всех областях деятельности человека. Обеспечивает оперативное измерение всех основных величин, характеризующих радиационную обстановку, и проведение работ по поиску источников всех основных видов ионизирующих излучений. Универсальный прибор для контроля рабочих мест на любых объектах. Прибор дополнен новыми блоками и стационарным измерительным пультом (рис.2.2).



Рис. 2.2. Дозиметр ДКС-96

Гамма-спектрометрический метод. Одним из эффективных методов радионуклидного анализа является гамма-спектрометрический метод, широко применяющийся в радиоэкологических исследованиях для оценки состояния объектов окружающей среды по содержанию в них радионуклидов. Известно, что проблема точной и достоверной оценки радионуклидного состава и потенциальной опасности радиационного воздействия на природную среду, прогнозирование изменения ситуации на загрязненных территориях является чрезвычайно важной. Это связано с большими периодами полураспада как естественный радионуклидов ($^{234,235,238}\text{U}$, $^{232,230,228}\text{Th}$, $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Pb), так и трансурановых элементов (ТУЭ: $^{238,239,240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{243,244}\text{Cm}$) и осколочных продуктов деления (ОПД: Sr, Cs, I, Tc и др.), их чрезвычайно высокой

радиотоксичностью и специфичными особенностями миграции в зоне аэрации (Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990).

Изучение условий количественного определения каждого радионуклида, который дает возможность определения методических требований и необходимых технических ресурсов для внедрения гамма-спектрометрических исследований естественных радионуклидов рядов U и Th.

Высокая - энергетическая возможность и эффективность регистрации - квантов в широком энергетическом диапазоне обеспечивается гамма - спектрометрами на основе детектора из особого чистого германия (HpGe). Наиболее приемлемыми детекторами, для проведения спектрометрических исследований естественных радионуклидов рядов U и Th в пробах окружающей среды является детектор фирмы “Canberra”.

Гамма – спектрометр “Canberra” (модель GX4019 с программным обеспечением Genie-2000 S 502, S501 RUS). Общие методические трудности проведения гамма - спектрометрических измерений радионуклидов ряда - низкий квантовый выход γ - квантов некоторых изотопов (^{234}mPa , ^{234}U , ^{230}Th), необходимость учета эффекта самопоглощения - квантов в исследуемой пробе (^{230}Th , ^{234}Th , ^{210}Pb), высокий собственный фон детекторов от нейтронов космогенного происхождения (для ^{234}U , ^{230}Th), фон от окружающего радона (для ^{214}Pb), фон от радия - радону (для ^{234}U).

Спектрометр состоит из детектора, который служит для преобразования энергии гамма-квантов в электрический импульс, предусилитель, что усиливает сигнал и служит также для развязки детектора с другими приборами, блока питания детектора, спектрометрического усилителя, который имеет форму нужной формы и аналогово-цифрового преобразователя (АЦП), что амплитуду каждого импульса превращают в цифровой код и накапливает информацию о них в памяти (рис. 2.3).

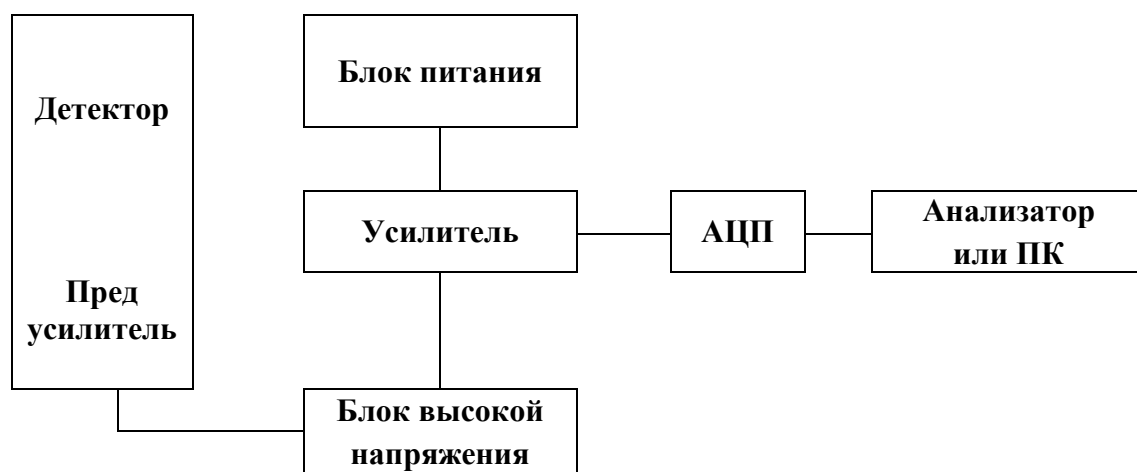


Рис. 2.3 – Структурная схема гамма – спектрометра

Как правило, детекторы гамма-излучения размещают в специальных свинцовых или чугунных контейнерах, которые называются защитой (рис. 2.4).



а)

б)

а) внешний вид; б) детектор в защите.

Рис.2.4. Гамма-спектрометр лаборатории биогеохимии и радиэкологии института биологии НАН КР

Защищают экран детектора от внешнего фонового гамма-излучения и, в некоторой мере, от космического излучения. Благодаря этому повышается точность измерений маленьких активностей радионуклидов. Для защиты детектора от внешнего излучения используется пассивная защита (10 см свинца подавляет внешний фон в 100 раз мягкой излучения). На рис. 2.5 показан истинный спектр излучаемых γ -квантов в равновесии с продуктом своего распада.

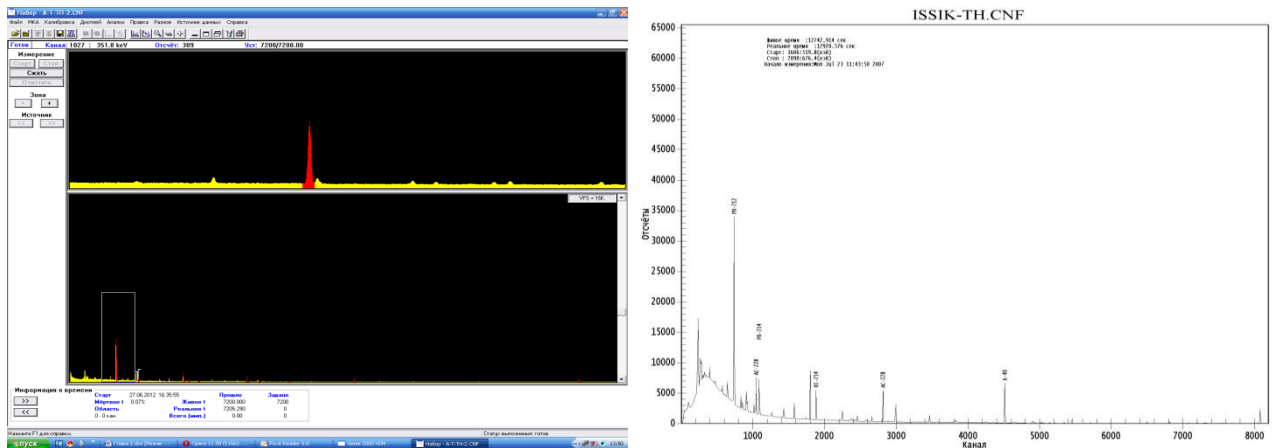


Рис. 2.5. Гамма-спектр пробы почвы

Ряд ^{238}U

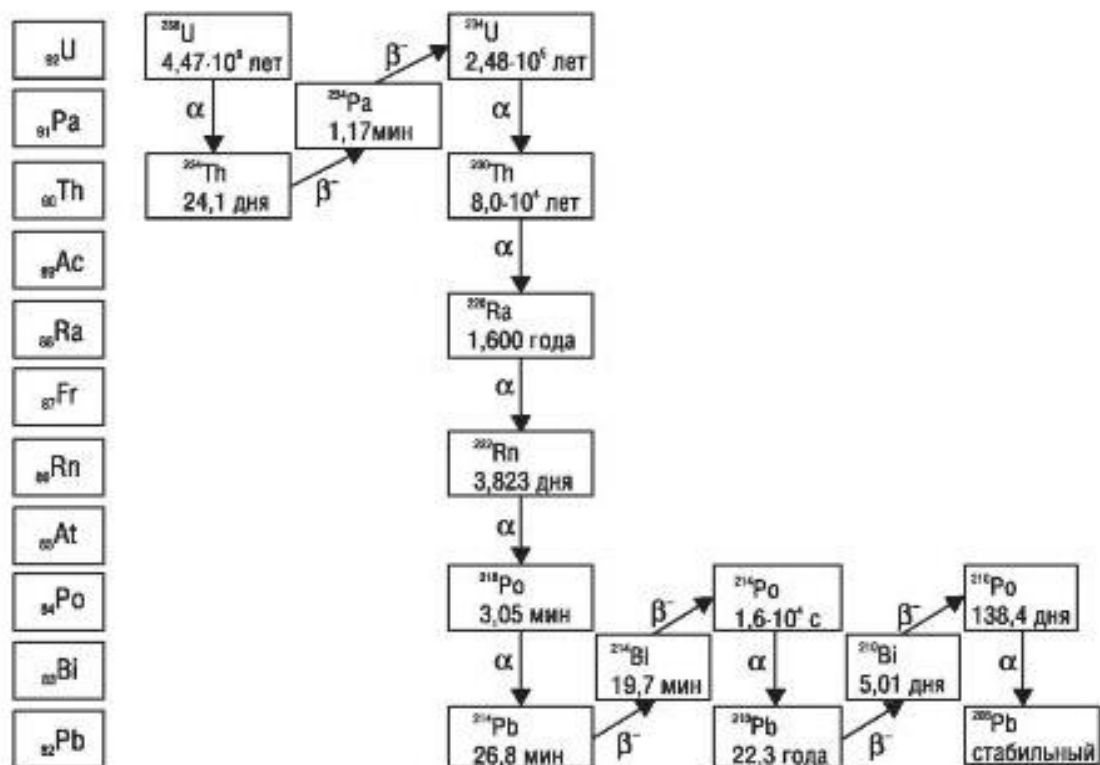


Рис. 2.6. Радиоактивное семейство ^{238}U

Ряд можно представить только семью важными радионуклидами:



В таблице 2.1 приведены главные гамма - кванты, которые могут быть использованы для определения этих радионуклидов, энергии и квантовые выходы. В правом столбике дано время, необходимое для достижения равновесия с нуклидом.

Таблица 2.1 - Радионуклиды и их γ - кванты излучения при спектрометрическом определении нуклидов распада ряда ^{238}U

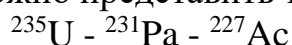
Измеряемый нуклид ($T_{1/2}$)	Дочерний нуклид ($T_{1/2}$)	Энергия, кеВ	Квантовый выход, %	Время восстановления равновесия
^{238}U 4,468×10 ⁹ лет	^{234}Th 24,1 день	63,29 92,6*	3,70 5,58*	160 суток
	^{234m}Pa 1,17 минут	1001,0	0,835	160 суток
^{234}U 2,4×10 ⁵ лет	-	53,2	0,123	-
^{230}Th 7,4×10 ⁴ лет	-	67,7	0.377	-

^{226}Ra 1600 лет	^{214}Pb 26,8 минут	351,9 295,2	37,10 19,20	25 суток
^{222}Rn 3,8 суток	^{214}Pb 26,8 Минут	351,9 295,2	37,10 19,20	3,5 час.
^{210}Pb 22,26 год	-	46,5	4,05	-

* - сумма E_{γ} - квантов энергии $E_{\gamma} = 92,38 \text{ кеВ}$ и $92,80 \text{ кеВ}$ (квантов и выхода 2,81 и 2,77).

Ряд ^{235}U

Ряд можно представить только тремя важными радионуклидами:



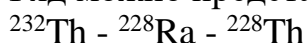
Все три радионуклида могут быть определены в пробах гамма-спектрометрическим методом непосредственно, или по одному, или по нескольким дочерним нуклидам. В таблице 2.2 приведенные главные гамма - кванты, которые могут быть использованы для определения этих радионуклидов, энергии и квантовые выходы. Методическая трудность проведения гамма - спектрометрических измерений - низкая концентрация ^{235}U и ее дочерних радионуклидов в пробах окружающей среды.

Таблица 2.2 - Радионуклиды и их - кванты излучения при спектрометрическом определении нуклидов распада ряда ^{235}U

Определяемый нуклид ($T_{1/2}$)	Дочерний нуклид ($T_{1/2}$)	Энергия, кеВ	Квантовый выход, %	Время восстановления равновесия
^{235}U 7,03×10 ⁸ лет	-	143,8	10,95	-
		163,4	5,08	
		205,3	5,01	
^{231}Pa 32760 лет	-	283,7	1,70	-
		300,0	2,47	
^{227}Ac 21 лет	^{227}Th 18 суток	236,0 256,2	12,3 7,0	180 суток
	^{223}Ra 11 суток	154,2 269,4	5,6 13,7	-
	^{219}Rn 3,9 сек	271,2 401,8	10,8 6,4	-

Ряд ^{232}Th

Ряд можно представить только тремя важными радионуклидами:



Кроме ^{232}Th , они могут быть определены гамма-спектрометрическим методом непосредственно, по одному, или по нескольким дочерним нуклидам. В таблице 2.3 приведены главные гамма - кванты, которые могут быть использованы для определения этих радионуклидов, энергии и квантовые выходы.

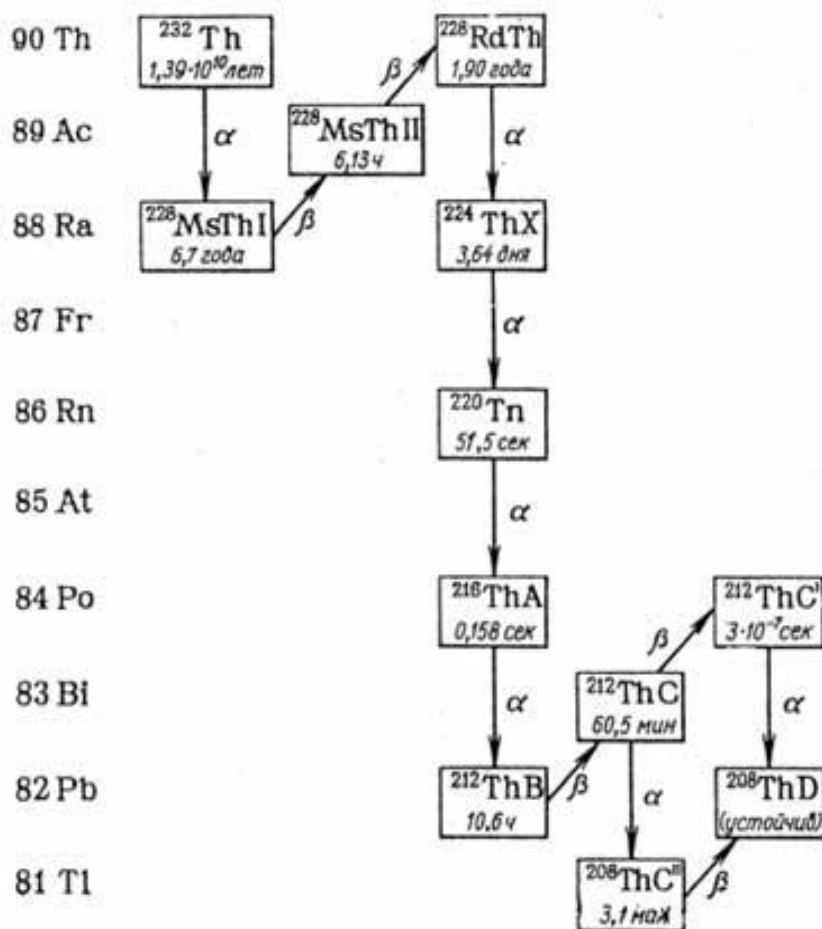


Рис. 2.5. Радиоактивное семейство ^{232}Th

Таблица 2.3 - Радионуклиды и их - кванты излучения при спектрометрическом определении нуклидов распада ряда ^{232}Th

Определяемый нуклид ($T_{1/2}$)	Дочерний нуклид ($T_{1/2}$)	Энергия, кеВ	Квантовый выход, %	Время установления равновесия, сутках
^{232}Th 1,41×10 ¹⁰ лет	не определяется			
^{228}Ra 5,75 лет	^{228}Ac 6,15 год.	338,4 911,2 969,0	11,27 25,8 15,8	2 сутки
^{228}Th 1,91 год	^{212}Pb 10,64 часов	238,6	43,3	26 сутки

Методические трудности проведения гамма-спектрометрических измерений - фон от естественного окружающего радона (для ^{212}Pb). На основе результатов анализа естественных U - Th рядов, что было приведено в разделе 2.1, следуют требования, что к необходимым ресурсам для выполнения спектрометрических исследований естественных радионуклидов рядов U и Th в пробах окружающей среды. Для решения конкретной задачи, учитываются технические характеристики и методические условия применяется:

1. Гамма - спектрометры должны иметь высокое энергетическое разрешение и высокую эффективность регистрации - квантов в широком энергетическом диапазоне (40-2000 кев).

2. Гамма - спектрометры должны иметь низкий собственный гамма - фон и защиту от внешнего излучения и поступление радона.

3. Проведение специальных калибровочных работ по определению эффекта самопоглощения в мягкой области регистрации - излучения (40-100 кев).

4. Разработка методики пробоподготовки проб к измерениям. Обеспечения герметичности и необходимой выдержки проб перед измерением.

5. Обеспечение долгосрочного непрерывного измерения одной пробы в течение 50000 - 150000 сек..

6. Возможность обеспечить необходимую точность измерения.

Определение количественного состава радионуклидов в пробе. Для количественного определения радионуклида в пробе обычно используют пик полного поглощения аппаратурного спектра исследуемой пробы. Активность нуклида в пробе на день измерения спектра вычисляется по формуле:

$$A = \frac{S(E_p)D_p}{\eta_e \varepsilon(E_p)t} \quad [\text{Бк}], \quad (2.1)$$

где

$S(E_p)$ - площадь пика полного поглощения гамма-излучения с энергией E_p (за вычетом фона); η_e - квантовый выход гамма-излучения с энергией E_p ; $\varepsilon(E_p)$ - абсолютная эффективность регистрации гамма-излучения с энергией E_p в пику полного поглощения; t - "живой" время измерения, сек; D_p - коэффициент, учитывающий эффект каскадного излучения, что приводит к уменьшению (или увеличению) площади пика полного поглощения за счет составления энергии при одновременном попадании в детектор нескольких гамма-квантов. В основном это бывает в том случае, если распад радионуклида происходит с одновременным излучением двух или более гамма-квантов, то есть так называемые гамма-гамма-совпадения. При измерении ^{137}Cs , $D_p = 1$.

Погрешности и представления результатов измерений. Спектрометрическая погрешность определения активности нуклида в пробе

состоится с случайной Δ_c - с. и систематической - Δ_{cl} . Относительная погрешность измерения находится из выражения:

$$\delta\Delta = \delta\Delta_{cl} + \alpha\delta\Delta_c = \sum_{i=1}^m \delta\Delta_{cl}^i + \alpha\sqrt{\sum_{i=1}^m \delta^2 \Delta_c^i} \quad (2.2)$$

где,

α - коэффициент надежности, определяется заданной доверительной вероятностью и законом распределения погрешности. Если величина Δ_c с имеет нормальное распределение, то коэффициент α для разнообразных значений доверительной вероятности $P(\alpha)$ имеет следующие значения:

$P(\alpha) = 0,68, \alpha = 1,0; P(\alpha) = 0,95, \alpha = 2,0; P(\alpha) = 0,997, \alpha = 3,0.$

Случайная величина Δ_c с погрешностью определяется в основном статистическими флуктуациями количества импульсов - σ_1 , зарегистрировавшихся в пику полного поглощения и в непрерывном распределении под пиком. Если считать флуктуации количества импульсов в пику полного поглощения и непрерывном распределении под пиком независимыми, то относительная систематическая погрешность $\delta\Delta_c$ определяется выражением:

$$\delta\Delta_c = \frac{\sigma_1}{S_e} = \frac{\sqrt{S_e + 2B_e}}{S_e} \quad (2.3)$$

Систематическая погрешность Δ_{cl} состоит из погрешностей Δ_{cl1} и Δ_{cl2} . Погрешность Δ_{cl1} обусловлена ошибками экспериментального определения абсолютной эффективности регистрации. Относительное значение $\delta\Delta_{cl1}$ составляет величину порядка 5% (определяется паспортными данными по аттестации калибровочного источник). Δ_{cl2} - погрешность возникает из-за неравномерности распределения активности в объеме пробы вследствие неконтролируемых отличий геометрии от геометрии калибровочных препаратов. Относительная погрешность Δ_{cl2} , как правило, не меньше 5%. Легко видеть, что даже при большом количестве импульсов в пику полного поглощения, когда с $\delta\Delta_c \rightarrow 0$, результирующая относительная погрешность измерения активности нуклида в пробе - $\delta\Delta$ составляет как правило, не меньше 7-10%.

Результаты измерений, согласно ГОСТу (показатели точности измерений и формы представления результатов измерений), представляются в виде:

$$A; \Delta - \text{от } \Delta_{\text{н}} \text{ до } \Delta_{\text{в}}; P, \quad (2.4)$$

где,

A - результат измерения в единицах измеряемой величины; $\Delta_{\text{н}}$ - нижнее значение результирующей погрешности; $\Delta_{\text{в}}$ - верхнее значение результирующей погрешности; P - установленная доверительная вероятность, с которой погрешность измерения находится в этих пределах. При гамма-спектрометрическом анализе $\Delta_{\text{н}} = \Delta_{\text{в}} = A\delta\Delta$, результаты анализа целесообразно представлять в виде таблицы значений A, Δ, P .

Радиометр УМФ-2000. Низкофоновый альфа-бета-радиометр с кремниевым детектором, широко используемый для измерений малых активностей (рис. 2.6). Рекомендуется для измерения суммарной альфа- и бета-активности природных и питьевых вод.



Рис. 2.6. Альфа-бета радиометр УМФ-2000

Назначение:

- измерение суммарной активности альфа-излучающих нуклидов в «толстых» и «тонких» счетных образцах проб объектов окружающей среды;
- измерение суммарной активности бета-излучающих нуклидов в счетных образцах проб пищевых продуктов, почвы, воды, на воздушных фильтрах и проб, полученных методами селективной радиохимической экстракции;
- измерение альфа-активности нуклидов в счетных образцах, полученных после селективной радиохимической экстракции (при наличии методик).

Свойства:

- одновременное измерение альфа- и бета-активностей счетного образца;
- применение кремниевого ионнолегированного детектора площадью 450 мм² или 1000 мм²;
- активная защита от фонового излучения с использованием газоразрядных счетчиков и схемы антисовпадений;
- пассивная свинцовая защита от фонового излучения;
- сетевая защита от помех в сети питания;
- двухканальное пересчетное устройство с таймером для счета числа импульсов от зарегистрированных альфа- и бета-частиц;
- выход спектрометрического сигнала;
- связь с компьютером по интерфейсу RS-232;
- базовое программное обеспечение «УМФ-2000»;
- определение (после радиохимической подготовки пробы)
- в почвах: Po-210, Sr-90;
- в водах: Po-210, Ra-226, Ra-228;

- возможность альфа-спектрометрических измерений с использованием программного обеспечения «SpDec» для определения активности изотопов U, Th, Pu, Am в почвах и водах (после радиохимической подготовки пробы, дополнительно).

Определение суммарной альфа и бета активности проб воды. Метод основан на концентрировании радионуклидов из объема водной пробы методом упаривания до сухого остатка, измерения с помощью радиометра скорости счета альфа- и бета-излучения полученного остатка по сравнению со скоростью счета образца, сравнения с аттестованными значениями активности и расчете суммарной альфа- и бета-активности пробы.

Суммарная активность - это условная активность счетного образца, по численности равная активности регламентированного образца, сравнении при одинаковых показаниях радиометра. Значение полной неопределенности результатов измерений определяется расчетом по заданным соотношениям.

Рассчитывают альфа и бета активность счетного образца в Бк для альфа канала:

$$A_{\alpha,\beta} = \frac{(N_{\alpha\beta} - N_{\Phi}) \cdot K_{\alpha,\beta}}{V}, \quad (2.5)$$

где,

$N_{\alpha,\beta}$ – скорость счета радиометра от счетного образца по альфа- или бета-каналу; N_{Φ} – фоновая скорость счета радиометра по альфа- или бета-каналу;

$K_{\alpha,\beta}$ – коэффициент пересчета установки (определяется по эталонному источнику); V – объем исходной пробы (л).

В соответствии со свидетельством о поверке радиометра УМФ-2000 (приводятся данные из свидетельства № 5797 от 22 июля 2016 г. о поверке радиометра УМФ-2000, принадлежащего БПИ НАН КР): $n_{\alpha\Phi}=0,0005$ имп/с - средняя скорость счета фона по альфа-каналу, $n_{\beta\Phi}=0,0262$ имп/с - средняя скорость счета фона по бета-каналу.

Объемная суммарная альфа-активность в исходной пробе (Бк/л) и ее абсолютная неопределенность рассчитывается по формуле: (2.6)

где V - объем исходной пробы (л), M и m - масса выпаренного остатка пробы и масса аликвоты в кювете (масса счетного образца) (г) соответственно. Аналогично объемная суммарная бета-активность и ее неопределенность:(2.7)

$$A_{\alpha\text{пр}} = (A_{\alpha}/V) \cdot (M/m),$$

$$U_{\alpha\text{пр}} = \frac{U(A_{\alpha}) \cdot M}{V \cdot m} \quad (2.6)$$

$$A_{\beta np} = (A_{\beta} / V) * (M / m),$$

$$U_{\beta np} = \frac{U(A_{\beta})}{V} \cdot \frac{M}{m}$$
(2.7)

Полную относительную неопределенность измерения объемной активности определяют по формуле:

$$u_{tot\alpha} = \sqrt{U_{\alpha np}^2 + A_{\alpha np}^2 (u_0^2 + u_d^2)}$$

$$u_{tot\beta} = \sqrt{U_{\beta np}^2 + A_{\beta np}^2 (u_0^2 + u_d^2)}$$
(2.8)

для альфа и бета активности соответственно. Здесь: u_0 - неопределенность, связанная с градуировкой радиометра, u_d - неопределенность методики пробоподготовки.

2.2.3. Прикладные программы

Программа Erica tool 1.2. это программное обеспечение, которое используется для оценки радиационной опасности и рисков для наземных, пресноводных и морских экосистем. Зная содержания радиоактивных элементов в почве или в воде, программа производит расчеты и моделирует их содержания для растений, животных и других организмов, а также дает оценку доз радиоактивного облучения. Элемент радиоэкологической оценки состоит из трех уровней, на первом уровне оценивается фактор радиационного риска, если его значение низкое, то можно ограничиться уровнем 1. Если значение радиационного фактора выше 1, то действие рекомендуется продолжить в уровне 2. Для более детальной радиоэкологической оценки применяется уровень 3.

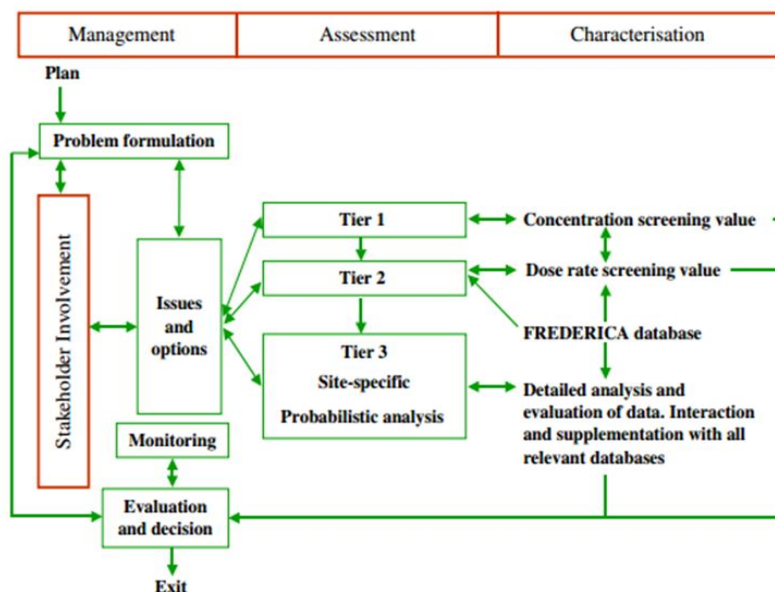


Рис. 2.7. Алгоритм программы Erica tool 1.3

Значение коэффициента риска, расчетной дозы полученной живыми организмами указывается цветами. Зеленый цвет – допустимый уровень, желтый и красный требует перехода на 3-й уровень, для более детальной радиоэкологической оценки (рис. 2.8).

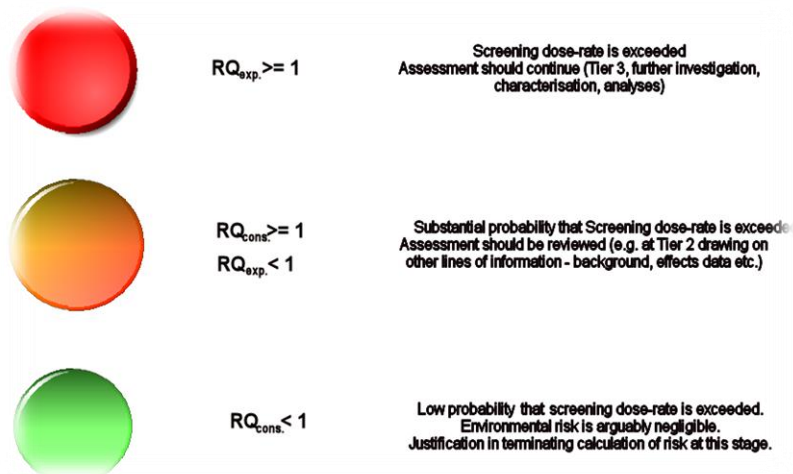


Рис. 2.8. Значения факторов риска

Фактор риска (RQ) определяется по следующей формуле:

$$RQ_n = \frac{M_n}{EMCL_n} \quad (2.9)$$

где,

RQn = Фактор риска для радионуклида «n»;

Mn = измеренная концентрация активности для радионуклида «n» в среде, Бк кг-1 для почвы;

EMCLn = Пределы концентраций для радионуклидов «n» (в базе данных программы Erica)/

Загрузка программы осуществляется через сайт: <http://project.facilia.se/erica/download.html> (рис. 2.9).

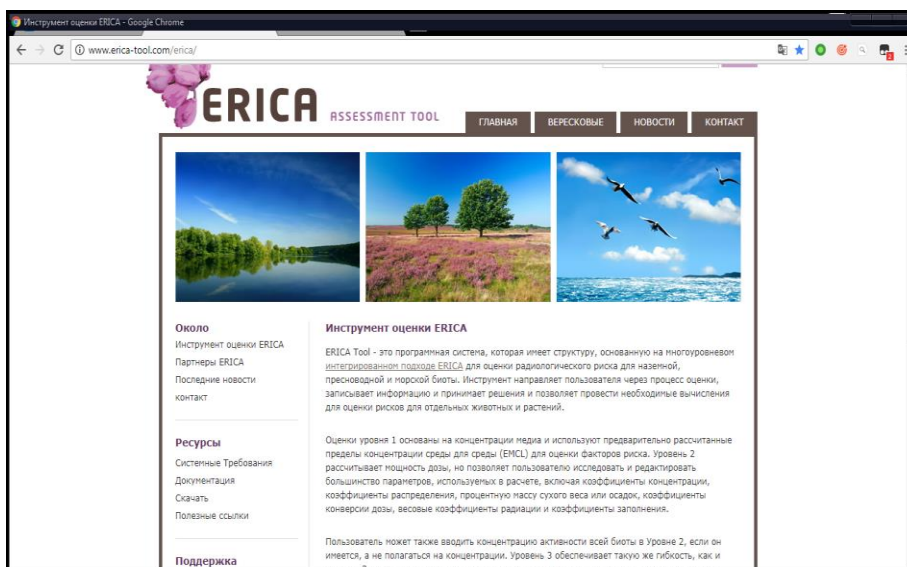


Рис.2.9. Главная страница сайта программы Erica

Геоинформационная система Golden Software Surfer в настоящее время является отраслевым стандартом построения графических изображений функций двух переменных. В Surfer в качестве основных элементов изображения используются следующие типы карт:

1. Контурная карта (Contour Map). В дополнение к обычным средствам управления режимами вывода изолиний, осей, рамок, разметки, легенды и пр. есть возможность создания карт с помощью заливки цветом или различными узорами отдельных зон. Кроме того, изображение плоской карты можно вращать и наклонять, использовать независимое масштабирование по осям X и Y.

2. Трехмерное изображение поверхности: Wireframe Map (каркасная карта), Surface Map (трехмерная поверхность). Для таких карт используются различные типы проекции, при этом изображение можно поворачивать и наклонять, используя простой графический интерфейс. На них можно также наносить линии разрезов, изолиний, устанавливать независимое масштабирование по осям X, Y, Z, заполнять цветом или узором отдельные сеточные элементы поверхности.

3. Карта исходных данных (Post Map). Эти карты используются для изображения точечных данных в виде специальных символов и текстовых подписей к ним. При этом для отображения числового значения в точке можно управлять размером символа (линейная или квадратичная зависимость) или применять различные символы в соответствии с диапазоном данных. Построение одной карты может выполняться с помощью нескольких файлов.

4. Карта-основа (Base Map). Это может быть практически любое плоское изображение, полученное с помощью импорта файлов различных графических форматов: AutoCAD [.DXF], Windows Metafile [.WMF], Bitmap Graphics [.TIF], [.BMP], [.PCX], [.GIF], [.JPG] и некоторых других. Эти карты могут быть использованы не только для простого вывода изображения, но также, например, для вывода некоторых областей пустыми. С помощью разнообразных вариантов наложения этих основных видов карт, их различного размещения на одной странице можно получить самые различные варианты представления сложных объектов и процессов. В частности, очень просто получить разнообразные варианты комплексных карт с совмещенным изображением распределения сразу нескольких параметров.

Все типы карт пользователь может отредактировать с помощью встроенных инструментов рисования самого Surfer. Все эти возможности представления изображений могут быть очень полезны при сравнительном анализе влияния различных методов интерполяции или их отдельных параметров на вид результирующей поверхности (рис.2.10). Полученные графические изображения можно вывести на любое печатающее устройство, поддерживаемое Windows. Двухсторонний обмен данными и графикой с другими Windows-приложениями может выполняться также через буфер обмена Windows.

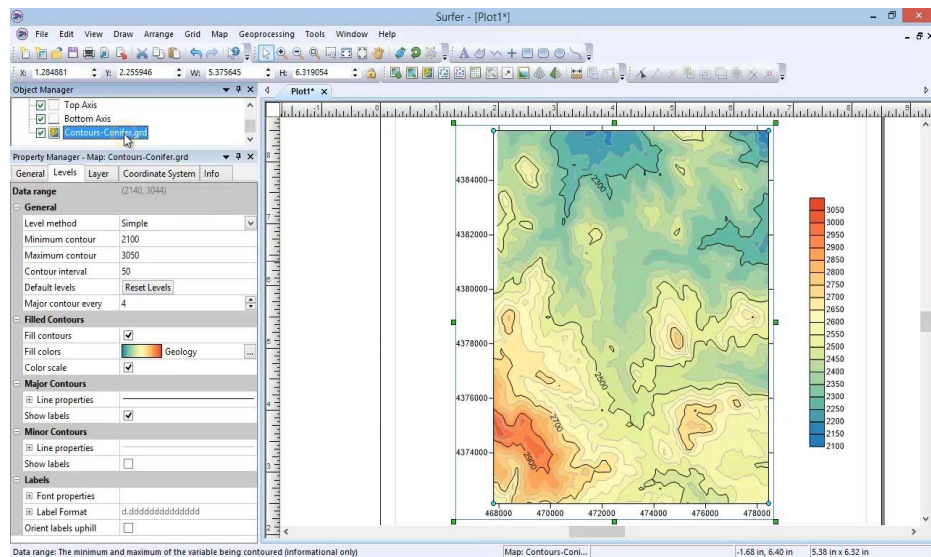


Рис.2.10. Рабочий лист программы *Surfer* (контурная карта)

Загрузка геоинформационной системы Golden Software Surfer осуществляется через сайт: <https://baldcircleholdings129.weebly.com/blog/golden-software-surfer-11-download-for-mac>

Для статистической обработки результатов исследований нами был использован пакет прикладных программ *Statistica 6.0* – многофункциональное программное обеспечение, качественно осуществляющее статистический анализ данных. Утилита позволяет пользователям строить разнообразные графики и уравнения множественной регрессии, производить дисперсионный, ковариационный, корреляционный анализ, оценку критериев Стьюдента, Фишера, обладает вероятностным калькулятором.

Софт имеет открытый исходный код, который дает возможность пользователям добавлять собственные операции. Программа находит свое применение в разнообразных сферах жизни: наука и образование, промышленность, финансы. Программа *Statistica 6.0* доступна на сайте: <http://moiprogrammy.com/statistica/6.0/>

Среднее значение результатов вычислено по формуле:

$$\bar{X} = \frac{\sum x_i}{n} \quad (2.10)$$

где,

$\sum x_i$ – сумма отдельных результатов измерений;

n – число измерений.

Дисперсия выборки (D) т.е. отклонения единичных измерений от их среднего значения по формуле:

$$D = \frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{(n-1)} \quad (2.11)$$

где

$\sum (x_i - \bar{x})^2$ - сумма квадратов отклонений от среднего значения;
 $(n-1)$ – число измерений, уменьшенное на единицу.

Квадратный корень из дисперсии называется среднеквадратическим отклонением и обозначается буквой σ («сигма»). Это не менее важный параметр, чем среднее значение, и его всегда следует приводить при оформлении результатов измерений.

$$\sigma = \sqrt{D} \quad (2.11)$$

Относительная величина среднеквадратического отклонения V , выраженная в процентах, носит название коэффициента вариации:

$$V = \frac{\sigma}{\bar{x}} \times 100 \quad (2.12)$$

где

σ - среднеквадратическое отклонение

\bar{x} - среднее значение

Результаты анализа будут приемлемы, если коэффициент вариации не превышает 6%, в противном случае необходимо заново провести измерения.

Погрешность оценки среднего равна отношению среднеквадратического отклонения к корню квадратному из числа измерений, умноженному на коэффициент Стьюдента (t), который зависит от количества измерений и находится по таблице 2.5.

$$m = \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \times t \quad (2.13)$$

где

σ - среднеквадратическое отклонение

n – число измерений

t - коэффициент Стьюдента

Таблица 2.5. Коэффициент Стьюдента (t) для расчета погрешности среднего выборочного значения при 95% доверительном интервале

количество измерений	коэффициент Стьюдента (t)	количество измерений	коэффициент Стьюдента (t)
3	4,3	8	2,4
4	3,2	9-10	2,3
5	2,8	11-14	2,2
6	2,6	15-30	2,1
7	2,5	более 30	2,0

В экологической практике бывает необходимым сравнение данных результатов исследований различных объектов (например, контрольного участка и участка подверженного техногенному воздействию). При этом очень важно доказать, что обнаруженное различие действительно существует, а не обусловлено статистической погрешностью оценки.

В данном случае необходимо сравнивать средние значения выборок, полученных из двух разных генеральных совокупностей (Например – средние

значения содержания цинка в почвах контрольного участка и участка подверженного техногенному воздействию).

Для того чтобы сравнить среднее двух выборок, первоначально устанавливают однородность дисперсий D_1 и D_2 . Для этого используют так называемый критерий Фишера – F , таблицы критических значений которого для 5 и 1% уровня значимости имеются в учебниках математической статистики и теории вероятностей: $F = D_1 / D_2$, причем в числителе берется всегда большая дисперсия.

Для каждой выборки определяется число степеней свободы, равное числу проб минус единица ($f = N - 1$). Если полученное значение F меньше, чем найденное в таблице для заданного уровня значимости, расхождение между дисперсиями является незначимыми.

В последнем случае приступают к сравнению средних (\bar{x}_1 и \bar{x}_2). Для этого вычисляют значения критерия Стьюдента (t) по формуле:

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{D_1}{n} + \frac{D_2}{n}}}, \quad (2.14)$$

где

\bar{x}_1 и \bar{x}_2 – средние значения выборок;

D_1 и D_2 - дисперсии выборок;

n – количество проб.

Если вычисленное значение t превышает 1,96, то различие между средними считаются существенными (что соответствует 5% уровню значимости). В противном случае гипотеза о различии между сравниваемыми средними отвергается (Алексеенко, 2017).

ГЛАВА 3. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И РАДИОНУКЛИДЫ В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ Г. КАРАКОЛ

3.1. Содержание тяжелых металлов в воде и донных отложениях реки Каракол

Гидрографическая сеть в г. Каракол представлена системой реки Каракол, дающей питание многочисленным ирригационным каналам. Река Каракол берет начало из Каракольского ледника с северного склона Терской Ата-Тоо на абсолютной высоте 5200 метров и впадает в озеро Иссык-Куль. Протяженность реки, примерно составляет 50 км., площадь водосборного бассейна - 394 км². В горной области река принимает ряд притоков Культур, Кашка-Суу (правобережные) и Телеты, Айтюр, Зендын-Булак, Карча-Куян (левобережные).

Река Каракол, как и все притоки, относится к рекам снежно-ледникового питания, режим расходов её тесно связан с режимом температуры воздуха, второстепенную роль в питании реки играют атмосферные осадки и грунтовые воды; последнее относится к её верхнему и среднему течением.

В горах река представляет собой бурный горный поток, а на конусе выноса приобретает более спокойный характер. Город Каракол расположен в среднем ее течении. В течение года расход воды в реке Каракол подвержен значительным изменениям, наибольшая его величина приходится на июль (18 м³/с), наименьшая – март (1,66 м³/с) (Кадыров, 1986).

Отбор проб воды соответственно был произведен в периоды межени (март 2016, 2017, 2018 гг.) и в период максимального поверхностного стока (июль 2016, 2017, 2018), согласно ГОСТ Р 51592 – 2000 «Вода. Общие требования к отбору проб» и регламентом качества поверхностных и сточных вод утвержденные приказом ГАООС и ЛХ при ПКР №2 от 2017. Отбор проб воды реки Каракол был произведен в верхнем, среднем и нижнем её течении. Контрольные участки отбора проб воды и илисто-глинистых фракций донных отложений р. Каракол представлены в табл. 3.1 и рис. 3.1.

Таблица 3.1 – Контрольные участки отбора проб воды и донных отложений р. Каракол

№	Точки отбора проб	Координаты (GPS)	
1.	р. Каракол (ущелье Каракол)	42.302426	78.485848
2.	р. Каракол (слияние с р. Кашка-Суу)	42.422858	78.435223
3.	р. Каракол (в черте города мост ул. Карасаева)	42.422858	78.435223
4.	р. Каракол (в черте города мост ул. Токтогула)	42.484934	78.381061
5.	р. Каракол (за городом)	42.561777	78.334149
6.	р. Каракол (устье)	42.578354	78.302306



Рис.3.1. Контрольные участки отбора проб воды и донных отложений р. Каракол

По химическому составу вода реки Каракол слабо минерализована, гидрокарбонатно-сульфатного типа, с преобладанием кальция. Минерализация воды в период межени выше (188,1 мг/л), чем в период максимального поверхностного стока (129,5 мг/л). Минерализация воды увеличивается от верхних участков реки к устью (табл. 3.2, табл. 3.3; рис. 3.2).

Таблица 3.2 - Ионный состав воды реки Каракол в период минимального весеннего стока (5 марта 2018 г.)

Место отбора проб	Ионы (мг/л, $M \pm m$, $p < 0.05$)						Сумма ионов
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{++} K^{+}	HCO_3^{-} $+ CO_3$	SO_4^{2-}	Cl^{-}	
1. р. Каракол, устье р. Кашка-Суу	26,1 $\pm 1,8$	2,4 $\pm 0,3$	15,5 $\pm 1,2$	98,8 $\pm 8,5$	16,6 $\pm 1,2$	4,3 $\pm 0,3$	163,7 $\pm 13,3$
2. р. Каракол, в черте г. Каракол	29,3 $\pm 2,2$	4,2 $\pm 0,6$	17,3 $\pm 1,5$	103,0 $\pm 9,5$	19,2 $\pm 1,5$	5,3 $\pm 0,5$	178,3 $\pm 14,2$
3. р. Каракол (устье)	32,5 $\pm 2,8$	5,6 $\pm 0,5$	18,6 $\pm 1,5$	105,3 $\pm 10,3$	20,5 $\pm 1,8$	5,6 $\pm 0,5$	188,1 $\pm 16,5$

Таблица 3.3 - Ионный состав воды реки Каракол в период максимального поверхностного стока (5 июля 2018 г.)

Место отбора проб	Ионы (мг/л, $M \pm m$, $p < 0.05$)						
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{++} K^{+}	HCO_3^{-+} CO_3	SO_4^{2-}	Cl^{-}	Сумма ионов
1. р. Каракол, устье р. Кашка-Суу	20,8 $\pm 1,9$	5,0 $\pm 0,3$	3,0 $\pm 0,2$	75,0 $\pm 6,5$	10,8 $\pm 1,2$	4,9 $\pm 0,3$	119,5 $\pm 10,2$
2. р. Каракол, в черте г. Каракол	23,7 $\pm 2,2$	3,8 $\pm 0,2$	4,2 $\pm 0,3$	76,8 $\pm 6,8$	8,8 $\pm 0,7$	8,6 $\pm 0,7$	125,9 $\pm 11,2$
3. р. Каракол (устье)	24,3 $\pm 2,2$	4,4 $\pm 0,3$	4,8 $\pm 0,3$	77,3 $\pm 7,2$	9,5 $\pm 0,6$	9,2 $\pm 0,8$	129,5 $\pm 10,5$

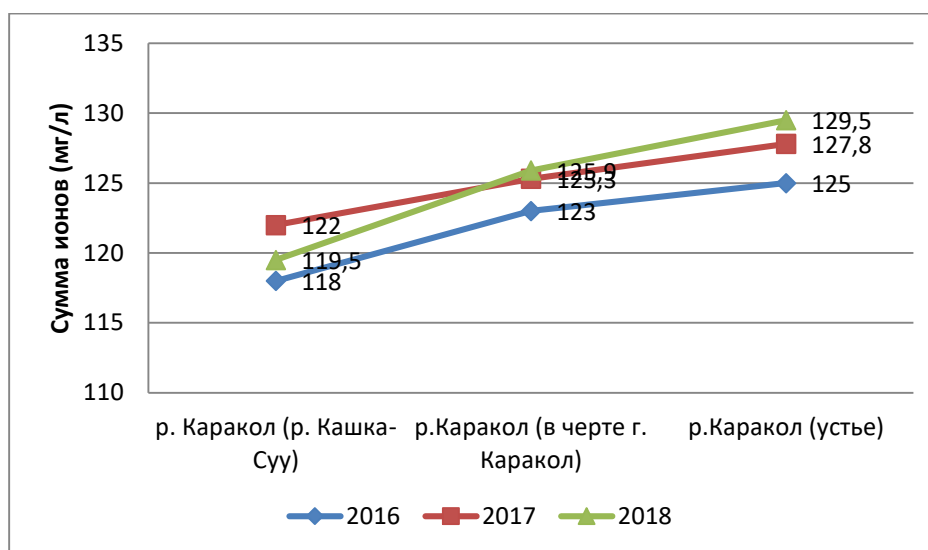


Рис. 3.2. Суммарное содержание ионов в воде реки Каракол за 2016,2017,2018 годы (июль)

Содержание микроэлементов в воде реки Каракол находится в пределах естественных уровней содержания их в речной воде, превышение предельно допустимых концентраций химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования не установлено (рис. 3.3). Содержание микроэлементов в воде реки Каракол в период межени заметно отличается от периода половодья (табл. 3.4; табл. 3.5). В период половодья заметно уменьшается минерализация воды, а также содержание Mn, Cu, Pb, Sr.

Таблица 3.4 - Элементный состав воды реки Каракол в период минимального весеннего стока (5 марта 2018 г.)

Место отбора проб	Концентрация (мг/л, M±m, p<0.05)													
	Mn	Ni	Ti	Cr	Mo	Cu	Pb	Ag	Zn	Sn	P	Sr	Ba	Li
1. р. Каракол, устье р. Кашка-Суу	0,009 ± 0,002	0,002 ± 0,0003	0,003 ± 0,001	-	0,0005 ± 0,0001	0,002 ± 0,0005	0,001 ± 0,0003	0,0002 ± 0,00003	0,008 ± 0,001	0,0001 ± 0,00002	0,006 ± 0,001	0,02 ± 0,004	0,01 ± 0,003	0,001 ± 0,0002
2. р. Каракол, в черте г. Каракол	0,01 ± 0,003	0,001 ± 0,0003	0,001 ± 0,0002	0,001 ± 0,0002	0,0010 ± 0,0003	0,003 ± 0,001	0,001 ± 0,0003	0,0001 ± 0,00003	0,01 ± 0,003	0,0004 ± 0,00001	0,008 ± 0,001	0,06 ± 0,003	0,02 ± 0,003	0,002 ± 0,0004
3. р. Каракол (устье)	0,008 ± 0,001	0,0013 ± 0,0002	0,002 ± 0,0005	-	0,0017 ± 0,0002	0,003 ± 0,001	0,0007 ± 0,0001	0,0002 ± 0,00005	0,012 ± 0,003	0,0003 ± 0,0001	0,01 ± 0,003	0,05 ± 0,001	0,01 ± 0,002	0,001 ± 0,0004
ПДК	0,1	0,02	0,1	0,05	0,07	1	0,01	0,05	1	-	-	7	0,7	0,03

Таблица 3.5 - Элементный состав воды реки Каракол в период максимального летнего стока (5 июля 2018 г.)

Место отбора проб	Концентрация (мг/л, М±m, p<0.05)													
	Mn	Ni	Ti	Cr	Cu	Pb	Ag	Zn	Sn	Ga	P	Sr	Ba	Li
1. р. Каракол, устье р. Кашка-Суу	0,003 ± 0,001	-	0,003 ± 0,001	-	0,001 ± 0,0003	0,0004 ± 0,0001	0,00005 ± 0,00001	0,01 ± 0,002	0,0002 ± 0,00003	-	-	0,01 ± 0,003	-	-
2. р. Каракол, в черте г. Каракол	0,004 ± 0,001	0,017 ± 0,005	0,003 ± 0,001	0,001 ± 0,0003	0,0013 ± 0,0002	-	-	0,01 ± 0,003	0,0006 ± 0,0001	-	-	0,02 ± 0,004	-	-
3. р. Каракол (устье)	0,005 ± 0,001	0,0005 ± 0,0001	0,003 ± 0,001	-	0,001 ± 0,0003	0,0005 ± 0,0001	-	-	0,0002 ± 0,00003	-	-	0,03 ± 0,005	-	-
ПДК	0,1	0,02	0,1	0,05	1	0,01	0,05	1	-	-	-	7	0,7	0,03

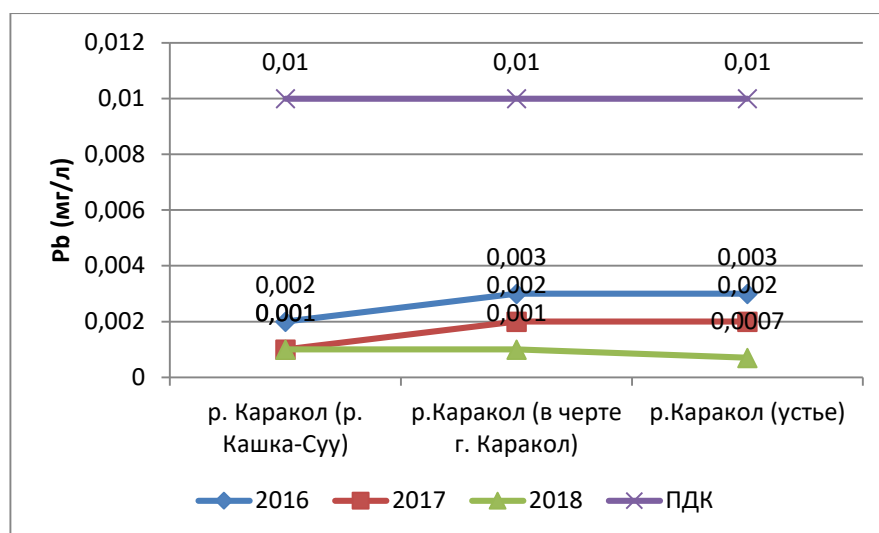


Рис. 3.3. Содержание свинца в воде реки Каракол за 2016, 2017, 2018 годы (март)

Информативным показателем присутствия ряда химических элементов в поверхностных водах являются илесто-глинистые фракции донных осадков. Фоновые содержания химических элементов в них близки к содержаниям этих элементов в глинах и почвах (Виноградов, 1957). В илесто-глинистых фракциях донных осадков реки Каракол содержание Co, Cu, Pb, Sr не значительно выше кларковых значений (табл. 3.6., рис.3.4). Содержание других химических элементов находится в пределах естественных уровней.

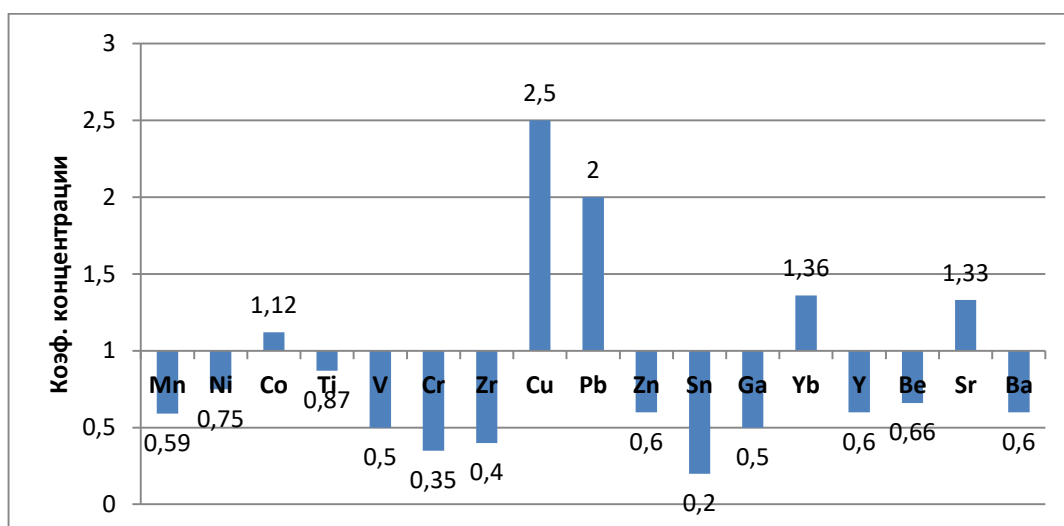


Рис. 3.4. Коэффициент концентрации микроэлементов в донных отложениях реки Каракол в черте города

Таблица 3.6 - Элементный состав илесто-глинистых фракций донных осадков реки Каракол в период минимального весеннего стока (5 марта 2018 г.)

Место отбора проб	Концентрация (мг/кг, $M \pm m$, $p < 0.05$)																		
	Mn	Ni	Co	Ti	V	Cr	Zr	Nb	Cu	Pb	Zn	Sn	Ga	Yb	Y	Be	Sr	Ba	Li
1. р. Каракол, устье р. Кашка-Суу	500 ± 4	40 ± 3	12 ± 3	4000 ± 60	70 ± 5	70 ± 6	300 ± 25	-	40 ± 3	15 ± 1	30 ± 2	3 ± 1	15 ± 2	4 ± 1	40 ± 3	4 ± 1	400 ± 15	400 ± 10	40 ± 3
2. р. Каракол, в черте г. Каракол	500 ± 4	30 ± 2	9 ± 1	4000 ± 70	50 ± 4	70 ± 6	120 ± 14	-	50 ± 3	20 ± 2	30 ± 2	2 ± 1	15 ± 3	3 ± 1	30 ± 2	4 ± 1	400 ± 20	300 ± 15	-
3. р. Каракол (устье)	700 ± 5	30 ± 2	9 ± 1	4000 ± 60	50 ± 4	70 ± 6	300 ± 25	12 ± 0,5	50 ± 3	15 ± 1	40 ± 3	3 ± 1	12 ± 2	4 ± 1	40 ± 2	4 ± 1	500 ± 25	400 ± 15	-
Кларк	850	40	8	4600	100	200	300	20	20	10	50	10	30	2,2	50	6	300	500	30

3.2. Удельная активность радионуклидов в воде и донных отложениях реки Каракол

Альфа- и бета-активность воды реки Каракол. В соответствии с нормами СанПиН 2.1.4.002-03 контрольные уровни для питьевой воды альфа-излучателей составляют 0,1 Бк/л, бета-излучателей – 1,0 Бк/л. Результаты анализов проб воды реки Каракол показали, что уровни суммарной альфа-активности варьируют в пределах 0,06 – 0,08 Бк/л, бета-активности 0,06 – 0,12 Бк/л (табл. 3.7). Наблюдается незначительное увеличение активности радионуклидов в воде по рельефу местности к устью реки (рис. 3.5).

Таблица 3.7 - Суммарная α - и β - активность воды реки Каракол (5 марта 2018 г.)

Место отбора пробы	Суммарная активность радионуклидов (Бк/л, $M \pm m$, $p < 0.05$)	
	Альфа-активность	Бета-активность
1. р. Каракол (ущелье Каракол)	0,06 \pm 0,02	0,10 \pm 0,01
2. р. Каракол, устье р. Кашка-Суу	0,06 \pm 0,02	0,06 \pm 0,01
3. р. Каракол (в черте города мост ул. Карасаева)	0,08 \pm 0,02	0,09 \pm 0,01
4. р. Каракол (в черте города мост ул. Токтогула)	0,06 \pm 0,02	0,10 \pm 0,01
5. р. Каракол (за городом)	0,07 \pm 0,02	0,12 \pm 0,01
6. р. Каракол (устье)	0,09 \pm 0,02	0,12 \pm 0,01

В илисто-глинистых фракциях донных осадков реки Каракол содержание U и других радионуклидов находится в пределах фоновых значений, незначительное увеличение удельной активности радионуклидов наблюдается в устьевой зоне реки, по U в 2 раз, по ^{232}Th в 1,7 раз, ^{40}K в 1,5 раз (табл. 3.8; рис. 3.6).

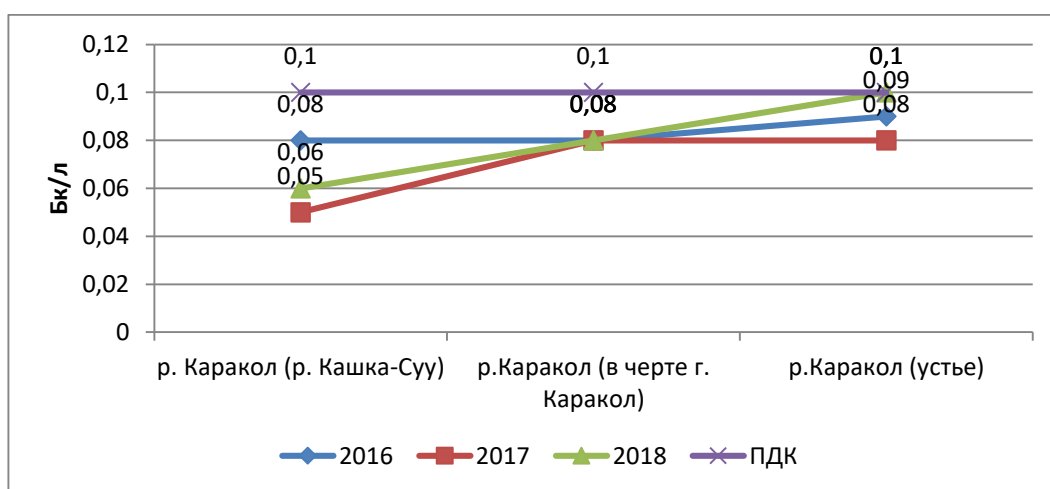


Рис. 3.5. Суммарная α -активность воды реки Каракол за 2016, 2017, 2018 годы (март)

Таблица 3.8 - Радионуклидный состав илисто-глинистых фракций реки Каракол (5 марта 2018 г.)

Место отбора образцов	U/Th-234	Th-232/ Ac-228	K-40	Cs-137
	Удельная активность (Бк/кг, $M \pm m$, $p < 0.05$)			
1. р. Каракол (ущелье Каракол)	28,7 $\pm 3,5$	23,1 ± 3	700 $\pm 25,9$	0,8 $\pm 0,03$
2. р. Каракол, устье р. Кашка-Суу	32,4 $\pm 2,3$	33,2 $\pm 2,3$	720 $\pm 26,6$	1,3 $\pm 0,05$
3. р. Каракол (мост ул. Карасаева)	14,8 $\pm 1,3$	41,8 $\pm 2,3$	676 $\pm 25,1$	1,9 $\pm 0,07$
4. р. Каракол (мост ул. Токтогула)	24,0 $\pm 2,0$	54,8 $\pm 3,1$	704 $\pm 26,1$	2,0 $\pm 0,10$
5. р. Каракол (устье)	50,4 $\pm 2,3$	75,8 $\pm 4,2$	977 $\pm 35,8$	2,1 $\pm 0,11$

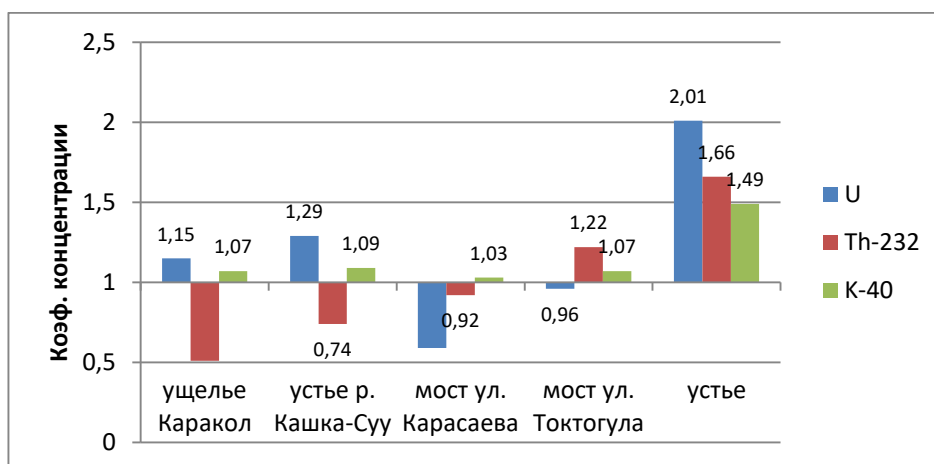


Рис. 3.6. Коэффициент концентрации радионуклидов в донных отложениях реки Каракол

Результаты проведенных исследований показали, что по химическому составу вода реки Каракол слабо минерализована, гидрокарбонатно-сульфатного типа, с преобладанием кальция. Общая минерализация воды реки Каракол в период минимального весеннего стока выше, чем в период максимального летнего стока. Минерализация воды увеличивается от верхних участков реки к устью. Содержание химических элементов в воде варьирует в пределах естественных уровней. Превышение ПДК в воде для химических элементов и радионуклидов по хозяйственно питьевому и культурно-бытовому пользованию не установлено. В илисто-глинистых фракциях донных осадков реки Каракол содержание Co, Cu, Pb, Sr не значительно выше кларка содержаний этих элементов в глинах и почвах. Удельная активность U, ^{232}Th , ^{40}K в донных отложениях в устьевой зоне реки выше чем на других участках (Ибраева, 2017, 2018).

3.3. Содержание тяжелых металлов в почвах и растениях контрольного участка

Верхняя зона бассейна реки Каракол относится к территории Государственного природного парка «Каракол» (ГПП «Каракол»), протяженность реки в пределах границ парка составляет 19 км. На территории ГПП «Каракол» было заложено 4 контрольных участка с горными светло- и темно-каштановыми почвами (табл. 3.9; рис.3.7).

Таблица 3.9 – Контрольные участки отбора проб ГПП «Каракол»

№	Место отбора	Координаты (GPS)	
1	Горные светло-каштановые	42.422858	78.435223
2	Горные светло-каштановые	42.410901	78.449155
3	Горные темно-каштановые	42.370323	78.470695
4	Горные темно-каштановые	42.317017	78.469644



Рис.3.7. Контрольные участки отбора проб почв

Почвообразующими породами на равнинных и покатых подгорных шлейфах служат пролювиально-делювиальные суглинки, подстилаемые галечниковыми отложениями, а на склонах гор пролювиально-хрящеватые суглинки, подстилаемые грубообломочными материалами. Различают нижний пояс со светло-каштановыми полынно-типчаково-ковыльной растительностью и верхний с темно-каштановыми почвами под более сомкнутой типчаково-ковыльной растительностью со значительной примесью разнотравья. Светло-каштановые почвы имеют буровато-серый

цвет, содержат 2-4% гумуса, темно-каштановые почвы имеют темно-серый цвет с буроватым оттенком, содержат 2-6% гумуса. Содержание микроэлементов (Cu, Co, Mo, Zn, Pb, Ni) в почвах контрольных участков варьируют в пределах фоновых значений (табл. 3.10).

Таблица 3.10 – Элементный состав почв контрольных участков (мг/кг, абс. сухой вес)

№	Место отбора	Cu	Co	Mo	Zn	Pb	Ni
		(M±m, p<0.05)					
1	Горные светло-каштановые	22±	40±	7±	40±	10±	18±
		1,5	3,3	0,5	2,8	1,6	1,3
2	Горные светло-каштановые	18±	30±	5±	35±	9±	20±
		0,8	2,5	0,5	2,3	1,5	1,8
3	Горные темно-каштановые	20±	25±	4±	45±	9±	25±
		1,6	2,2	0,5	2,6	0,8	1,9
4	Горные темно-каштановые	20±	20±	3±	40±	12±	30±
		1,5	1,8	0,2	2,5	1,6	2,2

Сильно расчленённый рельеф и легкий механический состав почв горных склонов, а также оптимальные количества осадков способствуют значительной растворимости соединений микроэлементов в почвах и их большой подвижности, что ведет к высокой выщелачиваемости микроэлементов из верхних горизонтов в нижнюю часть профиля, а иногда за его пределы. Для полной характеристики почв района исследований был заложен почвенный разрез до почвообразующей породы (0-130 см). Результаты исследований показали, что содержания Pb, Zn, Ba, Ni, Co, Cr, Mo сильно варьируют в почвенных горизонтах разреза (табл. 3.11).

Таблица 3.11 – Элементный состав почвенного разреза горных светло-каштановых почв (0-130 см., мг/кг, абс. сухой вес)

Горизонт, см	Mn	Ni	Co	Cu	Fe	Ti	Pb	Zn
	(M±m, p<0.05)							
0-10	846±	49±	18±	22±	253±	1692±	10±	40±
	75	4	2	2,5	16	95	0,2	5
20-30	904±	59±	25±	34±	294±	2712±	8±	45±
	82	3	1,5	1,8	18	115	0,3	8
40-50	922±	73±	27±	41±	276±	1383±	8±	48±
	86	6	2	3,5	17	101	0,3	8
60-70	748±	60±	28±	37±	280±	2337±	9±	50±
	66	5	2,5	3,8	15	123	0,3	6
80-90	598±	60±	27±	37±	276±	690±	9±	56±
	46	5	2,5	3,2	11	56	0,3	8

Продолжение табл. 3.11

100-110	750± 68	42± 3	28± 2,5	37± 2,9	281± 12	1876± 112	9± 0,3	65± 8
120-130	750± 70	42± 3	9± 1	28± 2,6	282± 13	2820± 145	9± 0,3	74± 9
Почвообразующая порода	1700± 120	50± 4	4± 0,5	200± 12	350± 21	5000± 225	30± 2,2	700± 15

Растительный мир ГПП «Каракол» представлен более чем 200 видов растений. В пределах края встречаются 7 высших цветковых растений, занесенных в Красную книгу Кыргызской Республики. Природный парк является местом обильного произрастания ели тянь-шаньской, также произрастают древесно-кустарниковые породы, такие как сосна обыкновенная, лиственница, береза, ива, барбарис, шиповник, облепиха и т. д. Результаты содержания микроэлементов в растениях на территории контрольного участка представлены в табл. 3.12. Содержания Cu, Co, Mo, Zn, Pb, Ni в растениях варьируют в пределах средне фоновых значений, основным источником их поступления в растения является почва и почвообразующие породы.

Таблица 3.12 – Элементный состав растений контрольного участка (мг/кг, на золу)

№	Вид растения	Cu	Co	Mo	Zn	Pb	Ni
		(M±m, p<0.05)					
1	Укос травянистых растений	16± 1,2	40± 2,2	3,5± 0,2	40± 2,2	1± 0,3	9± 1,5
2	Листья тополя черного	20± 1,8	40± 2,5	10± 0,5	80± 2,3	1± 1,5	17± 1,8
3	Хвоя сосны обыкновенной	25± 1,6	45± 2,2	12± 0,5	100± 2,6	2± 0,8	15± 1,9
4	Хвоя ели Шренка	30± 1,5	50± 1,8	16± 0,2	120± 2,5	2± 1,6	13± 2,2

Для оценки уровней накопления микроэлементов в растениях численно сравнивают кларки микроэлементов в фитомассе и почве, т.е. концентрация микроэлемента в минеральной массе почвы сопоставляется с его концентрацией в минеральной части растений (золе). Эта величина называется коэффициентом биологического поглощения (КБП). Все изученные микроэлементы можно разделить по интенсивности биологического поглощения растениями на 2 большие группы. К первой

относятся те, концентрация которых в золе больше чем в почве. Ко второй – микроэлементы с низкой интенсивностью поглощения, имеющие менее 1.

КБП микроэлементов растениями контрольной зоны варьируют, что свидетельствует о дифференциации их вовлечения в процесс биологической миграции. Особенно активно захватываются цинк, молибден, кобальт, медь. Величина их КБП больше 1; их важная физиологическая роль для растений общеизвестна. Ко второй группе относятся микроэлементы с низкой интенсивностью поглощения, имеющие КБП меньше 1. Некоторые из них присутствуют в почвообразующей породе в формах, труднодоступных для растений, например свинец, никель. Для цинка, молибдена, кобальта, меди КБП больше 1, для свинца и никеля КБП меньше 1 (рис. 3.8).

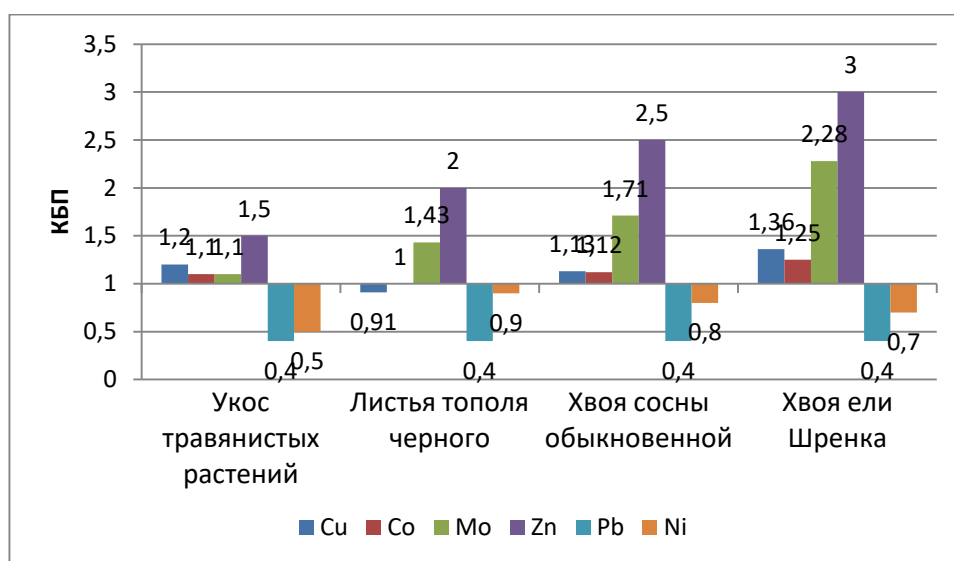


Рис.3.8. Коэффициенты биологического поглощения Cu, Co, Mo, Zn, Pb, Ni растениями контрольной зоны

3.4. Содержание тяжелых металлов в почвах города Каракол

На территории г. Каракол было выбрано 11 контрольных участков с горно-долинными светло-каштановыми, горно-долинными каштановыми почвами. Контрольные участки отбора проб почв на территории г. Каракол представлены в таблице 3.13 и рисунке 3.9. С каждого контрольного участка были отобраны объединенные пробы почв гумусового слоя (0-30 см). Отбор проб почв производился согласно ГОСТ 17.4.4.02-84.

Таблица 3.13 – Контрольные участки отбора проб почв г. Каракол

№	Место отбора	Координаты (GPS)	
1.	ул. Токтогула / ул. Жусаева	42.491380	78.393744
2.	ул. Кутманалиева / ул. Пржевальского	42.503420	78.393270
3.	ул. Кыдыр аке / ул. Кучукова	42.516265	78.385888
4.	ул. Торгоева / ул. Пржевальского	42.496330	78.379424
5.	ул. Токтогула / ул. Н.Айтматова	42.485287	78.384314

6.	ул. Масалиева / ул. Карасаева	42.479231	78.395857
7.	ул. Масалиева (ТЭС)	42.459539	78.404137
8.	Парк «Победы»	42.485254	78.406724
9.	ул. Карасаева (мост река Каракол)	42.473840	78.387727
10.	Микрорайон «Кашка-Суу»	42.467785	78.398442
11.	ул. Жусаева / ул. Ахунбаева	42.477993	78.409933
12.	Контрольная зона	42.422858	78.435223

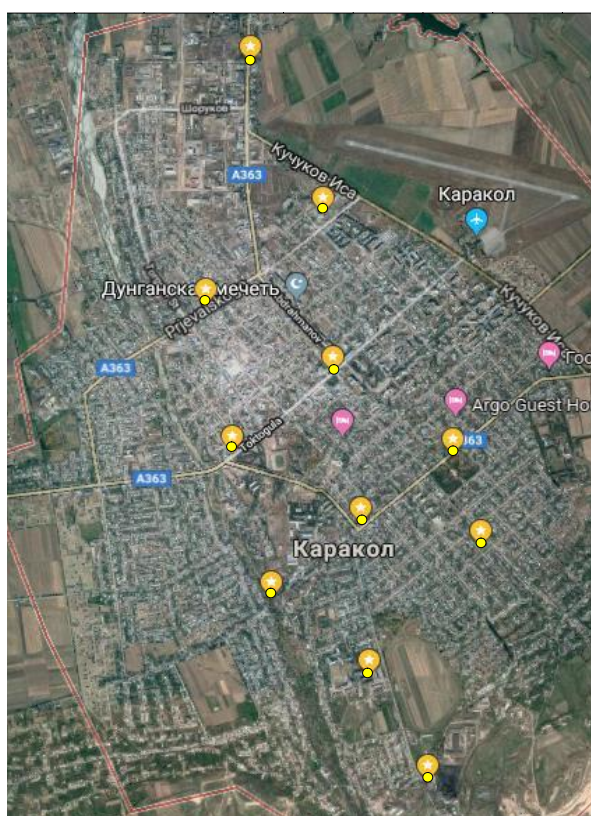


Рис.3.9. Контрольные участки отбора проб почв г. Каракол

Содержание микроэлементов в почвах города Каракол представлены в таблице 3.14. Результаты исследований показали, что содержания Ag, Sn, Mo, W, Ni, Mn, Ti, V, Cr, Ga, Ge, Bi, Sr, Co, Ba, Li, As, Ва варьируют в пределах местного фонового уровня, в отдельных зонах г. Каракол установлены повышенные концентрации: Pb, Cu, Zn.

Таблица 3.14 – Элементный состав почв города Каракол (мг/кг, абс. сухой вес)

№	Место отбора	Cu	Zn	Pb
		(M±m, p<0.05)		
1	ул. Токтогула / ул. Жусаева	50±4,5	100±6,3	30±2,5
2	ул. Кутманалиева / ул. Пржевальского	40±3,8	150±5,5	40±4,5
3	ул. Кыдыр аке / ул. Кучукова	50±4,2	100±8,8	80±3,5

4	ул. Торгоева / ул. Пржевальского	40±3,5	300±7,1	40±4,0
5	ул. Токтогула / ул. Н.Айтматова	40±4,2	50±3,3	40±3,5
6	ул. Масалиева / ул. Карасаева	40±3,5	90±6,5	30±2,2
7	ул. Масалиева (ТЭС)	40±4,2	120±7,1	40±3,8
8	Парк «Победы»	25±1,5	55±2,2	25±1,6
9	ул. Карасаева (мост река Каракол)	25±1,4	50±2,8	20±1,4
10	Микрорайон «Кашка-Суу»	20±1,2	70±6,5	25±1,5
11	ул. Жусаева / ул. Ахунбаева	20±1,3	60±3,6	20±2,2

Свинец. Содержание свинца в почвах селитебных ландшафтов составляет 54,5 мг/кг, что в 5,4 раз выше кларка почв Земли, определенного А.П. Виноградовым (10 мг/кг) и в 3,4 раза больше кларка земной коры (16 мг/кг). Среднее содержание свинца в почвах городов с численностью населения менее 100 тыс. человек составляет 39,5 мг/кг (Алексеенко, 2013). Ориентировочно допустимая концентрация свинца для почв близких к нейтральным, нейтральным (суглинистым и глинистым), рН КС1 > 5,5 составляет 130 мг/кг. Контрольный уровень содержания свинца составил 10-16 мг/кг. Содержание свинца в почвах г. Каракол варьирует в пределах 60-80 мг/кг. Увеличение содержания свинца характерно на пересечении улиц: Абдрахманова / Пржевальского; Кутманалиева / Пржевальского – 80 мг/кг, превышающий фоновый уровень 5 раз (рис. 3). Для большинства контрольных участков содержание свинца в почвах г. Каракол в 2020 году выше показателей 2019 года (рис. 3.10).

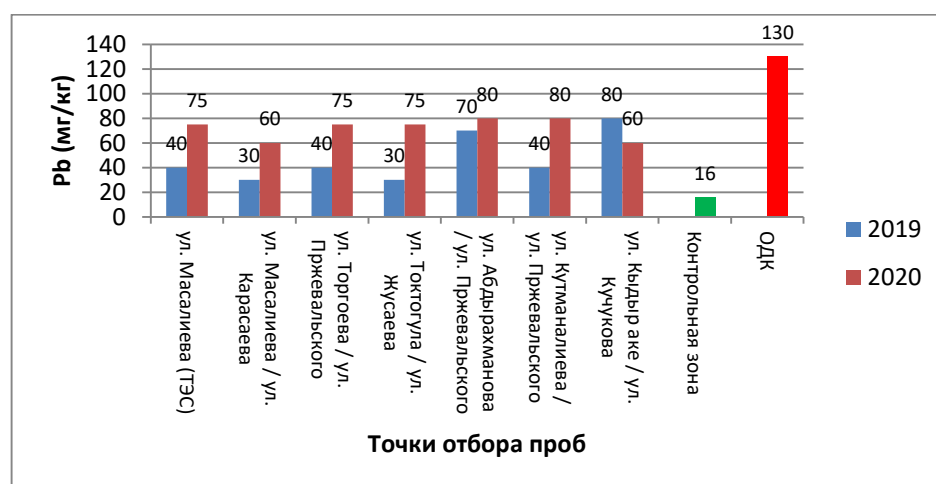


Рис. 3.10. Содержание свинца в почвах г. Каракол

С использованием геоинформационной системы Golden Software Surfer 11 составлена карта-схема распределения свинца в почвах г. Каракол (рис.3.11).

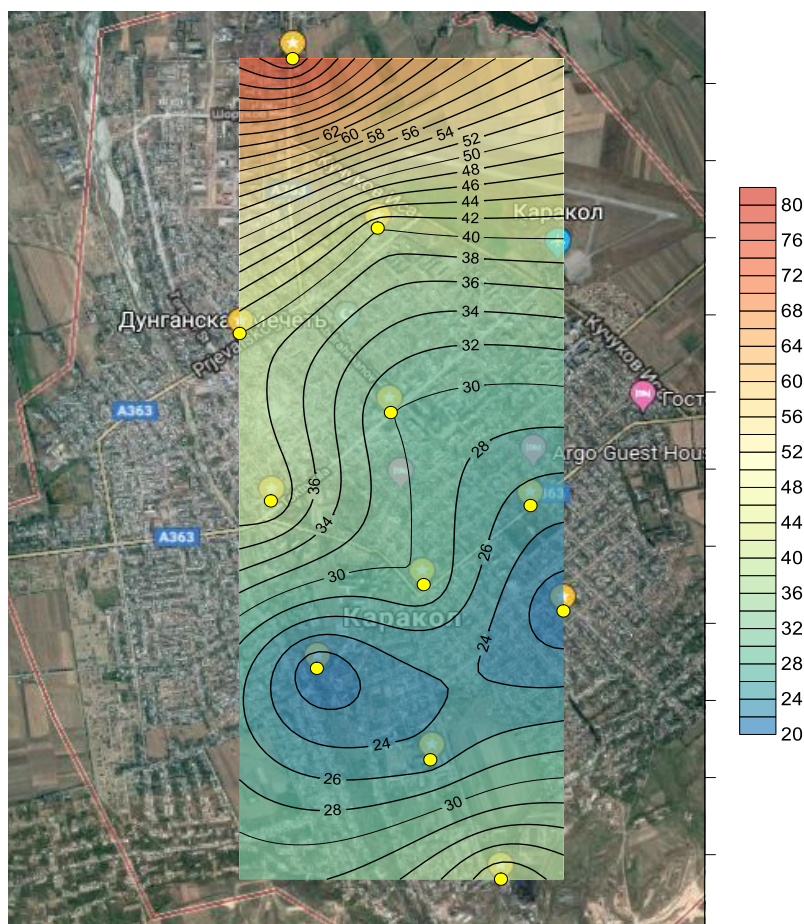


Рис.3.11. Распределение свинца в почвах г. Каракол (мг/кг)

Медь. Среднее содержание в почвах населенных пунктов меди равно 39 мг/кг, оно почти два раза больше кларка для почв Земли (20 мг/кг) и мало отличается от кларка земной коры 47 мг/кг. Среднее содержание меди в почвах городов с численностью населения менее 100 тыс. человек составляет 28,1 мг/кг (Алексеев, 2013). Ориентировочно допустимая концентрация меди для почв близких к нейтральным, нейтральным (суглинистым и глинистым), $pH_{KCl} > 5,5$ составляет 132 мг/кг. Контрольный уровень содержания меди в почве составил 18-22 мг/кг. Содержание меди в почвах г. Каракол варьирует в пределах 40-50 мг/кг. Увеличение содержания меди характерно для локальных участков почв в районе автовокзала (ул. Кутманалиева / ул. Пржевальского); в окрестностях ТЭС - 50 мг/кг, превышающий контрольный уровень в 2,7 раз. Для большинства контрольных участков содержание меди в почвах г. Каракол в 2020 году варьирует в пределах показателей 2019 года (рис. 3.12).

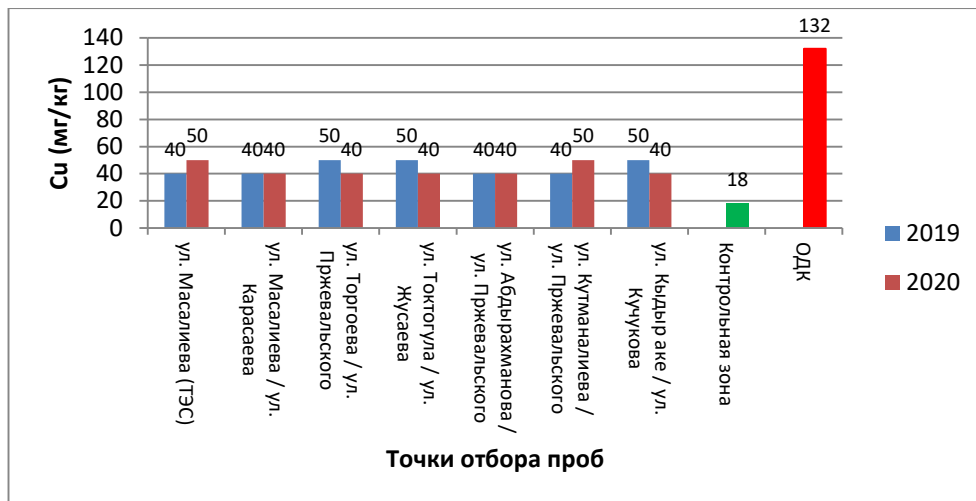


Рис. 3.12. Содержание меди в почвах г. Каракол

С использованием геоинформационной системы Golden Software Surfer 11 составлена карта-схема распределения меди в почвах г. Каракол (рис.3.13). Содержание меди в почвах г. Каракол за 2016, 2017, 2018 годы варьируют примерно на одном уровне (рис. 3.13).

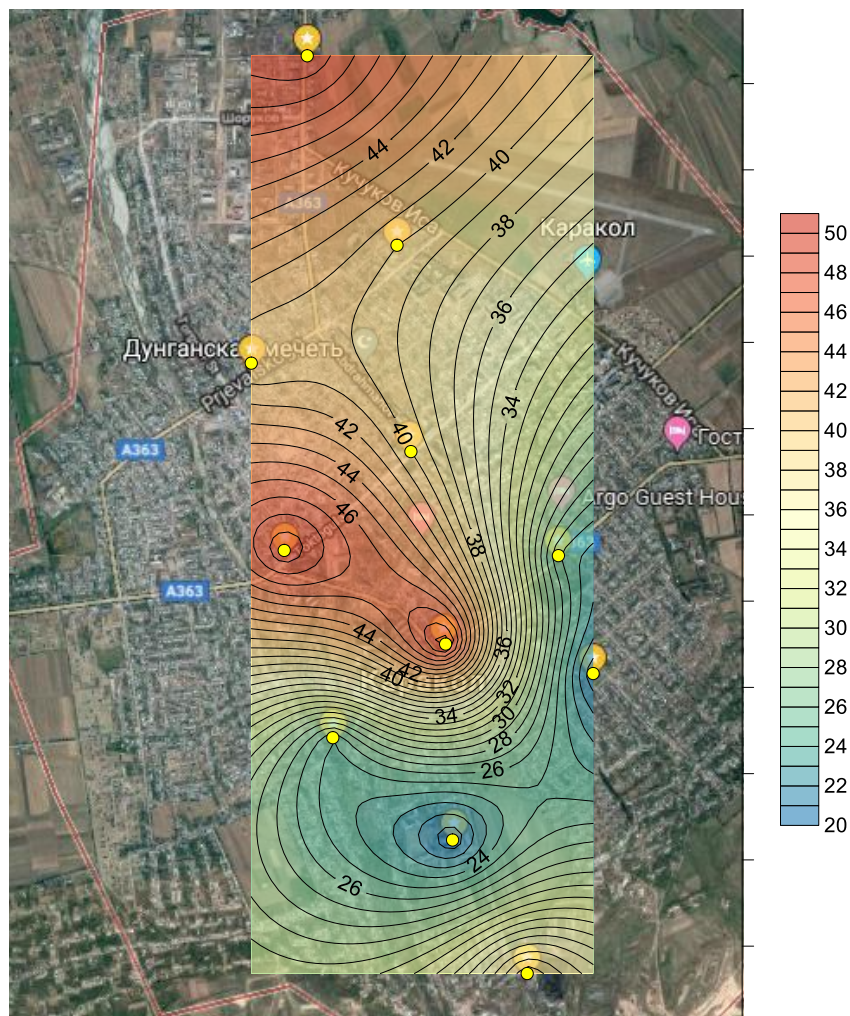


Рис.3.13. Распределение меди в почвах г.Каракол (мг/кг)

Цинк. В среднем валовое содержание цинка в поверхностном горизонте каштановых почв составляет 31 мг/кг, а для черноземов 45 мг/кг. Кларк цинка в земной коре составляет 83 мг/кг, в почве (50 мг/кг). Среднее содержание цинка в почвах городов с численностью населения менее 100 тыс. человек составляет 92,4 мг/кг (Алексеевко, 2013). Ориентировочно допустимая концентрация цинка для почв близких к нейтральным, нейтральным (суглинистым и глинистым), pH KCl > 5,5 составляет 220 мг/кг. Контрольный уровень содержания цинка в почве составил 35-40 мг/кг. Содержание цинка в почвах г. Каракол варьирует в пределах 40-70 мг/кг, повышенные содержания наблюдаются на локальных участках пересечения улиц: Токтогула / Жусаева; Кутманалиева / Пржевальского; Торгоева / Пржевальского - 90 мг/кг, превышающий контрольный уровень в 2,2-2,6 раз. Для большинства контрольных участков содержание цинка в почвах г. Каракол в 2020 году ниже показателей 2019 года (рис. 3.14).

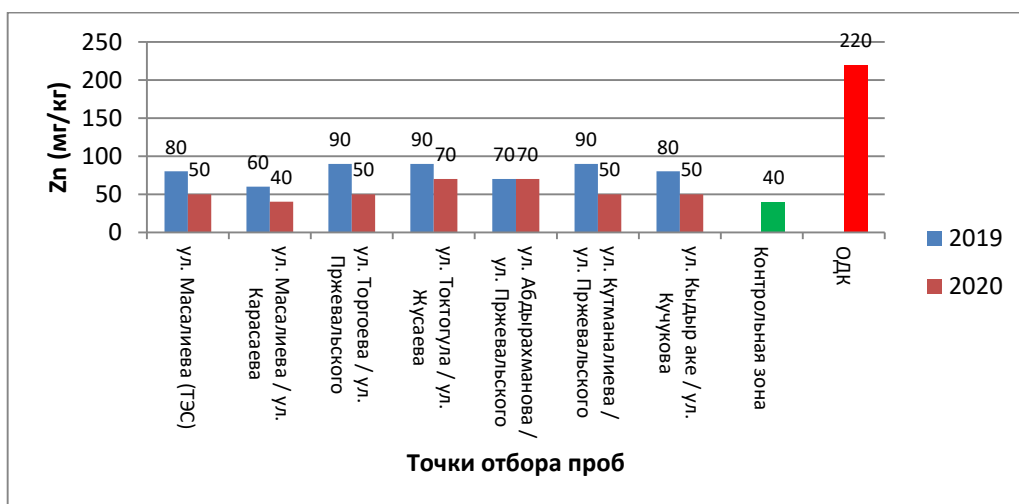


Рис.3.14. Содержание цинка в почвах г. Каракол

С использованием геоинформационной системы Golden Software Surfer 11 составлена карта-схема распределения цинка в почвах г. Каракол (рис.3.15).

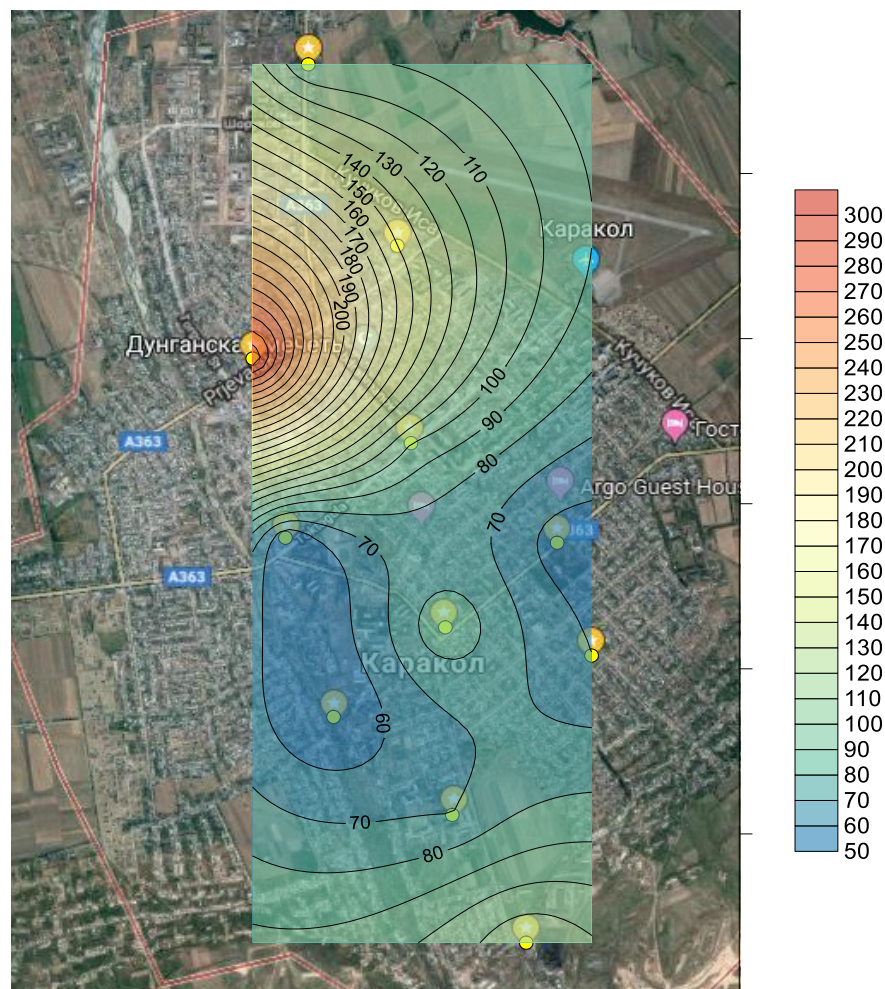


Рис.3.15. Распределение цинка в почвах г. Каракол (мг/кг)

Результаты исследований показали, что содержания химических элементов: Ag, Sn, Mo, Ni, Mn, Ti, V, Cr, Ga, Sr, Co, Ba в почвах г. Каракол варьируют в пределах естественных уровней. На локальных участках пересечений улиц с интенсивным движением автотранспорта установлено увеличение концентраций свинца в 5 раз, меди в 2,7 раз, цинка в 1,7 раз относительно фоновых значений, однако их содержания не превышают ориентировочно допустимые концентрации установленные в Кыргызстане. Относительно исследований проведенных в 2019 году, в 2020 году наблюдается увеличение содержаний свинца в почвах г. Каракол (Ибраева, 2013, 2014, 2016).

3.5. Содержание тяжелых металлов в растениях города Каракол

Для определения уровней содержания микроэлементов в почвенно-растительном покрове был произведен отбор проб хвои сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*), ели Шренка (*Picea schrenkiana*), листья тополя черного (*Populus nigra*), дуба черешчатого (*Quercus robur*), вяза мелколистного (*Ulmus pumila*), ивы линейнолистной (*Salix linearifolia*). Укосы дикорастущих растений были представлены такими видами как полынь обыкновенная

(*Artemisia vulgaris*), марь белая (*Chenopodium album*), одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale*), ежа сборная (*Dactylis glomerata*), мятлик луговой (*Poa pratensis*), костер безостый (*Bromopsis inermis*) и др.

Результаты исследований по определению содержаний микроэлементов в растениях г. Каракол представлены в таблице 3.15. В пределах контрольного уровня содержатся следующие микроэлементы: Cu, Bi, As, Ag, Mo, W, Co, Ni, V, Cr, Ga, Ge, Ba, Sr. Более высокие концентрации характерны для цинка и свинца.

Цинк. Содержание цинка в золе сосны обыкновенной произрастающей на территории контрольной зоны составило 100 мг/кг, ели Шренка 120 мг/кг. Содержания цинка в хвое ели Шренка и сосны обыкновенной произрастающих в районе центра города (ул. Токтогула / ул. Жусаева) составило 1000 мг/кг (КБП-10), в листьях вяза мелколистного - 1000 мг/кг (КБП-10,8), достоверно превышающий контрольный уровень содержания цинка в хвое ели и сосны 400 мг/кг ($t=2,8$; $p<0,05$).

Свинец. Содержание свинца в золе сосны обыкновенной произрастающей в контрольной зоне составило 2 мг/кг, для хвои сосны обыкновенной произрастающей в районе центра города (ул. Токтогула / ул. Жусаева) 30 мг/кг (КБП-1), на пересечениях улиц с интенсивным движением автотранспорта (ул. Кыдыр аке / ул. Кучукова; ул. Кутманалива / ул. Пржевальского) - 30 мг/кг, достоверно превышающий контрольный уровень содержания свинца в хвое сосны обыкновенной 2 мг/кг ($t=28,2$; $p<0,05$). Несмотря на повышенные содержания свинца в почвах данных территорий, установлены низкие КБП свинца для золы растений, что обусловлено защитными механизмами от избыточного накопления токсичного микроэлемента.

Таблица 3.15 - Содержание цинка и свинца в растениях г. Каракол (мг/кг, на золу)

Место отбора проб	Вид растения	Zn	Pb
		(M±m, p<0.05)	
Парк «Победы»	Укос (травянистые растения)	60±4,5	2±0,1
	Листья тополя черного	200±12	8±0,5
	Хвоя сосны обыкновенной	600±35	10±0,4
	Хвоя ели Шренка	700±63	10±0,3
	Листья дуба черешчатого	95±7,5	6±0,3
	Листья вяза низкого	200±15	5±0,2
2. ул. Токтогула / ул. Жусаева	Укос (травянистые растения)	450±25	5±0,2
	Листья тополя черного	600±55	25±3
	Хвоя сосны обыкновенной	1000±79	30±2
	Хвоя ели Шренка	1000±79	30±2,5

3. ул. Кутманалиева / ул. Пржевальского	Укос (травянистые растения)	100±7	7±0,6
	Листья ивы линейнолистной	200±12	10±0,8
	Хвоя сосны обыкновенной	500±19	20±2,5
	Листья вяза низкого	1000±72	25±2,2
4. ул. Кыдыр аке / ул. Кучукова	Укос (травянистые растения)	80±6	6±0,5
	Листья тополя черного	300±22	16±1,3
	Хвоя сосны обыкновенной	800±55	30±2,5

Результаты исследований показали, что для хвойных и лиственных деревьев г. Каракол, произрастающих в условиях интенсивного движения транспорта, выявлено накопление в хвое и листьях цинка и незначительно свинца (рис.3.16). Установлено, что зола хвои, листьев древесных растений накапливает больше данных микроэлементов, чем в укусы травянистых растений (Ибраева, 2014, 2016).

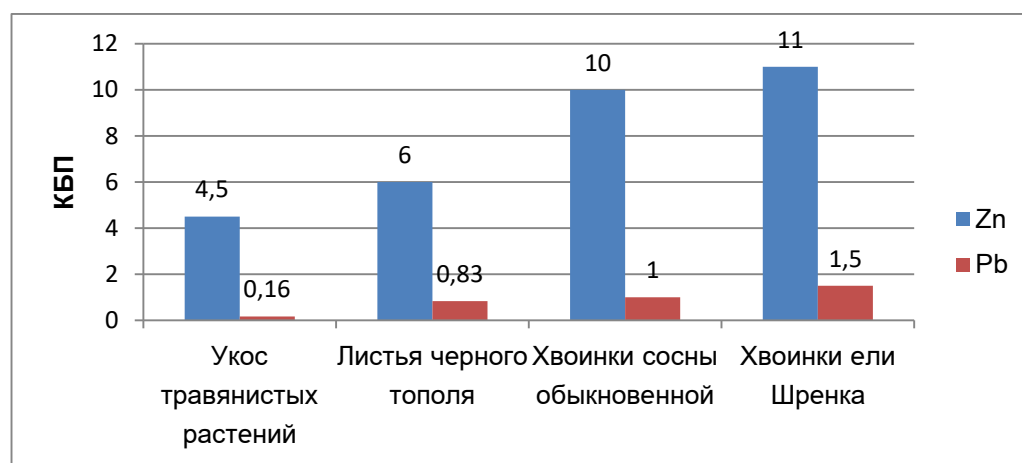


Рис. 3.16. Коэффициенты биологического поглощения Zn, Pb растениями (Центр г. Каракол)

3.6. Содержание тяжелых металлов на территории полигона ТБО города Каракол

В настоящее время город Каракол сталкивается с экологическими проблемами утилизации твердых бытовых отходов. Каракольская свалка расположена примерно в 9 км от северо-западной части центра города. Юго-западная сторона участка граничит с дорогой от г. Каракол до с. Пристань. Речка Кара-Суу проходит в пределах 100 метров от северного конца участка; она впадает в озеро Иссык-Куль в 3 км к северо-западу. Около 700 метров к юго-западу от участка имеется водохранилище площадью 340 гектаров, используемое для орошения сельскохозяйственных земель. Восточная и западная стороны свалки граничат с кустарниковыми зарослями, которые ведут к пахотным землям. По данным коммунального предприятия г. Каракол «Тазалык», в 2013 году на территорию полигона было вывезено 58 514 м³

отходов. Отходы содержат от 80 до 86% твердых веществ, обломков и не перерабатываемых материалов в зимние месяцы, в результате чего очень мало потока отходов имеет любую возможность рециркулировать либо путем извлечения материалов, либо производством компоста. В весенние месяцы наблюдается снижение процента инертных материалов до 68% и заметное увеличение доли пищевых отходов (15%) и некоторой части подлежащей вторичной переработке (стеклянные бутылки).

Полигон представляет собой карьер площадью 4 га, не имеющий противодиффузионные экраны, уловителей и обработки фильтрата, с горно-долинными светло-каштановыми почвами с включениями гравия, с высокой проницаемостью, низким удерживающим потенциалом и низким органическим содержанием (рис. 3.17). В мае 2016 года нами был произведен отбор проб почв в районе полигона 3 точки и за пределами полигона 1 точка (рис. 3.18).



Рис. 3.17. Полигон ТБО г. Каракол



Рис. 3.18. Точки отбора проб почв на территории полигона ТБО г. Каракол

Содержание в почвах Ag, Bi, Sn, Mo, W, Ni, Mn, Ti, V, Cr, Ga, Ge, Li, Sr, Co варьируют в пределах местного фоновый уровня, содержание следующих элементов достоверно выше контрольного уровня: Cu в 1,3-1,6 раз (t-17,6; p<0,05); Zn в 1,6-3,3 раз (t-19,7; p<0,05); Pb в 1,5-3,5 раз (t-14,1; p<0,05); As в 6-10 раз (t-12,7; p<0,05), Ba в 1,3-1,6 (t-2,8; p<0,05) (табл. 3.16).

Таблица 3.16 – Элементный состав почвы полигона ТБО г. Каракол (мг/кг, абс. сухой вес)

№	Место отбора	Cu	Zn	Pb	As	Ba
		(M±m, p<0.05)				
1	Полигон ТБО, точка 1	50 ±3,8	100 ±11,2	30 ±3,8	10 ±1,6	500 ±7,9
2	Полигон ТБО, точка 2	40 ±4,1	150 ±14,5	50 ±4,2	6 ±0,8	400 ±3,8
3	Полигон ТБО, точка 3	50 ±4,5	200 ±15,8	70 ±7,9	6 ±0,5	500 ±4,5
4	За полигоном ТБО (Контроль)	30 ±2,5	60 ±4,5	20 ±1,5	1 ±0,2	300 ±3,5

Проведены расчеты показателя абсолютного накопления (ПАН) в почвах полигона ТБО согласно формуле: $ПАН = (C_{фак} - C_{фон}) \times 6$ (Алексеевко, 2017).

$$ПАН (Cu) = (50-30) \times 6 = 120 \text{ т/км}^2$$

$$ПАН (Zn) = (200 - 60) \times 6 = 840 \text{ т/км}^2;$$

$$ПАН (Pb) = (70 - 20) \times 6 = 300 \text{ т/км}^2;$$

$$ПАН (As) = (10 - 1) \times 6 = 54 \text{ т/км}^2;$$

$$ПАН (Ba) = (500 - 300) \times 6 = 1200 \text{ т/км}^2.$$

Таким образом, можно констатировать, что в верхнем 30-сантиметровом слое почвы на квадратном километре полигона ТБО г. Каракол накопилось: 54 тонн мышьяка, 120 тонны меди, 300 тонн свинца, 840 тонн цинка, 1200 тонн бария (рис. 3.19).

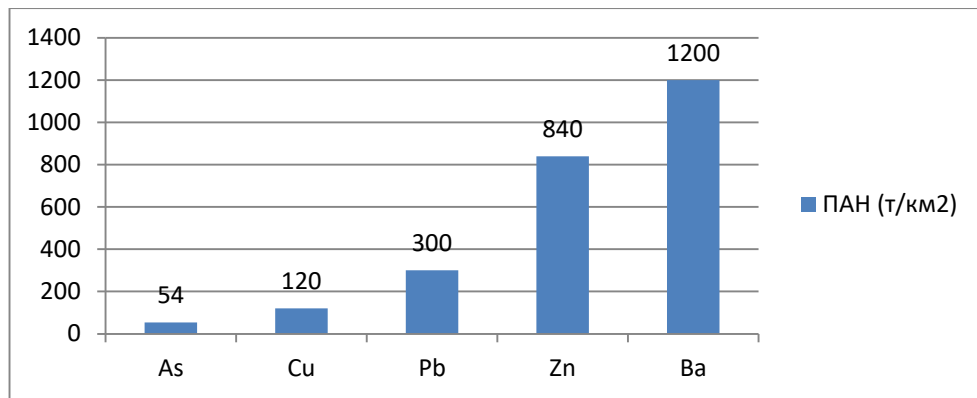


Рис.3.19. Показатель ПАН для почв полигона ТБО

Проведены расчет показателя относительного накопления (ПОН) для полигона ТБО г. Каракол согласно формуле:

$$\text{ПОН} = \text{ПАН}_{\text{элемента}} / C_{\text{фон}} \text{ (Алексеевко, 2017)}$$

$$\text{ПОН (Cu)} = 120 / 30 = 4;$$

$$\text{ПОН (Zn)} = 840 / 60 = 14;$$

$$\text{ПОН (Pb)} = 300 / 20 = 15;$$

$$\text{ПОН (As)} = 54 / 1 = 54;$$

$$\text{ПОН (Ba)} = 1200 / 300 = 4 \text{ (рис. 3.20).}$$

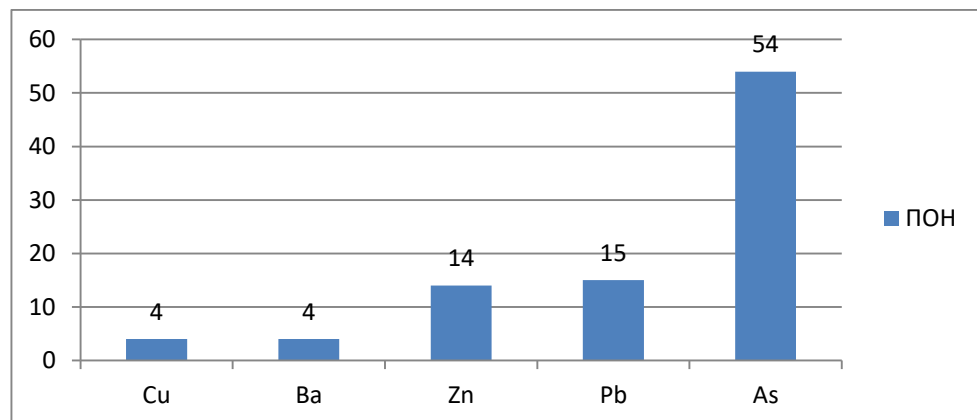


Рис.3.20. Показатель ПОН для почв полигона ТБО

ПАН: As (54) < Cu (120) < Pb (300) < Zn (840) < Ba (1200). Анализ этого ряда показывает, что наибольшее накопление в почвах полигона ТБО характерно для Ba, а наименьшее – для As.

ПОН: Ba (4) = Cu (4) < Zn (14) < Pb (15) < As (54). Как видно, расположение элементов в этом ряду отличается от расположения в ряду ПАН. Этот ряд показывает на то, что As может оказать более сильное влияние на живые организмы при данном уровне загрязнения почвы (Ибраева, 2017, 2018).

3.7. Содержание тяжелых металлов в сточных водах очистных сооружений города Каракол

В настоящее время город Каракол сталкивается экологическими проблемами очистки сточных вод. Очистительные сооружения сточных вод г. Каракол, проектной мощностью - 22000 м³, день были построены в 70-х годах XX-века с использованием технологии продолженной аэрации, но пришли в обветшалое состояние, плохо очищенная сточная вода является потенциальным источником загрязнения окружающей среды (рис. 3.21, рис. 3.22).



Рис.3.21. Очистительные сооружения сточных вод г. Каракол



Рис.3.22. Картограмма очистительных сооружений сточных вод г. Каракол

Очистительное сооружение включает:

- Решетки-дробилки – 3 ед.
- Песколовки – 2 ед.
- Первичные отстойники – 3 ед.
- Вторичные отстойники – 3 ед.
- Аэротенки – 4 ед.
- Биопруды – 4 ед.

Из существующих 4-х биопрудов, два заилены. В первичных и вторичных отстойниках под воздействием агрессивной среды 80% металлоконструкций пришли в негодность. Иловым площадкам требуется очистка. Биологическая очистка сточной воды не производится, так как при длительной эксплуатации аэротенков фильтросные пластины вышли из строя, из-за отсутствия электродвигателей мощностью 125-160 кВт, воздухоподувки не работают. После очистки сточная вода поступает в бассейн-накопитель, далее насосной станцией перекачивается на полив сельскохозяйственных полей площадью 620 га (рис.3.23, рис. 3.24).



Рис. 3.23. Бассейн-накопитель



Рис. 3.24. Сточная вода на выходе насосной станции

В июле и в октябре 2017 года нами были отобраны разовые пробы сточных вод очистительных сооружений г. Каракол на разных стадиях очистки (решетки, песколовки; первичные, вторичные отстойники; биопруды; на выходе очистных сооружений). В местах отбора проб воды был произведен отбор проб илистых осадков сточных вод с иловых площадок. Результаты содержания химических элементов в сточных водах представлены в таблице 3.19. Содержание химических элементов (Mn, Ni, Cr, Cu, Pb, P) в сточных водах отвечают допустимым нормам качества оросительной воды необходимым для нормального развития сельскохозяйственных культур и функционирования мелиоративной системы установленных в КР.

Таблица 3.19 – Элементный состав сточных вод (мг/л)

Место отбора проб	(M±m, p<0.05)					
	Mn	Ni	Cr	Cu	Pb	P
1. Решётки, песколовки	0,009± 0,002	0,001± 0,0003	0,01± 0,002	0,004± 0,0003	0,001± 0,0001	0,9 ±0,2
2. Первичный отстойник	0,015± 0,003	0,002± 0,0005	0,003± 0,0005	0,006± 0,0003	0,002± 0,0001	1,5 ±0,2
3. Вторичный отстойник	0,07± 0,01	0,001± 0,0003	-	0,005± 0,0002	-	1,7 ±0,2
4. Биопруд №1	0,016± 0,004	0,001± 0,0002	-	0,006± 0,0003	-	2 ±0,3
5. Биопруд №2	0,054± 0,012	0,001± 0,0002	-	0,005± 0,0002	-	2,5 ±0,3
6. На выходе очистных сооружений	0,088± 0,021	0,044± 0,005	0,26± 0,05	0,004± 0,0001	0,0009	2,0 ±0,3
7. На выходе насосной станции	0,0012± 0,0003	0,012± 0,003	0,027± 0,008	0,004± 0,0001	0,0009	1,2 ±0,2
Норматив	0,1	0,2	0,5	1	0,03	10

ПДК иона аммония (по азоту) в воде составляет 1,5 мг/л. Содержание аммония в пробах сточной воды на выходе очистных сооружений составило 10,75 мг/л, на выходе насосной станции – 3,25 мг/л. Как показывают результаты, происходит уменьшение содержания иона аммония в сточной воде в конечной точке очистки (2,2 ПДК).

ПДК нитритов в воде составляет 3,3 мг/л, нитратов 45 мг/л. Содержание нитритов и нитратов в пробах сточной воды на выходе очистных сооружений и насосной станции не превышают ПДК химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (табл. 3.20).

Таблица 3.20 - Содержания азота аммонийного, нитратного и нитритного в сточных водах (мг/л)

Показатель	На выходе очистных сооружений	На выходе насосной станции	ПДК
	(M±m, p<0.05)		
Аммоний	10,75±1,2	3,25±0,5	1,5
Нитраты	0,13±0,03	0,53±0,08	45
Нитриты	<0,003	<0,003	3,3

В осадках сточных вод отобранных с иловых площадок повышенные концентрации установлены для Mo (2,5 раз), Cu (2-4,5 раз), P (2,5-3,75 раз). Содержание других микроэлементов (Mn, Co, Cu, Pb, Zn, Sr, Ba) находится в пределах кларка (табл. 3.21) (Ибраева, 2015, 2018).

Таблица 3.21 – Элементный состав осадков сточных вод (мг/кг, абс. сухой вес)

Место отбора проб	(M±m, p<0.05)		
	Mo	Cu	P
Иловая площадка №1	5±0,6	90±7,5	3000±25
Иловая площадка №2	-	40±2,8	2000±15

3.8. Определение уровня радиационного фона по г. Каракол, оценка доз облучения и фактора радиационного риска

Мощность радиационного фона по гамма-излучению на территории г. Каракол варьирует в пределах 16 - 30 мкР/ч (табл. 3.22). Безопасным считается уровень радиации до величины, приблизительно 50 микрорентген в час (ОСПОРБ-99, Технический регламент «О радиационной безопасности»).

Таблица 3.22. Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения на территории г. Каракол

№	Место измерения	мкР/ч (max-min)	мкР/ч (M±m)
1	Каракольская ТЭС	27-33	30±3
2	Река Каракол (100 м. от реки)	17-25	21,6±3.4
3	Микрорайон «Кашка-Суу»	20-26	23,3±2.7
4	Микрорайон «Кашка-Суу»	19-23	21±2
5	Ипподром	20-24	22±2
6	ул. Жамансариева / Туркестанская	19-23	21±2
7	ул. Алыбакова / Туркестанская	16-20	18±2
8	Обл.больница	19-23	21±2
9	ул. Масалиева / Карасаева	20-26	23±3
10	Парк «Победы»	20-23	21,6±1.4
11	ул. Карасаева / Жакыпова	20-28	24±4

12	Река Каракол ул. Карасаева	20-28	24±4
13	Парк им. А.С.Пушкина	17-21	19±2
14	ул. Токтогула / Парковая	19-25	22±3
15	Река Каракол ул. Токтогула	22-28	25±3
16	Центр города	19-21	20,6±1
17	Парк студентов	18-26	22±4
18	ул. Токтогула / Гебзе	20-26	23±3
19	ул. Токтогула / Туманова	19-23	21±2
20	Аэропорт	20-24	22±2
21	Каракольский базар	24-28	26±2
22	ул. Кутманалиева / Алдашева	22-24	23±1
23	ул. Абдрахманова / Пржевальского	26-30	28±2
24	Микрорайон «Восход»	25-26	24,6±1
25	Автовокзал	25-29	27±2
26	Река Каракол с. Бору-Баш	20-26	23±3
27	ул. Кадыр-Аке	22-26	24±2
28	Дорога Бишкек-Каракол (север)	21-25	23±2
29	ул. Искакова / Элебаева	20-26	23±3
30	Дорога Бишкек-Каракол (юг)	20-24	22±2

Наблюдаются также незначительные вариации уровня радиационного фона связанные с неоднородным распределением естественных радионуклидов, рассеянных в почвах и горных породах. По 30 точкам измерения радиационного фона с использованием компьютерной программы Golden Software Surfer 11 составлена карта-схема мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории г. Каракол (рис. 3.25).

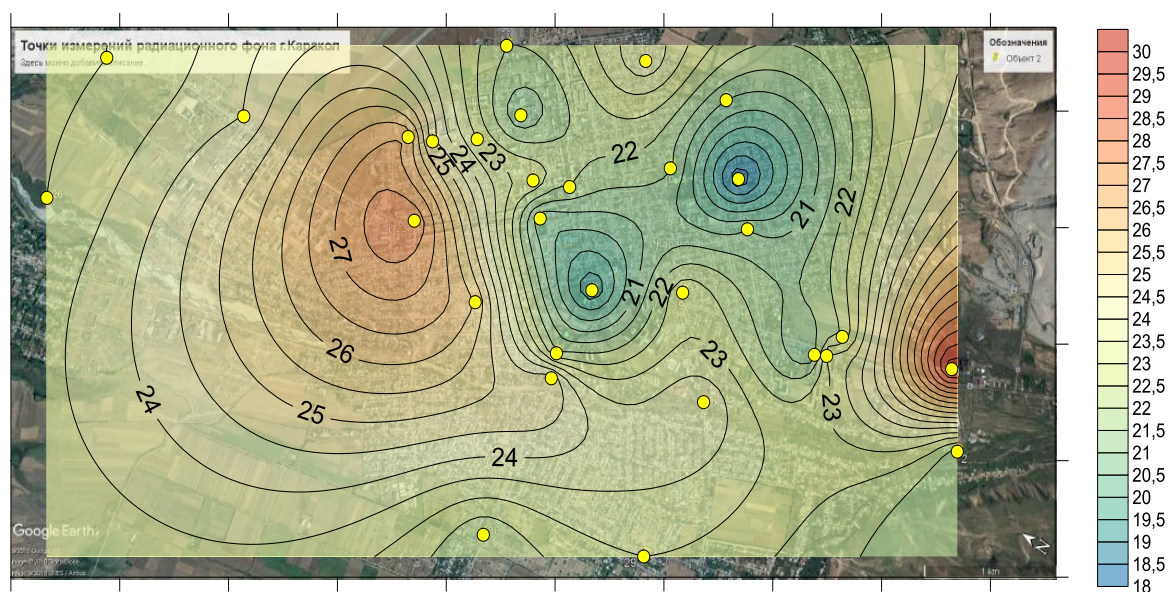


Рис. 3.25. Картосхема мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории г. Каракол (мкР/ч)

В жилых районах г. Каракол (микрорайоны «Кашка-Суу»; «Восход») в местах отдыха (парк «Победы») были отобраны пробы почв для определения радионуклидного состава. Так как Иссык-Кульская котловина является естественной урановой биогеохимической провинцией, региональный фон урана повышен и варьирует в пределах 0,00012 - 0,00064 % (14,9 - 79,6 Бк/кг) (Ковальский, 1968).



Рис. 3.26. Измерение радиационного фона и отбор проб почвы в микрорайоне «Кашка-Суу»

С увеличением в почве содержания органической составляющей уменьшается степень выщелачивания как α -, так и β - излучающих радионуклидов. Результаты ранее проведенных исследований показали, что суммарная $\Sigma\alpha$ – активность в песчаной фракции по сравнению с глинистой фракцией до 10 раз ниже, а суммарная $\Sigma\beta$ - активность до 3 раза ниже (табл. 3.23) (Жолболдиев, 2016). В верхних слоях почвы удельная активность естественных радионуклидов выше по сравнению с нижними слоями (табл. 3.24).

Таблица 3.23. Суммарная активность альфа- и бета-излучающих радионуклидов ($\Sigma\alpha$ и $\Sigma\beta$) в различных типах почв, Бк/кг

	Песчаная почва (прибрежная)	Светло-бурые	Горно-долинные светло-каштановые	Горно-долинные каштановые
$\Sigma\alpha$	180 ± 60	260 ± 40	280 ± 100	330 ± 80
$\Sigma\beta$	340 ± 30	480 ± 50	530 ± 50	560 ± 40

Таблица 3.24. Содержание альфа-активных изотопов в почвах контрольного участка с. Кара-Ой (Жолболдиев 2016).

Слой см	Активность почв по изотопам, Бк/кг				
	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-228	Ra-228
0-5	70,8±12,1	35,8±4	120,8±10	37,8±2,3	35,8±2,3
5-10	50,8±6,1	38,8±3,4	63,8±12	47,8±1,3	65,8±2,5
10-15	42,5±1,1	36,8±2,4	50,8±7,2	45,7±1,8	52,8±3,5
15-20	52,5±6,5	46,8±3,2	50,2±7,0	49,7±1,9	53,8±4,5

Удельная активность ^{238}U в почвах г. Каракол варьирует в пределах 39,8-70,8 Бк/кг, т.е. находится на уровне местного фона характерного для Иссык-Кульской области. Более высокие концентрации урана для горных светло-каштановых почв Каракольского государственного природного парка 78 Бк/кг, вероятно связанные с геохимическими особенностями горной местности (табл. 3.25).

Таблица 3.25. Радионуклидный состав почв города Каракол

Место отбора	$\text{U}/^{234}\text{Th}$	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
	Удельная активность, Бк/кг ($M\pm m$, $p<0.05$)			
ГПП «Каракол»	78,1±	57,1±	606±	7,6±
	4,9	5,2	6,3	0,2
Микрорайон «Кашка-Суу»	39,8±	50,1±	523±	5,9±
	2,3	5,1	5,4	0,2
Парк «Победы»	70,8±	57,1±	624±	3,9±
	5,3	4,5	5,5	0,3
Микрорайон «Восход»	55,5±	58,7±	552±	3,9±
	3,2	4,9	5,2	0,3

Диапазон содержаний ^{232}Th в зависимости от типа почв варьирует в пределе 7-50 Бк/кг, кларк ^{232}Th в почве составляет 32,8 Бк/кг, для осадочных пород – 45 Бк/кг (Виноградов 1957). В почвах г. Каракол удельная активность ^{232}Th варьирует в пределе 50,1-58,7 Бк/кг, кларк концентрации составил (1,5-1,8).

Радиоактивность почв, обусловленная естественными радионуклидами, в основном зависит от содержания в ней ^{40}K , на долю которого приходится 84 %. Кларк ^{40}K в земной коре составляет 655 Бк/кг (Алексахин 1990). В почвах г. Каракол удельная активность ^{40}K варьирует в пределах кларкового значения 523-624 Бк/кг.

Величина глобального фонового загрязнения почв мира радиоцезием оценивается в 10-25 Бк/кг (Алексахин 1990). Содержание ^{137}Cs в почвах г. Каракол намного ниже данного норматива и варьирует в пределе 3,6-7,6 Бк/кг.

Компьютерные программы в настоящее время широко используются в радиоэкологическом мониторинге окружающей среды. Программа Erica tool

1.3 это программное обеспечение, используемое для оценки радиационной опасности наземных и водных экосистем. Зная содержания радиоактивных элементов в почве или в воде, программа производит расчеты доз облучения, оценку радиационных рисков. Для расчета коэффициентов радиационного риска программой Ericsa tool 1.3 нами были введены данные удельной активности урана в почвах г. Каракол. Если расчетное значение коэффициента риска выше 1, то существует вероятность радиационной опасности для живых организмов. Расчетные значения коэффициентов радиационного риска для контрольных участков г. Каракол ниже 1, т.е. поглощенные дозы облучения живых организмов варьируют в пределах естественных уровней (рис 3.27., табл. 3.26).

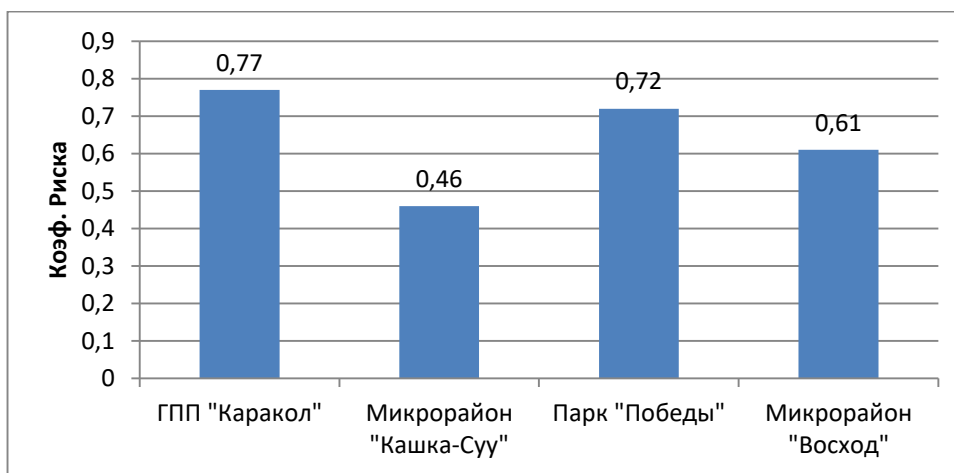


Рис. 3.27. Значения коэффициентов радиационного риска для г. Каракол

Таблица. 3.26. Расчетная поглощенная доза облучения на организм

Эталонные организмы	Поглощенная доза на организм (мкГр/ч)
Амфибии	0,013
Кольчатый червь	0,078
Членистоногие	0,029
Птицы	0,004
Летающие насекомые	0,027
Травы	0,452
Мхи и лишайники	2,221
Млекопитающие (большие)	0,019
Млекопитающие (мелкие)	0,016
Брюхоногие моллюски	0,076
Рептилии	0,014
Кустарники	0,197
Деревья	0,015

Согласно выводов научного комитета ООН по действию атомной радиации мощность поглощенной дозы в 80 мкГр/ч является пороговым

значением, не оказывающая статистически значимого влияния на живые организмы. Представленные поглощенные дозы для эталонных организмов в таблице 3.27 на много ниже 80 мкГр/ч.

Результаты радиоэкологических исследований показали, что мощность экспозиционной дозы гамма-излучения радиационного фона по г. Каракол, удельная активность радионуклидов в почве (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs) находится в пределах естественных уровней. Расчетные поглощенные дозы облучения для живых организмов не представляют опасности (Ибраева, 2017, 2018).

Заключение

- По химическому составу вода реки Каракол слабо минерализована, гидрокарбонатно-сульфатного типа, с преобладанием кальция. Превышение ПДК в речной воде для микроэлементов и радионуклидов по хозяйственно питьевому и культурно-бытовому пользованию не установлено. В илисто-глинистых фракциях донных осадков реки Каракол установлено накопление по Cu в 2,5 раз, Pb в 2 раз, U в 2 раз относительно кларковых значений.
- Содержание химических элементов: Ag, Sn, Mo, Ni, Mn, Ti, V, Cr, Ga, Sr, Co, Ba в почвах г. Каракол варьируют в пределах естественных уровней. На локальных участках пересечений улиц с интенсивным движением автотранспорта установлено увеличение концентраций свинца в 5 раз, меди в 2,7 раз, цинка в 1,7 раз относительно фоновых значений, однако их содержания не превышают ориентировочно допустимые концентрации установленные в Кыргызстане.
- Для хвойных и лиственных деревьев г. Каракол, произрастающих в условиях интенсивного движения транспорта, выявлено накопление в хвое и листьях цинка и незначительно свинца. Установлено, что зола хвои, листьев древесных растений накапливает больше данных микроэлементов, чем в укосы травянистых растений
- Полигон твердых бытовых отходов города Каракол содержит 80-85% твердых и до 15% пищевых отходов. В поверхностном слое почв содержание меди в 1,3-1,6 раз, цинка в 1,6-3,3 раз, свинца в 1,5-3,5 раз, мышьяка в 6-10 раз выше фоновых уровней.
- Очистительные сооружения города Каракол находятся в водоохраной зоне реки Каракол. В сточных водах содержание азота аммонийного составило (2,2 ПДК), в донных осадках иловых площадок установлено накопление Mo в 2,5 раз, Cu в 2-4,5 раз, P 2,5-3,7 раз относительно кларковых значений.
- Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения радиационного фона по г. Каракол, удельная активность радионуклидов в почве (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs) находится в пределах естественных уровней. Расчетные поглощенные дозы облучения для живых организмов не представляют опасности.

ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ

1. В целях озеленения города Каракол, необходимо высаживать больше лиственных деревьев, не менее 70% от общего количества высаживаемых растений. Основной ассортимент деревьев и кустарников, рекомендуемые для озеленения города Каракол:

- Тополь серебристый (*Populus alba*)
- Тополь пирамидальный (*Populus nigra*)
- Береза повислая (*Betula pendula*)
- Вяз мелколистный (*Ulmus pumila*)

2. Городу Каракол необходимы инвестиции в проекты по управлению твердыми бытовыми отходами, в рамках которых необходимо построение на территории действующего полигона ТБО мусоросортировочного комплекса, поставка новой мусор вывозящей техники, контейнеров.

3. Необходима реабилитация очистительных сооружений города Каракол, включающей все стадии очистки сточных вод, отвечающим нормативным требованиям.

ПЕРЕЧЕНЬ УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ

ТМ - Тяжелые металлы

КБП - Коэффициент биологического поглощения

Кк - Кларк концентрации

ПДК - Предельно допустимая концентрация

Мг/кг – Миллиграмм на килограмм

Мг/л - Миллиграмм на литр

Бк/кг - Беккерель на килограмм

мкР/ч - Микрорентген в час

Бк/л - Беккерель на литр

мкГр/ч – Микрогрей в час

ПАН – Показатель абсолютного накопления

ПОН – Показатель относительного накопления

ТБО – Твердые бытовые отходы

ГПП «Каракол» - Государственный природный парк «Каракол»

ЛИТЕРАТУРА

1. Абдуллаев М.А., Алиев Дж.А. Миграция искусственных и естественных радионуклидов в системе почва-растение. – Баку: Элм, 1998. – 240 с.
2. Айтматов М.Б. Естественная резистентность и морфофункциональная характеристика иммунокомпетентных органов матери и плода овец в сурьмяно-ртутной провинции. Автореф. дис. д-ра вет. наук: Алма-Ата, 1997. – 41с.
3. Айтматов И.Т., Торгоев И.А., Алешин Ю.Г. Геоэкологические проблемы в горнопромышленном комплексе Кыргызстана // Наука и новые технологии. - 1997. -№3. - С. 129-137.
4. Алексахин Р. М. Ядерная энергия и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. – 215 с.
5. Алексахин Р.М. Проблемы радиоэкологии: Эволюция идей. Итоги. – М.: Россельхозакадемия, 2006. – 880 с.
6. Алексеев Ю.В. Тяжёлые металлы в почвах и растениях. - Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.
7. Алексеенко В.А., Калдыбаев Б.К., Пузанов А.В., Швыдкая Н.В. Основы сбора и обработки эколого-геохимической информации.– Б.: 2017. – 214 с.
8. Алексеенко В.А. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. – Ростов н/Д: Издательство Южного федерального университета. 2013. – 388 с.
9. Алексенко В. А., Панин М. С., Дженбаев Б. М. Геохимическая экология: понятия и законы. – Бишкек: Илим, 2013. – 310 с.
10. Асанбеков И. А. Почвы северо-восточной части Иссык-Кульской котловины: автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. – Фрунзе, 1971. – 20 с.
11. Атлас Кыргызской Республики. – М.: Гл. упр. геодезии и картографии при Совмине СССР, 1987. – Т.1: Природные условия и ресурсы. – 157 с.
12. Ахундова А.Б. Тяжелые металлы в почвах зоны техногенных выбросов промышленного объекта // Тез. докл. VIII Всесоюзн. съезда почвоведов. – Новосибирск, 1989. – С. 159.
13. Балыкин С.Н. Микроэлементы и радионуклиды в почвах и растениях лесного пояса горного Алтая: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16. - Барнаул, 2007. – 18 с.
14. Бегимбетова Г.А. Оценка экологического состояния антропогенно нарушенных почв Прикаспийского региона: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16. – Бишкек, 2010. – 18 с.
15. Беус А.А., Грабовская Л.И., Тихонова Л.В. Геохимия окружающей среды.– М., «Недра», 1976. – 248 с.
16. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т.Б. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана. – Б., 2005. – 169 с.

17. Вернадский В.И. Химический состав живого вещества в связи с химией земной коры. – Пг.: Время, 1922. – С. 9-10.
18. Вернадский В.И. Очерки по геохимии. – Л.: Горнонефтеиздат, 1934, - 217 с.
19. Виноградов А. П. Избранные труды. – М.: Наука, 1988. – 412 с.
20. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. - М.: АН СССР, 1957. – 239 с.
21. Войцехович О.В. Проблемы выбора критериев для обоснования деятельности в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Тр. УкрНИГМИ. – 1988. – Вып.246. – С.95-104.
22. Воротницкая И.Е. Биогенная миграция урана в озере Иссык-Куль: автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – М.: МГУ, 1988. – 17 с.
23. Выходцев И. В. Вертикальная поясность растительности в Киргизии (Тянь-Шань и Алай). – М.: Изд-во АН СССР, 1956. – 82 с.
24. Гедгафова Ф. В., Улигова Т. С. Тяжелые металлы в природных и техногенных экосистемах центрального Кавказа // Экология. – 2007. - №4. - С. 317-320.
25. Геоботанические исследования в Киргизии / под ред. И. В. Выходцева. – Фрунзе: Илим, 1966. – 116 с.
26. Геология СССР Киргизская ССР. Полезные ископаемые / Д. Н. Елютин, В. Д. Рязанцева, В. И. Кнауф [и др.]; ред. К. Д. Помазков. - М.: Недра, 1985. – Т.25. – 251 с.
27. Гигиенические нормативы «Предельно допустимые концентрации химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования» Утверждены постановлением Правительства Кыргызской Республики от 11 апреля 2016года №201.
28. Гигиенические нормативы «Предельно допустимые концентрации и ориентировочно допустимые количества химических веществ в почве». (Утверждены Постановлением Правительства КР от 11 апреля 2016 года № 201).
29. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М.: Высш. шк., 1988. – 328 с.
30. ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. – М.: «Изд-во стандартов», 1985. – 14 с.
31. ГОСТ Р 51592 – 2000 «Вода. Общие требования к отбору проб». – М.: Госстандарт России. 2001. – 36 с.
32. Дженбаев Б.М., Мурсалиев А.М. Биогеохимия природных и техногенных экосистем Кыргызстана. –Б.: Илим, 2012. – 404 с.
33. Дженбаев Б.М., Жолболдиев Б.Т., Калдыбаев Б.К. Радиобиогеохимическая оценка современного состояния биосферной территории Иссык-Куль // Мат. межд. конф. “Современные проблемы геоэкологии и сохранения биоразнообразия”. – Б., 2009. – С.77–81.

34. Дженбаев Б.М., Жолболдиев Б.Т., Калдыбаев Б.К. Современное состояние Иссык-Кульской урановой радиобиогеохимической провинции // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2013. – Т.53, № 4. – С.432-440.
35. Дженбаев Б.М. Геохимическая экология наземно-водных организмов. – Бишкек: Олимп, 1999. - 176 с.
36. Дженбаев, Б.М. Геохимическая экология наземных организмов. – Бишкек: Махprint, 2009. – 242 с.
37. Дженбаев, Б.М., Б.К. Калдыбаев. Методические указания (отбор проб и пробоподготовка для определения тяжелых металлов в объектах окружающей среды). – Бишкек: Илим, 2014. – 35 с.
38. Дженбаев Б.М., Жолболдиев Б.Т., Калдыбаев Б.К. и др. Радиоэкологические исследования прибрежной зоны биосферной территории Иссык-Куль. // Доклады НАН КР. – 2015. - №2. – С.55-63.
39. Добровольский В. В. Основы биогеохимии. – М.: Высш. шк., 1998. – 413 с.
40. Добровольский В.В. Содержание растворимых форм химических элементов в речных водах и интенсивность их вовлечения в водную миграцию. – М.: «МГУ», 1998. – 86 с.
41. Дрожжина А.Ф. Содержание селена в кормах Чуйской долины // Микроэлементы в животноводстве и растениеводстве. - Фрунзе: Илим, 1986, - Вып.21. - С. 55-58.
42. Евсеева Л.С., Перельман А.И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. – М.: Госатомиздат., 1962. – 238 с.
43. Ермаков, В. В. Геохимическая экология как следствие системного изучения биосферы // Тр. биогеохим. лаб. – М.: Наука. Т.23. 1998. – С. 152-183.
44. Жалилова А.А. Биогеохимия свинца в центральной части бассейна р.Чу (Кыргызстан): автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16. - Бишкек, 2008. – 25 с.
45. Жолболдиев Б.Т. Радиоэкологическая оценка загрязнения территории бывшего уранового производства Каджи-Сай: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. – Бишкек, 2016. – 24 с.
46. Жолтаева С.И. Эколого-генетическая оценка состояния природной среды в зоне добычи и обогащения хромитовой руды: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16. - Алматы, 2000. - 24 с.
47. Закон КР от 29 ноября 2011 года № 224 Технический регламент «О радиационной безопасности».
48. Захарьев Н.И., Перелыгина В.С., Исмаилова У. Применение микроэлементов при нагуле и откорме ягнят // Микроэлементы в животноводстве и растениеводстве, вып. 1 – Фрунзе : Изд-во АН Киргиз. ССР, 1962. – С. 31-39.
49. Звонарев В.А., Зырин Н.Г. Закономерности распределения ртути в почвах вблизи источника загрязнения // Почвоведение. - 1981. - №4. – С. 32-39.

50. Зырин Н.Г. Химия тяжёлых металлов, мышьяка и молибдена в почвах. – М.: МГУ, 1985. – 204 с.
51. Ибраева К.Б., Калдыбаев Б.К. Микроэлементы в почвенно-растительном покрове г. Каракол // Вестник КНУ им. Ж. Баласагына. – 2014. – Спец. выпуск. – С. 241-247.
52. Ибраева К.Б., Нурбекова А.С., Калдыбаев Б.К. Радиоэкологическая оценка бассейна реки Каракол // В сб.: Экспертное мнение Межд. Конф.: в 2 частях. – Пенза. - 2017. - С. 246-249.
53. Ибраева К.Б., Нурбекова А.С., Калдыбаев Б.К. Радиоэкологические исследования бассейна реки Каракол Иссык-Кульской области // Проблемы региональной экологии. - 2018. - №4. - С.41-45.
54. Ибраева К.Б., Нурбекова А.С., Калдыбаев Б.К. Радиоэкологические исследования реки Каракол Иссык-Кульской области // Сб. докладов II Межд. (XV Региональной) научной конференции «Техногенные системы и экологический риск». - Обнинск. - 2018. - С. 128-130.
55. Ибраева К.Б., Калдыбаев Б.К. Тяжелые металлы в урбоэкосистемах Прииссыккуля // Мат. Межд. Конф.: «Эколого-экономическая эффективность природопользования». Омский гос. Пед. Унив.– ч.1. 2014. - С. 86-88.
56. Ибраева К.Б., Калдыбаев Б.К. Экологические проблемы города Каракол // Наука вчера, сегодня, завтра. - 2017. - № 3 (37). - С. 6-10.
57. Ибраева К.Б., Калдыбаев Б.К. Эколого-биогеохимическая оценка почвенно-растительного покрова г. Каракол // Сб. трудов конф. Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах. - Тюмень. - 2016. - С.222-229.
58. Ибраева К.Б., Жапарова Г., Калдыбаев Б.К. Эколого-биогеохимические исследования нижней зоны бассейна реки Каракол // Известия ВУЗов Кыргызстана. - 2018. - №5. - С.36-40.
59. Ибраева К.Б., Калдыбаев Б.К. Эколого-гидрохимические исследования воды реки Каракол // Исследования живой природы Кыргызстана. – 2015. - №1. - С. 44-48.
60. Ибраева К.Б., Калдыбаев Б.К. Эколого-гидрохимические исследования нижней зоны бассейна реки Каракол // Наука, новые технологии и инновации Кыргызстана. - 2018. - №5. - С.24-30.
61. Ибраева К.Б., Калдыбаев Б.К. Эколого-радиобиогеохимическая оценка почвенного покрова Прииссыккуля // Вестник ИГУ. - 2013. - №36. - С.60-62.
62. Ибраева К.Б. Эколого-биогеохимическая оценка бассейна реки Каракол: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. – Бишкек, 2019. – 25 с.
63. Ильин В.Б. Тяжёлые металлы в системе почва-растение. - Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.

64. Инструкция по измерению гамма-фона в городах и населённых пунктах (пешеходным методом). - М., Министерство здравоохранения СССР, 1985. – 5 с.
65. Иматали кызы Калыскан. Эколого-биогеохимические особенности почвенно-растительного покрова ртутной провинции Хайдаркен Алайского хребта: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. – Бишкек, 2019. – 26 с.
66. Иссык-Куль-Нарын: энцикл. / гл. ред. М. Борбугулов. – Фрунзе: Гл. ред. КСЭ, 1991. – 512 с.
67. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. - М.: Мир, 1989. – 439 с.
68. Кадыров В.К. Гидрохимия озера Иссык-Куль и его бассейна. – Ф.: Илим, 1986. – 212 с.
69. Кадырова Г.Б. Эколого-биогеохимическая оценка природно-техногенных экосистем бассейна реки Джергалан: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. – Ош, 2017. – 25 с.
70. Калдыбаев Б. К. Эколого-биогеохимическая оценка современного состояния природно-техногенных экосистем Прииссыккуля. – Бишкек: Олимп, 2010. – 246 с.
71. Калдыбаев Б. К. Эколого-биогеохимическая оценка современного состояния природно-техногенных экосистем Прииссыккуля: дис. ... д-ра биол. наук. – Бишкек, 2012. – 332 с.
72. Кармышева У.Ж. Эколого-биогеохимическая оценка растительно-почвенного покрова природно-техногенной урановой провинции Майлуу-Суу: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. – Бишкек, 2018. – 25 с.
73. Карпачев Б.М., Менг С.В. Радиационно-экологические исследования в Кыргызстане. – Б., 2000. – 56 с.
74. Касиев К. С. Растительный покров биосферной территории Иссык-Куль и его изменение под влиянием антропогенных факторов. – Бишкек: Олимп, 2005. – 237 с.
75. Климатические условия Кыргызстана / О. А. Подрезов, М. А. Джаксыбаев, В. А. Мезгин и др. – Бишкек: Илим, 1992. – 172 с.
76. Ковалевский А.Л. Основные закономерности формирования химического состава растений // Биогеохимия растений. - 1966. - №1. - С.6-28.
77. Ковальский В.В. Геохимическая экология: Очерк. – М.: Наука, 1974. – 300 с.
78. Ковальский В.В., Воротницкая И.Е., Лекарев В.С. и др. Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины // Тр. Биогеохим. лаб. – М.: Наука, 1968. – Т. XII. – С. 25-53.
79. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 1985. – 265 с.
80. Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. – М.: Наука, 1991. – 117 с.

81. Малюга Д. П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 253 с.
82. Малюга Д.П. К вопросу о содержании кобальта, никеля и меди в почвах // Докл. АН СССР. – 1944. – Т.43, №5. – С.216-222.
83. Маматканов Д.М., Бажанова Л.В. Водный баланс озера Иссык-Куль на современном этапе (2001-2003 гг.) // Изучение гидродинамики озера Иссык-Куль с использованием изотопных методов. – Б., 2005. – Ч.1. – С.8-17.
84. Мамытов А. М., Опенлендер И. В. Микроэлементы в почвах земледельческой территории Киргизии и применение их в сельском хозяйстве // Изв. АН КиргССР. – 1969. – № 2. – С. 36-41.
85. Мамытов А.М. Почвенные ресурсы и вопросы земельного кадастра Кыргызской Республики. – Б.: Кыргызстан, 1996. – 240 с.
86. Мамытов А.М., Мамытова Г.А. Почвы Иссык-Кульской котловины и прилегающей к ней территории. – Ф.: Илим, 1988. – 191 с.
87. Методические указания по мониторингу земель сельскохозяйственного назначения Кыргызской Республики (Утверждены приказом Государственного агентства по регистрации прав на недвижимое имущество при Правительстве Кыргызской Республики от 5 октября 2004 года № 148).
88. Мурсалиев А.М. Микроэлементы в сложноцветных Киргизии. – Фрунзе: Илим, 1977. – 97 с.
89. Мурсалиев А.М. Семейство сложноцветных в Киргизии (микроэлементный состав и геохимическая экология): автореф. дис. ... д-ра. биол. наук : 03.00.05. – Новосибирск, 1990. – 32 с.
90. Мынбаева Б.Н. Биодиагностика загрязнения городских почв тяжелыми металлами. – Алматы: КазНПУ им. Абая, 2010. – 112 с.
91. Ниязова Г.А., Летунова С.А. Роль микроорганизмов почвы и корневой зоны растений в биогенной миграции цинка и свинца в разных геохимических условиях. - Фрунзе: Илим, 1991. - 112 с.
92. Опытная научно-исследовательская станция ПО “Маяк”. Рефераты научных работ (Библиотека журнала “Вопросы радиационной безопасности”) / Из архивов ПО “Маяк”. – 2003.– № 3. – 88 с.
93. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). СП 2.6.1.799-99.
94. Оторбаев К.О. Природа Киргизии. – Ф., 1962. – 134 с.
95. Перельман А. И. Геохимия. – М.: Высш. шк., 1989. – 528 с.
96. Портнягина В.И., Касиев С.К. Использование биологического разнообразия герпетофауны Киргизии в экологическом прогнозировании // Проблемы изучения и сохранения биологического разнообразия. - М, 1990 - С. 105-109.
97. Порядок отбора проб для выявления и идентификации наноматериалов в растениях: МУ 1.2. 27.42-10: Метод. указания. – М.: [б.и.], 2010. – 50 с.

98. Правила охраны поверхностных вод Кыргызской Республики (Утверждены постановлением Правительства Кыргызской Республики от 14 марта 2016 года № 128).
99. Ранцман Е.Я. Геоморфология Иссык-Кульской котловины и ее горного обрамления. – М.: Наука, 1959. – 88 с.
100. Саев Ю. Е., Ревич Б. А., Янин Е. П. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
101. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы СанПиН 2.1.4.002-03 (утверждены постановлением Правительства КР от 20 февраля 2004 года №9) "Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества".
102. Сариева Н.А. Эколого-биогеохимическая оценка золоторудного месторождения Джеруй: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. – Бишкек, 2013. – 25 с.
103. Силкин К.Ю. Геоинформационная система Golden Software Surfer 8. – Воронеж: Издательско-полиграфический центр Воронежского гос. университета, 2008. – 66 с.
104. Смирнов С. Н. Радиационная экология: учеб. пособие. – М.: Экология, 2000. – 118 с.
105. Социально-экономическое развитие Иссык-Кульской области 2012-2016.: Годовая публикация. Иссык-Кульское областное управление государственной статистики. Каракол 2017. - 132 с.
106. Ткалич С. М. Практическое руководство по биогеохимическому методу поисков рудных месторождений. – М.: Госгеолтехиздат, 1959. – 52 с.
107. Токтоева Т.Э. Эколого-радиобиогеохимическая оценка почвенно-растительного комплекса агроэкосистем Прииссыккуля: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. – Бишкек, 2018. – 25 с.
108. Тыныбеков А.К., Азаматов А. Факторы экологических рисков в моделировании территориального развития Иссык-Кульского региона // Вестник Международного университета Ала-Тоо. - 2017. - т.17. - №2. - С.469-478.
109. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции, и биогеоценозы / Р. М. Алексахин, Н. П. Архипов, Г. В. Бархударов и др. – М.: Наука, 1990. – 350 с.
110. Цемко В.П., Паламарчук И.К., Залуцкая Г.М. Процессы рассеяния микроэлементов в почвах // Микроэлементы в окружающей среде – Киев, 1980. - С.31-34.
111. Чуканов, В.Н., Баженов А.В., Варакин А.Н. и др. Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область). - Екатеринбург: УрО РАН, 1996. – 167 с.
112. Шамшиев, А.Б. Эколого-биогеохимическая особенность селена в Прииссыккулье: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16. – Бишкек, 2007. – 25 с.

113. Adriano E.D. Biogeochemistry of trace metals.- London, Tokyo: Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor. 1992. – 513 p.
114. Bergkvist B., Folkesson L., Berggren D. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems: a literature review //Water, air and soil pollution. – 1989. – Vol. 47. – P. 217-286.
115. Distribution and effects of trace substances in soils, plants and animals / B. Markert, G. Kayser, S. Korhammer, et al // Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment. – Germany, 2000. - P.3-33.
116. Djenbaev B.M., Jalilova A.A. et al. Radiating assessment in biosphere territories of the Issik-Kul // 4th CCMS/NATO Workshop on Management of Industrial Toxic Wastes and Substances Research. Advanced monitoring techniques of hazardous wastes.- Ionnina, 26-27 August. – 2006. – P. 11-18.
117. Djenbaev B.M., Shamshiev A.B., Jolboldiev B.T. et al The biogeochemistry of uranium in natural-technogenic provinces of Issik-Kul // Uranium, Mining and Hydrogeology. – 2008. – P.673-681.
118. Djenbaev B., Kaldybaev B., Toktoeva T., Kenjebaeva A. Radiobiogeochemical Assessment of the Soil Near the Issyk-Kul Region // Journal of Geological Resource and Engineering. - 2016. -Volume 4. – N 1. - P.39-44.
119. Environment and health / EEA (European Environment Agency. – Copenhagen, 2010. – Report N 10. – 210 p.
120. Erica <http://erica-tool.com/erica/>
121. Golden Software Surfer 11
<https://baldcircleholdings129.weebly.com/blog/golden-software-surfer-11-download-for-mac>
122. Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace elements in soils and plants - Roca Ration (Fla): CRS press, 1984. - 336 p.
123. Oborn I., Linde M. Solubility and potential mobility of heavy metals in two contaminated urban soils from Stockholm, Sweden //Water, Air, & Soil Pollution. – 2001. – P. 255-265.
124. Patoc I. Occurrence of heavy metals, toxic elements in the soils in Hungary // New Results Res. Hardly Know Trace Elem. And their Importance Int. Geosphere – Biosphere program: Proc. 4-th Int. Symp. – Budapest, 1990. – P. 13-30.
125. Processing an ecological information accorging to air pollution of heavy metals in Almaty city by mathematical methods / B. N. Mynbayeva [et al.] // Matt. Int. sci. conf. «Scien Modernity», Eindhoven, 08-15 Nov. 2010, Eindhoven. – Eindhoven: Cranendonsk, 2010. – N 5/6. – P. 23-28.
126. Thuy H. Distribution of heavy metals in urban soils – a case study of Danang-Hoian Area // Environ. Geol. – 2000. – N6. – P. 603-610.
127. Torgoyev, I.A. G.Yu. Alioshin. Environmental Risk Management of Uranium Tailing Ponds In Mailuu-Suu, Kyrgyzstan // Proc. Intern. Conf. “Uranium Mining and Hydrogeology UMH-III – Freiberg, Springer Public, 2002.

128. Turer D., Maynard J., Sansalone J. Heavy metal contamination in soils of urban highways: comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati // *Water, Air, & Soil Pollution*. – 2001. – Vol. 132. – P.293-314.
129. Ursinyova M., Hladikova V. Cadmium in the environment of Central Europe // *Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment*. – Germany, 2000. - P.87-109.
130. Valerio F., Brescianini C., Lastraloli S. Airbone metals in urban areas // *J. Environ. anal. chem.* – Germany, 2000. - Vol. 35, № 2. – P. 101-110.