

Биолого-почвенный институт Национальной Академии Наук
Кыргызской Республики
Иссык-Кульский государственный университет
им. Касыма Тыныстанова

577.4
К17

Б.К. Калдыбаев

**ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА
ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ
ПРИ ИССЫККУЛЬЯ**

Бишкек – 2010

**Биолого-почвенный институт Национальной Академии Наук
Кыргызской Республики
Иссык-Кульский государственный университет
им. Касыма Тыныстанова**

Б.К. Калдыбаев

**ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА
ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ
ПРИ ИССЫККУЛЬЯ**

Бишкек – 2010

577.4
К17

УДК 574.9 (575.2)

ББК 20.1

К 17

Рецензенты:

Доктор биологических наук, профессор,

член-корреспондент НАН КР В.А. Печёнов

Доктор биологических наук, профессор А.М. Мурсалиев

Рекомендована к печати решением Ученого Совета Биолого-почвенного института НАН КР (протокол № 11 от 25. 11. 2010.)

Калдыбаев Б.К.

К 17 Эколого-биогеохимическая оценка природно-техногенных экосистем Прииссыккуля – Б., - 2010, - 246 с.

ISBN 978-9967-12-141-6

В монографии представлены результаты эколого-биогеохимических исследований природно-техногенных экосистем Прииссыккуля. Установлен уровень экспозиционной дозы природного радиационного фона, определено содержание естественных и искусственных радионуклидов, тяжелых металлов в различных типах почв, степень их накопления дикорастущими, культурными растениями, мелкими мышевидными грызунами. Проведено эколого-биогеохимическое картирование естественных и искусственных радионуклидов в почвенном покрове Прииссыккуля. Изучена биологическая реакция живых организмов на сложившуюся геохимическую среду обитания.

Монография будет полезна специалистам в области: экологии, биологии, географии, сельского хозяйства и медицины.

-660433-



К 1903040000-10

УДК 574.9 (575.2)

ISBN 978-9967-12-141-6

ББК20.1

© Калдыбаев Б.К.

*Посвящается Маме
Садыковой Раисе Кожокматовне*



СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	6-8
-----------------------	-----

ГЛАВА 1 ПРИРОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ПРИИССЫККУЛЬЯ

1.1 Рельеф, геологическое строение, гидрогеологические условия, полезные ископаемые, климат.....	9-11
1.2 Наземные воды.....	11-12
1.3 Почвенный покров.....	12-14
1.4 Растительность.....	14-17
1.5 Животный мир.....	17-20

ГЛАВА 2 СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ И РАСТЕНИЯХ

2.1 Содержание тяжелых естественных радионуклидов почве.....	21-27
2.2 Содержание тяжелых естественных радионуклидов в растениях.....	28-36
2.3 Результаты измерений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории Прииссыккуля.....	36-40
2.4 Содержание тяжелых естественных радионуклидов в почвах Прииссыккуля.....	40-51
2.5 Содержание тяжелых естественных радионуклидов в дикорастущих растениях и зерновых колосовых культурах Прииссыккуля.....	52-69
2.6 Содержание тяжелых естественных радионуклидов в техногенной урановой провинции «Каджи-Сай».....	69-73
2.7 Результаты измерений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории техногенной зоны «Цех №7».....	73-76

ГЛАВА 3 СОДЕРЖАНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ И РАСТЕНИЯХ

3.1 Содержание искусственных радионуклидов в почве.....	77-81
3.2 Содержание искусственных радионуклидов в растениях.....	81-86
3.3 Содержание искусственных радионуклидов в почвах Прииссыккуля.....	86-107
3.4 Содержание искусственных радионуклидов в	

культурных и дикорастущих	растениях	
Прииссыккуля.....		107-120
ГЛАВА 4 СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕ И РАСТЕНИЯХ		
4.1	Содержание тяжелых металлов в почве.....	121-124
4.2	Содержание тяжелых металлов в растениях.....	124-129
4.3	Содержание тяжелых металлов в почвах Прииссыккуля.....	129-136
4.4	Содержание тяжелых металлов в дикорастущих и культурных растениях Прииссыккуля.....	136-152
ГЛАВА 5 УРОВНИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ МЫШЕВИДНЫМИ ГРЫЗУНАМИ ПРИИССЫККУЛЯ		
5.1	Уровни накопления радионуклидов мышевидными грызунами Прииссыккуля.....	153-155
5.2	Уровни накопления тяжелых металлов мышевидными грызунами Прииссыккуля.....	155-161
ГЛАВА 6 РЕАКЦИЯ ЖИВЫХ ОРГАНИЗМОВ НА ГЕОХИМИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ СРЕДЫ		
6.1	Биологическое действие химических и радиоактивных элементов на растения и животных.....	162-171
6.2.	Цитогенетический анализ клеток корневых меристем семян зерновых колосовых культур Прииссыккуля.....	171-181
6.3	Урожайность зерновых колосовых культур агроэкосистем Прииссыккуля.....	181-183
6.4	Цитогенетический анализ клеток корневых меристем семян дикорастущих растений Прииссыккуля.....	183-194
6.5	Цитогенетический анализ клеток костного мозга мелких мышевидных грызунов из различных районов Прииссыккуля.....	194-204
6.6	Геохимические условия среды и эндемические болезни.....	204-206
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....		207-213
РЕКОМЕНДАЦИИ К ПРАКТИЧЕСКОМУ ИСПОЛЬЗОВАНИЮ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ.....		
		214
ПЕРЕЧЕНЬ УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ, СИМВОЛОВ, ЕДИНИЦ И ТЕРМИНОВ.....		
		215
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ.....		216-245

ВВЕДЕНИЕ

Несмотря на возросший интерес к экологическим проблемам, в том числе, связанным с увеличением концентраций химических элементов в окружающей среде под влиянием деятельности человека, нельзя забывать и о естественных процессах миграции и концентрации элементов, известно, что в горных ландшафтах они протекают наиболее интенсивно [Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990]. Горные территории Кыргызстана богаты различными минеральными ресурсами (урановыми, ртутьно-сурьмянными, свинцовыми и полиметаллическими). На горных склонах происходит обеднение микроэлементов в почвах, растениях и накопление их на межгорных впадинах. По результатам биогеохимических исследований выявлены концентраторы: Pb, Cu, Ni, Be, Hg, Se, F и других химических элементов в растениях, микроорганизмах и животных. Под руководством профессора А.М. Мурсалиева в лаборатории биогеохимии изучались микроэлементы в системе «почва-микроорганизмы-растение» [Мурсалиев, 1977, 1990; Мурсалиев, Дженбаев, 2007] в Сумсарском свинцово-цинковом месторождении, Тюпском высокогорном районе [Мурсалиев, Ниязова, Токомбаев, 1992]; Южно-Ферганском ртутно-сурьмянном субрегионе и некоторых угольных месторождениях, ряде полиметаллических регионах [Дженбаев, 1999, 2010]. Сотрудниками биогеохимической лаборатории впервые в республике и странах СНГ открыты природные селеновые (вторичные) биогеохимические провинции в Средне-Чуйских торфяниках [Дженбаев, Ермаков, 1995]. Впервые комплексно изучены особенности биогеохимии селена в прибрежных зонах Иссык-Куля [Шамшиев, 2007] и свинца в центральной части бассейна р. Чу [Жалилова, 2008].

Однако биогеохимия радиоактивных элементов и тяжелых металлов в Прииссыккулье до настоящего времени остаётся недостаточно изученной. По оценкам ученых биогеохимиков и геохимиков Иссык-Кульская котловина является естественной урановой биогеохимической провинцией с повышенным содержанием урана в природной среде и живых организмах [Ковальский, Воротницкая, 1968; Воротницкая, 1988]. Вместе с тем в связи с усиливающимся загрязнением окружающей среды искусственными радионуклидами и тяжелыми металлами, имеющими глобальный характер распространения, существует потенциальная опасность их накопления в объектах окружающей природной среды. Кроме этого дополнительную антропогенную нагрузку создают территории, имеющие техногенно повышенный фон естественных радионуклидов в районах ранее действовавших предприятий по добыче и переработке уранового сырья [Дженбаев, 2009].

В связи с этим к настоящему моменту времени назрела необходимость проведения комплексных эколого-биогеохимических исследований по определению содержаний естественных и искусственных радионуклидов, тяжелых металлов в объектах окружающей среды природно-техногенных экосистем Прииссыккуля, их количественных параметров и уровней накопления в живых организмах, изучению биологической реакции живых организмов на геохимические условия среды. Кроме этого следует отметить, что биологическая реакция живых организмов на физические и химические факторы среды не всегда проявляется морфологической изменчивостью. Реакция может выражаться степенью концентрирования элемента тканями и органами, формами его соединений с веществами организма, уровнем обменных балансов, изменениями промежуточного обмена веществ, проявляющимися на молекулярном и субклеточном уровне. Выяснение экологической роли урана, как тяжелого металла и радиоактивного элемента в провинциях с повышенным его содержанием в сочетании с другими естественными радионуклидами и тяжелыми металлами имеет значение для определения отдаленных последствий их действия на живой организм.

В связи с этим представляет определенный научный интерес изучение биологической реакции живых организмов на геохимические факторы среды, оценки уровня генетического груза в популяциях растительных и животных организмов обитающих в условиях урановой биогеохимической провинции, уровня эндемических заболеваний населения в регионе.

В монографии представлены результаты измерений мощности экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения, результаты по определению содержаний естественных и искусственных радионуклидов, тяжелых металлов в различных типах почв Прииссыккуля, степени накопления их дикорастущими и культурными растениями, результаты уровней общей альфа- и бета активности и содержания тяжелых металлов в общей массе тела и отдельных органах наиболее распространенных видов мелких мышевидных грызунов из различных биотопов Прииссыккуля, результаты уровней частоты хромосомных нарушений в клетках корневых меристем дикорастущих, культурных растений и уровня частоты хромосомных нарушений в популяциях фоновых видов мелких мышевидных грызунов. Представлены карты-схемы эколого-биогеохимического районирования по уровням экспозиционной дозы, распределения естественных и искусственных радионуклидов в почвенном покрове Прииссыккуля, результаты ретроспективного анализа эндемических заболеваний населения Прииссыккуля.

Аналитические работы были выполнены в Биолого-почвенном институте НАН КР, в Институте ядерной физики НИЦ Республики

Казахстан, в Казахском национальном университете им. аль-Фараби, Иссык-Кульском государственном университете им. К. Тыныстанова.

Огромную благодарность хочу выразить своему научному консультанту, заведующему лаборатории биогеохимии Биолого-почвенного института НАН КР д.б.н., профессору Дженбаеву Б.М., заведующему лаборатории ядерно-физических методов анализа Института ядерной физики НЯЦ РК д.ф.-м.н. Солодухину В.П., декану биологического факультета КазНУ им. аль-Фараби д.б.н., профессору Шалхметовой Т.М., заведующей кафедрой ИГУ им. К. Тыныстанова к.б.н., доценту Осмонбаевой К.Б.

Благодарю рецензентов монографии д.б.н., профессора, член-корреспондента НАН КР Печенова В.А. и д.б.н., профессора Мурсалиева А.С. за ценные замечания и предложения.

ГЛАВА I ПРИРОДНО - КЛИМАТИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ИССЫК-КУЛЬСКОЙ КОТЛОВИНЫ

1.1 Рельеф, геологическое строение, гидрогеологические условия, полезные ископаемые, климат

Рельеф охватывает высочайшие горы Тянь-Шаня и одно из крупнейших озер планеты, от которого она получила свое название. Котловину озера обрамляют хребты субширотного простирания Тескей и Кунгей Ала-Тоо с абсолютными высотами около 5000 м. В собственно котловинной части – тектонической впадине, выделяются три основных комплекса рельефа: равнинный, предгорно-адырный и горный. Равнинный комплекс представлен предгорной и приозерной равнинами, современными долинами рек. Ширина предгорной равнины не превышает несколько километров. Относительные отметки 1609 – 1900 м. В целом весь равнинный комплекс – это район широкого развития процессов аккумуляции продуктов разрушения горных пород. Приозерная предгорная равнина по мере приближения к горам, сменяется предгорьями (адырами). Горный комплекс котловины включает горный склон Кунгей и северный Тескей Ала-Тоо. Высокие горные хребты, окружающие котловину, защищают озеро от холодных воздушных арктических масс и от холодного жаркого дыхания Центрально-Азиатских пустынь [Ранцман, 1959, Коротаев, 1978].

Геологическое строение. Главная отличительная черта геологического строения Иссык-Кульской котловины заключается в том, что в результате многоэтапных встречных горизонтальных движений блоков земной коры здесь произошло сильнейшее скручивание геологических тел. На относительно небольшой площади сконцентрированы геологические структуры, которые в своем продолжении к западу занимают огромные площади. Многие особенности геологии области обусловлены этим обстоятельством. На территории области развиты горные породы всех геохронологических групп: архея, протерозоя, палеозоя, мезозоя и кайнозоя [Геология СССР. Киргизская ССР, 1972]. По данным ученых геологов процесс горообразования на территории области продолжается и по сей день. В результате неотектонических движений происходит подъем и опускание отдельных участков поверхности. Максимум подъема приходится на массив Хантенгри, максимум прогибания на Иссык-Кульскую впадину. Территория входит в сейсмически активный пояс молодых горных образований. За последние годы на территории региона зафиксированы сильные землетрясения: 8-бальное Тюпское в 1978 г., 6-7 – бальное Барскоонское в 1979 г., 7-бальное Каджи-Сайское в 1980 г., 6-7 – бальное

Чолпон-Атинское в 1982 году [Геологические основы сейсмического районирования Иссык-Кульской впадины, 1988].

Гидрогеологические условия. В схеме гидрогеологического районирования Кыргызского Тенир-Тоо область представлена Иссык-Кульским артезианским бассейном, малым бассейном Сары-Жазской группы и гидрогеологическими массивами – областями питания подземных вод – Тескей-Кунгейским, Сары-Жазским, с группой массивов горного узла Кан-Тенир. Иссык-Кульский артезианский бассейн охватывает почти весь гидрографический бассейн озера Иссык-Куль, за исключением небольшого участка в его крайней западной части, принадлежащей к бассейну р.Чу. Этот артезианский бассейн отличается ранжированностью водоносных горизонтов и комплексов по структурно-гидрогеологическим этажам. Их три: верхний – четвертичный, средний – мезо-кайнозойский, нижний палеозойский, допалеозойский (фундамент). Слагающие каждые из этих этажей горные породы в гидрогеологическом отношении представляют собой водоносные горизонты и комплексы в сочетании с водоупорными их разностями [Геоморфологические и гидрометеорологические исследования береговой зоны озера Иссык-Куль, 1983].

Полезные ископаемые. Среди многочисленных и разнообразных полезных ископаемых Иссык-Кульской области главную ценность представляют минеральные месторождения рудного золота, олова, вольфрама, молибдена, меди, свинца, цинка, редких, радиоактивных и редкоземельных элементов, графита, бурых и каменных углей, нерудного, в том числе химического сырья, песчанно-гравийного, суглинков и глин, минеральных удобрений (горфов, сапропелей и др.), а также подземных пресных и термоминеральных вод, лечебных грязей [Осмонбетов, 1983].

Климат. Климатические условия Иссык-Кульской котловины весьма разнообразные и характеризуются значительной сезонной, пространственной и высотной изменчивостью. Положение в глубине Евразийского материка предопределило незначительное увлажнение территории, но высокогорный рельеф и особенности орографии обуславливают увеличение осадков в отдельных регионах. Сложно расчлененный рельеф и внутри горное расположение оказывают влияние на интенсивность проявления практически всех климатических элементов. Здесь слабо проявляется деятельность южных и юго-западных вторжений, хотя на остальной территории Кыргызстана она достаточно активна.

По данным ученых климатологов, многолетняя средняя годовая температура воздуха в г. Караколе равна 6°C , а в г. Балыкчи она составляет 7°C . Для высоты 1608 м такая относительно высокая средняя

годовая температура воздуха представляет частное явление. Благоприятна и зимняя температура воздуха: в г. Караколе средняя температура января колеблется от 4° до 7° мороза, а в г. Балыкчи от 3° до 5°, сильных морозов почти не бывает. Лето отмечается умеренной температурой, средняя температура июля и августа колеблется в г. Караколе в пределах 16-18°, а в г. Балыкчи 17-19°. Благодаря умеряющему воздействию самого озера здесь изнурительной жары не бывает [Климат и окружающая среда, 2003; Оторбаев и др., 1992].

Минимальное годовое увлажнение свойственно западной и равнинной части региона. Здесь за год выпадает порядка 120 мм осадков. С продвижением на восток, как по южному, так и по северному берегу, количество осадков увеличивается до 242-251 мм (с. Тамга и г. Чолпоната) и до 579 мм на крайней восточной части озера – с. Тюп. Велика мозаичность и распределения снежного покрова: значительная часть территории малоснежна или бесснежна.

1.2 Наземные воды

На территории формируется более 6800 рек и ручьев общей протяженностью около 22 тыс.км. Имеется много озер различного происхождения, главным образом тектонического, завального и ледникового. Существенным элементом в гидрографии территории являются оросительные каналы, пруды и пр. Болот мало и приурочены они главным образом к поймам крупных рек равнинной территории [Осмонбетов, 1983; Бакиров, 1997].

При формировании водных ресурсов по характеру котловины выделяются две гидрологические области – область образования и область рассеивания стока. К области формирования стока относится горная часть территории. Здесь преобладает приход влаги над расходом ее в атмосферу. По характеру рельефа и режиму рек область формирования стока может быть подразделена на внутригорные и периферийные области. К рекам внутри горной области относятся реки высокогорных долин Центрального Тянь-Шаня. Реки периферийных областей характеризуются большими уклонами, достигающими 100-200 %. Реки в период половодья несут большое количество влекомых и взвешенных наносов. Пойма практически отсутствует. К таким рекам относятся реки Прииссыккулья, а также р. Сарыджаз на большом ее протяжении.

Область рассеивания стока располагается непосредственно ниже области его формирования. Сюда относятся межгорные впадины и примыкающие к горам равнинные территории, побережье Иссык-Кульской котловины. Уклоны русел рек в области рассеивания стока резко уменьшаются по сравнению с горной областью до 5-2 %. Многие реки в значительной степени разбираются на орошение и не доносят своих вод до оз. Иссык-Куль. Транспортирующая способность рек резко уменьшается, в

стоке преобладают взвешенные частицы. Естественный режим рек в той или иной степени видоизменяется здесь вследствие хозяйственной деятельности человека и, в первую очередь, в связи с интенсивным искусственным орошением.

Основным источником питания рек рассматриваемого региона являются талые воды сезонных снегов. В питании значительной части рек с высокогорными водосборами существенную роль играют талые воды «вечных» снегов и ледников. Дождевые воды в общем, питании речного стока имеют второстепенное значение. Влияние рельефа на осадки и испарение выражается в изменении их величины с высотой местности: количество осадков, как правило, увеличивается с высотой, а величина испарения понижается. По этой причине сток горных водозаборов увеличивается с высотой местности. Наибольшую удельную водоносность имеют реки, расположенные в восточной части бассейна, особенно те водосборы, которые ориентированы на северо-запад. Модули стока этих рек превышают 8 л/сек на высоте 2,6 км, достигая величины порядка 20 л/сек, при высотах, равных 3,4-3,6 км [Маматканов, Бажанова, 2005].

Реки котловины характеризуются повышенной минерализацией. В период весенне-летнего половодья колебания минерализации по многолетним данным составляют от 42,6 до 250,9 мг/л. В период спада весенне-летнего половодья минерализация рек в среднем колеблется от 72,4 мг/л до 332,8 мг/л. В период межени, когда в питании рек преобладают грунтовые воды, минерализация воды в среднем колеблется в пределах от 81,6 мг/л до 359,5 мг/л. По химическому составу большинство рек характеризуются хорошо выраженным преобладанием гидрокарбонатных ионов, а также ионов кальция (от 25 до 46 % экз.), что делает их вполне пригодными для питья в условиях централизованного водоснабжения. Во всех фазах гидрологического режима речные воды области пригодны для орошения.

Озеро Иссык-Куль занимает тектоническую впадину между хребтами Кунгей и Тескей Алатао и расположено на высоте 1609 м. Площадь зеркала 6280 км², наибольшая глубина 668 м. Длина озера 177 км, наибольшая ширина 60 км, и объем 1730 км³. На озере насчитывается около 20 заливов и бухт. Наибольшие заливы – Тюпский и Джыргаланский, которые являются рыбопромысловыми. Длина береговой линии 597 км. Ввиду бессточности озеро имеет солоноватую воду с минерализацией в открытой части 5,8 г/л [Романовский, 2005].

1.3 Почвенный покров

В почвенном отношении котловина озера Иссык-Куль является Иссык-Кульской почвенной подпровинцией Тянь-Шаньской почвенной провинции. Для неё характерно проявление двух типов природной (в том числе почвенной) зональности – горизонтальной, связанной с изменением

климатических условий с запада на восток вдоль озера, и вертикальной, обусловленной изменением физико-географических условий с высотой. В связи с проявлением горизонтальной зональности в Иссык-Кульской почвенной подпровинции выделяются два почвенно-климатических округа: Западное Прииссыккулье – с сухим и пустынным ландшафтом и Восточное Прииссыккулье – с влажным климатом и мезофильным ландшафтом. В каждом из округов в связи с проявлением вертикальной зональности выделяют почвенные районы [Мамытов, 1961; Мамытов, 1996].

Почвенный округ Западного Прииссыккулья. Он занимает западную часть котловины с её горными склонами по северному берегу от г. Балыкчи до р. Чон-Ак-Суу, по южному – до р. Барскоон. В пределах Западного Прииссыккулья выделяют четыре почвенных района:

1. Район серо-бурых каменистых пустынных почв (1620-1820 м.). К этому району относятся каменистые пустыни Западного Прииссыккулья – восточная часть Кочкорской впадины и территория к востоку от г. Балыкчи.

2. Район светло-бурых почв (1620-2500 м) расположен на подгорных волнистых пролювиальных равнинах от с. Чок-Тал на западе до с. Корумды на востоке, на северном берегу и на узкой полосе от р. Ак-Сай на западе до с. Чичкан на востоке, на южном побережье.

3. Район каштановых почв (1700 – 2700 м.) занимает верхние части подгорного шлейфа и предгорья бассейна.

4. Район лугостепных субальпийских и альпийских горных почв (2500-4000 м) расположен на горных склонах Кюнгей-Ала-Тоо и Терской Ала-Тоо (выше каштановых почв).

Почвенный округ Восточного Прииссыккулья. К нему относится восточная часть котловины с горными склонами. В пределах этого округа выделяются восемь почвенных районов.

1. Район горно-долинных светло-каштановых почв (1620-2600 м.) расположен на северном берегу от с. Корумды до с. Ой-Тал, на южном берегу – от урочища Тосма и на предгорных равнинах Терской-Ала-Тоо до с. Ак-Терека.

2. Район горно-долинных темно-каштановых почв (1800-2700 м.) расположен на покато́й подгорной долине Терской-Ала-Тоо от г. Каракола до с. Соколовка.

3. Район горно-долинных черноземов (1800-2300 м.) занимает крайнюю северо-восточную часть Прииссыккулья в пределах долины р. Тюп и прилегающих к ней шлейфов Кюнгей-Ала-Тоо и хребта Тосма.

4. Район горных темно- каштановых почв (2300-2900 м.) расположен на горных склонах хребтов Восточного Прииссыккуля.

5. Район горных черноземов (2600-2900 м.).

6. Район горнолесных темноцветных (бурых) почв еловых лесов и черноземовидных горно-луговых почв лесных полей (1900-3100 м.) расположен в среднегорном поясе горного обрамления округа на северном склоне Терскей-Ала-Тоо и южном склоне Кюнгей-Ала-Тоо.

7. Район субальпийских лугово-степных горно-луговых черноземовидных почв (2500-3500 м.) расположен в субальпийском поясе горных склонов.

8. Район альпийских горных лугово-степных, горно-луговых, дерново-полуторфянистых почв (3200-3800 м.) расположен на верхней части склонов до нивального пояса.

Таким образом, для бассейна озера Иссык-Куль характерна значительная пестрота почвенного покрова, это обусловлено главным образом проявлением здесь вертикальной и горизонтальной природно-климатической зональности [Мамытов, Мамытова, 1988].

1.4 Растительность

Большая вертикальная расчлененность, сложность рельефа, значительные колебания гидротермических показателей и другие экологические факторы обусловили формирование разнообразной флоры и растительности. На относительно близких расстояниях друг от друга располагаются растительные сообщества различных типологических структур – полынные и солянковые пустыни, дерновинные степи, высокотравные и альпийские луга, еловые и листопадные леса, кустарники. Флора котловины насчитывает по данным разных авторов в среднем – 1034 вида, которые объединяются в 463 рода и 77 семейств, образующих более 50 растительных сообществ [Головкова, 1990]. Максимальной видовой насыщенностью отличаются фитоценозы лесолугового пояса среднегорий. С возрастанием высоты ухудшаются условия существования живых организмов, флора и растительность обедняются. Исчезают леса, листопадные кустарники, высотравные луга и др. Типы мезофильной растительности. В высокогорье главенствующее положение занимают степи, основу которых формируют ксерофильные микротермные злаки. Горное обрамление и подгорные равнины Иссык-Кульской котловины представляют собой в разной степени рассеченные ландшафты, сильно разнящиеся по экологическим и физико-географическим особенностям. Бассейн разделяется на высотные пояса: пустынный, полупустынный, степной, лугостепной, лесо-луго-степной,

субальпийский, альпийский и гляциано-нивальный. Для каждого характерен соответствующий тип растительности [Ионов, Лебедева, 1995].

Пустынная растительность выражена только в западной части котловины, охватывает приозерную равнину, предгорья Кюнгея и Тескея на высоте 1600-2100 м. Растительный покров формируют формации симпегмы Регеля, поташника каспийского, реамюрии сонгорской, терескена серого, караганы кыргызской и многолистной, эфедры средней и Федченко, чия блестящего, лука Вишнякова, полыни удлиненной и др. Высота травостоя 15-20 см, покрытие почвы 25-30 %, продуктивность 1,5-2,0 ц/га воздушно-сухой массы. Полупустынный пояс простирается с западной до центральной части котловины, спускаясь местами до зоны земледелия. Верхняя граница его достигает 2200-2500 м. Растительность представлена формациями солянки листовичнолистной, рогача сумчатого, ежовника тянь-шаньского, осоки туркестанской, бородача обыкновенного. Обильно встречаются лук Вишнякова и горный, карагана белокорая и кыргызская, эфедра средняя, полынь плотная и тянь-шаньская. Средняя высота травостоя – 10-30 см, покрытие 30-45 %, продуктивность 2,0-3,0 ц/га. Выше полупустынного, на высоте 1600-2700 м, располагается степной пояс с своеобразным типом растительности, известным как сухие разнотравно-злаковые, полынно-карагановые степи. Основу травостоя составляют карагана многолистная, ковыль кавказский, аяния пучковая, житняк гребенчатый, овсяница бороздчатая, ломкоколосник ситниковый, пыпчака восточная и др. Продуктивность сообществ (без караганы) колеблется в пределах 2,5-6,5 ц/га. Карагана занимает до 70-80 % общей биомассы, полынь – 10-50 %. Проектное покрытие доходит до 45-60 %. Обычная степная растительность имеет широкий ареал и большее фитоценоотическое разнообразие, что обусловлено её контактированием в нижней части с сухими степями, в верхней – с формациями субальпийского пояса. В зоне контакта с сухими степями произрастают типчак (овсяница бороздчатая), ковыль кыргызский и кавказский, житняк гребенчатый, овсец опушенный, виды полыни. Вблизи субальпийского пояса доминирующим является типчак, образующий густые травостои. Появляются эдельвейс желтый, горечавка Карелина, прострел колокольчатый, аконит круглолистный и джунгарский и другие виды. Встречаются заросли кустарников из спиреи зверобоелистной, жимолости Альтмана, барбариса кашгарского, роды Альберта и др. Горные луга непосредственно примыкают к лесной растительности, составляя с ней единый комплекс. Занимают главным образом северные склоны, иногда выходят на восточные и западные. Луга подразделяются на высокотравные, среднетравные и низкотравные, формирующиеся в интервале 2300-3000 м. Основу травостоя лугов образует трещитинник сибирский, овсец опушенный, овсяница красная, душица обыкновенная, полынь эстрагон, яснотка белая, флемис горолобивый и луговой, герань

холмовая и др. Проективное покрытие составляет 80-100 %, видовая насыщенность – 35-40 и более на 100 м², продуктивность 15-25 ц/га [Ионов, Лебедева, 1995].

Древесная растительность представлена в основном лесами из ели шренка. Они характерны для лесо-луго-степного пояса. Еловые леса распространены преимущественно на северных и близких к ним склонах гор, окаймляющих озеро Иссык-Куль. На северном склоне Тескей Ала-Тоо небольшие массивы еловых лесов начинаются с запада (примерно у с. Боконбаево) и простираются до р. Тюп на востоке. Более густые массивы еловых лесов встречаются в долине рек Жууку, Чон Кызыл-Суу, Жеты-Огюз, Ырдык, Каракол, Ак-Суу, Боз-Учук, Тюрген и Жыргалан. На южном склоне хребта Кюнгей Ала-Тоо небольшие массивы еловых лесов располагаются на западе в бассейне реки Орто-Кой-Суу (примерно у с. Кара-Ой) до юго-восточной экспозиций гор, но наиболее густые их массивы распространены между долинами рек Чон Ак-Суу и Чон Орюктя. К востоку в долинах рек Курменты, Талды-Суу, Кен-Суу и др. еловые леса встречаются в виде небольших массивов. Леса приурочены преимущественно к склонам северной экспозиции, где образуют полосу шириной 1000 м. Нижняя граница распространения ельников проходит на абсолютной высоте 1900 м на востоке области и 2400 м – на западе. Верхняя граница ограничена высотами 2900-3000 м над уровнем моря [Ионов, Лебедева, 1995].

Субальпийские луга и лугостепи размещаются в котловине в пределах 2800-3200 м. Главными компонентами их травостоев является овсяница бороздчатая и Крылова, осока узкоплодная, кобрезия низкая, образующие плотный дерн, характерный для растительности субальпийских лугов. Из разнотравья встречаются эдельвейс желтый, астра Введенского, герань скальная, флоμισ горолюбивый и др. Покрытие равно 100 %, насыщенность 20-25 видов на 100 м², продуктивность – до 20 ц/га. Альпийские луга находятся в пределах 3200-3600 м. Травостой формируют сообщества с овсяницей красной, мятликом альпийским, геранью скальной, горцом живородящим, овсецом тянь-шаньским, тимофеевкой альпийской и другими видами. Покрытие составляет 80-90 %, насыщенность 26-28 видов на 100 м², продуктивность 4-10 ц/га воздушно-сухой массы. Выше альпийского пояса проходит гляциально-нивальный пояс с изреженной растительностью. Вдоль южной границы области широкой полосой протянулись сыртовые нагорья со своеобразным растительным миром, сформировавшиеся в резко континентальном холодном и сухом климате, что способствовало широкому развитию низкорослых и подушковидных форм растений. На сыртах ландшафтное значение имеют кобрезиевники и дерновинные степи. Менее распространены полынные и солянковые пустыни и криофитные подушечники. Пустынную растительность образует формация полыни

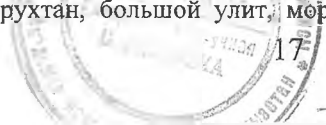
розоцветковой. В травостое встречаются небольшое количество криофитных мелководно-водных злаков: птилагростис сидячий, овсяница бороздчатая. Разнотравие представлено растениями с подушковидной лиственной формой, как проломник шелковистый, остролодочник шароцветный, змееголовник Паульса. Урожай надземной массы сообществ 1,3-4 ц/га [Ионов, Лебедева, 1995].

В пределах области встречаются 11 высших цветковых растений, занесенных в Красную книгу республики. В котловине – это айр, ирный корень, чеснелия волосистая, тюльпан Колпаковского, сибирочка тяньшаньская, девясил высокий; в пределах сыртовых нагорий – соссурия обернутая, барбарис кашгарский, тяньшаночка зонтиконосная, копеечник киргизский, ветреница туполопастная. Растительный покров котловины подвержен мощному с годами усиливающимся антропогенному прессу и уменьшению, что объясняется увеличением посевов распаханых земель под сельскохозяйственные культуры, нерациональным, бессистемным использованием растительности в качестве пастбищ для с.-х. животных. Для улучшения состояния и повышения производительной способности естественной растительности необходимо снижение антропогенной нагрузки на пастбища путем стабилизации численности поголовия скота и создания условий, обеспечивающих максимальную реализацию потенциально-биологических возможностей растений [Касиев, 2005].

1.5 Животный мир

Животный мир включает 50 видов млекопитающих, 285 – птиц, 11 – пресмыкающихся, 4 – земноводных, 31 – рыб, более 30 видов беспозвоночных – эндемиков и субэндемиков Тянь-Шаня. Бассейн озера Иссык-Куль образует Иссык-Кульский зоогеографический округ, состоящий из озерного, предгорного и среднегорного участков [Биогеографические аспекты растительного и животного мира Прииссыккуля, 1975].

Озерный участок включает береговые и водные сообщества. Встречается около 100 видов водоплавающих и околоводных птиц. Из них гнездятся: чернозобая гагга, поганки, волчок, выпь, черный аист, огарь, кряква, серая утка, красноносый нырок, большой и длинноносый крохали, лысуха, камышница, пастушок, погоньш-крошка, коростель, журавль-красавка, малый и морской зуйки, чибис, травник, перевозчик, ходулочник, бекас, обыкновенная чайка, речная крачка, редко-голубой зимородок, малая чайка и чайконосная крачка. Большое число видов летует, бывает на пролете и зимовке. Из них характерны: серая цапля, лебеди (кликун и шипун), серый гусь, шилохвость, чирки (свистунок и тресунок), нырки (красноносый, красноголовый, белоглазый, хохлатый), гоголь, лысуха, тулес, белокрылая ржанка, кулик-воробей, белохвостый песочник турухтан, большой улит, мородунка, круглоносый плавунчик,



— 660733 —

чайки (серебристая, сизая, хохотун). Из млекопитающих этого комплекса получила распространение ондатра, акклиматизированная с 1944 г. Пресмыкающиеся: водяной уж. Земноводные: зеленная жаба и лягушки. В озере обитает 11 аборигенных и более 10 акклиматизированных рыб: иссык-кульские: пескарь, голянь, голый осман, маринка, чебак, чебачек, губач, кыргызский елец, сазан, тянь-шаньский голец. Акклиматизированы: иссык-кульская форель, радужная форель, сиговые, судак, линь, лещ и др. [Янушевич, 1981; Яковлева, 1964; Конурбаев, 1978].

Береговые озерные сообщества складываются из водных и околоводных видов, а также видов обитающих в облепиховых, ивовых и тростниковых зарослях. Характерные млекопитающие: землеройки (бурозубка, белозубка), заяц-толай, мыши (домовая, лесная), полевки (узкочерепная, обыкновенная), ласка, шакал, лисица. В отдельных участках Иссык-Кульского заповедника встречаются барсук, кабан и косуля. Птицы: огарь, пустельга, перепелятник, болотный лунь, бородастая куропатка, фазан, камышница, коростель, малый гусь, бекас, горлица (обыкновенная, большая), грач, сорока, кукушка, скворец, щегол, обыкновенная чечевича, камышовая овсянка, трясогузки (маскированная, желтоголовая, желтая), большая синица, белая лазоревка, усатая синица, жулан, камышевки (дроздовидная, индийская), славки (серая, ястребиная, завирушка), черный дрозд, южный соловей. Пресмыкающиеся: водяной уж. Земноводные: зеленная жаба, лягушки (озерная, центральноазиатская). Из водных и околоводных беспозвоночных известны брюхоногие моллюски (волны разбрасывают раковины ручейника и вымершего радикса), ракообразные (бокоплав, дафнии, циклопы), комары (дергун, азес, кулек, анофелес), стрекозы (дозорщик, стрелка, красotka), численность последних сильно сократилась [Токтосунов, 1955, 1973; Янушевич и др., 1972; Янушевич, 1981; Яковлева, 1964].

Предгорный участок в западной части занят пустынными формациями, для которых характерны из млекопитающих: заяц-толай, реликтовый суслик, тушканчик-прыгун, песчанки (гребенщикова, краснохвостая), слепушенка, козодой, пустынный снегирь, пустынный вьюрок, каменистый воробей, скальная овсянка, жаворонки (индийский, хохлатый), степной конек, скальный поползень, жулан, камени (обыкновенная, плясунья, чернопегая), горихвостка-чернушка. Из пресмыкающихся: ящурки (быстрая, разноцветная, глазчатая), прыткая ящерица, стрела-змея, щитомордник. Из земноводных — серая жаба. Восточная часть занята культурным ландшафтом, где селятся ушастый еж, летучие мыши (усатая и остроухая ночница, ушан, рыжая вечерница, поздний и двухцветный кожаны, широкоухий складчатогуб), заяц-толай, реликтовый суслик, мыши (домовая и лесная), серый хомячок, полевки (слепушенка, узкочерепная, обыкновенная), лисица, шакал, горноста, степной хорек, пустельга, перепел, бородастая куропатка, фазан, угод,

сорока, грач, галка, скворец, майка, иволга, зеленушка, щегол, коноплянка, просянка, воробьи (домовой, черногрудый, полевой, индийский), жаворонки (хохлатый полевой), трясогузки (маскированная, желтоголовая), жулан, чернолобый и длиннохвостый сорокопуть, черный дрозд, каменки, соловей, ласточки (касатка, береговушка). Фауна населенных пунктов складывается преимущественно из представителей синантропного комплекса (домовой и полевой воробьи, майка, деревенская ласточка, малая и кольчатая горлицы, грач, домовая мышь, серый хомячок) с заметными видами из естественных сообществ (черный дрозд, седоголовый щегол, коноплянка, черная ворона, удод, маскированная трясогузка, кукушка, большая синица, князек, серая славка, хохлатый жаворонок, южный соловей, обыкновенная чечевица, лесная мышь, песчанка) [Токтосунов, 1955, 1973; Янушевич и др., 1972; Янушевич, 1981; Яковлева, 1964].

Среднегорный участок населяют сообщества горных степей, субальпийских лугов, скал, кустарников, лесов, рек. Здесь обитает 32 вида млекопитающих: землеройки (тянь-шаньская и малая бурозубки, малая белозубка), заяц-толай, большая пищуха, белка, серый хомячок, полевки (тянь-шаньская, лесная, слепушенка, узкочерепная, серебристая), волк, лисица, медведь, горностай, ласка, каменная куница, барсук, рысь, кабан, косяля, марал. Из 152 видов птиц характерны лесные: коршун, перепелятник, тетеревица, канюк, чеглок, дербник, пустельга, тетерев, кеклик, вяхирь, большая горлица, кукушка, ушастая сова, мохноногий сыч, ястребиная сова, трехпалый дятел, лесной конек, сорока, кедровка, черная ворона, крапивник, черногорлая завирушка, горная славка, пеночки (зарничка, зеленная, индийская), желтоголовый королек, распиская синица, горихвостки (седоголовая, красноспинная), черногрудая красношейка, варанушка, дрозды (черный, деряба, синяя птица), синицы (московка, джунгарская гайка, белая лазоревка), пищуха, корольковый выюрок, щегол, чечевица, арчевая чечевица, ремез, арчевый дубонос, а также населяющие безлесные склоны и поймы рек степной лунь, беркут, бородач, кеклик, бородачатая куропатка, перепел, серпоклюв, перевозчик, голуби (сизый, скальный), филин, стриж, сизоворонка, ласточки (воронок, деревенская), жаворонки (полевой индийский), горная трясогузка, разовый скворец, каменки, горихвостка-чернушка, стеколаз, овсянки (белошапочная, горная, красноухая, скальная, желчная) [Токтосунов, 1955, 1973; Янушевич и др., 1972; Янушевич, 1981; Яковлева, 1964].

Высокогорные участки занимают большую часть Центрального и внутри тянь-шаньских зоогеографических округов и отличаются сравнительной однородностью. Из млекопитающих характерны: заяц-толай, большая пищуха, серый сурок, тушканчик-прыгун, слепушенка, серебристая полевка, узкочерепная полевка, волк, медведь, горностай, ласка, манул, барс, горный козел, тянь-шаньский баран. Из птиц: огарь,

бородач, черный гриф, белоголовый сип, кумай, улар, серпоклов, перевозчик, скальный голубь, скальная ласточка, рогатый жаворонок, горный конек, клушица, альпийская галка, завирушки (альпийская, гималайская, бледная), каменки (обыкновенная, черно-пегая, плясунья), горихвостки (чернушка, краснобрюхая), горная чечетка, вьюрки (гималайский, жемчужный), снежный воробей, скальная чечевица, краснокрылый чечевичник [Токтосунов, 1955, 1973; Янушевич и др., 1972; Янушевич, 1981; Яковлева, 1964].

Редкими и исчезающими видами, включенными в Красную книгу Кыргызстана, являются медведь, рысь, манул, барс, марал, джейран, тьянь-шаньский баран; розовый и кудрявый пеликаны, колпица, черный аист, фламинго, горный гусь, лебедь-кликун, тундровый лебедь, савка, скопа, орлан-долгохвост, орлан-белохвост, степной орел, могильник, беркут, бородач, кумай, змеяяд, кречет, сапсан, балобан, тетерев, журавль-красавка, дрофа, серпоклов, черноголовый хохотун, саджа; насекомые: шмели (моховый, пластинчатозубый, армянский), пчела-плотник, аполлоны (парусник, дельфиус, тьянь-шаньский актиус) [Янушевич, 1981].

По концентрации редких и исчезающих видов растений и животных Иссык-Кульская котловина занимает особое положение в республике и отнесена к категории территорий, подлежащих первоочередному проведению мероприятий по сохранению генетического фонда растительного и животного мира Кыргызстана. В связи с этим Правительством Кыргызской Республики было принято Постановление №23 от 25 сентября 1998 года «О создании биосферной территории Иссык-Куль». По решению бюро Международного координационного совета Программы ЮНЕСКО «Человек и биосфера» (МАБ), принятого в Париже на совещании с 19 по 21 сентября 2001 года, в сеть биосферных территорий вошла Биосферная территория «Иссык-Куль». Принятое решение бюро Международного координационного совета МАБ является официальным признанием ООН усилий Кыргызской Республики по защите окружающей среды.

ГЛАВА 2 СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ И РАСТЕНИЯХ

2.1 Содержание тяжелых естественных радионуклидов почве

Преобладающее количество ТЕРН находится в литосфере преимущественно в состоянии рассеяния, вызванного действием многих геологических и геохимических факторов, что обусловило картину гетерогенности радиационного фона на Земле:

Ведущим источником поступления ТЕРН в природные биогеоценозы является земная кора. В результате совокупности процессов преобразования твердого вещества земной коры на поверхности суши и перераспределения элементов под влиянием ландшафтно-геохимических условий (абиогенные и биогенные циклы миграции) происходит рассеяние ТЕРН в биосфере.

Под источниками ТЕРН, обусловленными промышленной деятельностью, следует понимать источники, связанные с такими видами деятельности человека, в результате которых ТЕРН извлекаются на поверхность Земли, а также источники, сопряженные с процессами, при которых производятся материалы с повышенным содержанием ТЕРН. Основными видами человеческой деятельности, сопровождающиеся поступлением ТЕРН в биосферу, являются: процессы производства электроэнергии при функционировании топливных циклов на ядерной основе сжигания ископаемого топлива (уголь, нефть, газ, сланцы и др.); производство геотермальной энергии; промышленное использование фосфатных руд и т.д. [Алексахин, 1982; Gul Asiye Aycik, 2008; Jakubick, at all. 2008; Конопля и др., 2009].

После открытия радионуклидов начались их обширные поиски во всех объектах внешней среды. В России изучение уровней содержания естественных радионуклидов в различных объектах было начато по инициативе академика В.И. Вернадского примерно 80-85 лет назад. Он ещё в начале XX века изучал радиоактивность отечественных минералов. В дальнейшем эти работы были продолжены академиком А.П. Виноградовым. Результатами первых исследований было установлено, что источником радиоактивности биосферы являются коренные породы, которые вследствие метеорологических, гидрологических, геохимических и вулканических процессов, непрерывно протекающих на земной поверхности, а также деятельности человека разрушаются, а содержащиеся в них естественные радионуклиды рассеиваются и постепенно включаются в круговорот веществ в биосфере.

Наиболее распространенными радионуклидами в биосфере являются уран и торий. Характерным для урана и тория является их всеобщее рассеяние. Уран и торий находятся во всех изверженных, метаморфических и осадочных породах, а также в воде рек, морей и

океанов. Распределение и концентрация урана и тория в земной коре имеет особое значение, потому что уран и торий переходят вследствие распада в накапливающиеся земной коре свинец и гелий. При их распаде постоянно выделяется тепло, имеющее важное значение в тепловом режиме Земли [Шведов и др., 1962].

По данным А.П. Виноградова [1957] в горных породах содержатся различные количества урана, тория и радия. Содержание урана, тория, радия в кислых, магматических породах близко к количеству их в осадочных, но выше чем в основных породах.

Исследованиями В.И. Баранова и С.Г. Цейтлина [1941] показано, что изверженные породы содержат больше естественных радионуклидов, нежели породы метаморфические и осадочные. В связи с этим почвы образованные на породах изверженных, более радиоактивны, чем почвы, образованные на породах осадочных. К аналогичным выводам приходят некоторые другие исследователи [Бурксер, 1964; Дробков, 1952]. Этими же авторами показано, что из изверженных пород кислые (граниты) более радиоактивны, чем основные породы.

Наиболее систематическое, направление и глубокое изучение естественной радиоактивности почв было выполнено В.И. Барановым с сотр. В 60-70-е годы [Баранов, 1964; Баранов, Морозова, 1971], где был установлен ряд закономерностей. Отмечается, что содержание естественных радионуклидов в почвах зависит от их концентрации в почвообразующих породах и степени изменения материнской породы в результате почвообразования.

Основным фактором, определяющим содержание урана и тория в почве, является концентрация их в материнских породах. Среднее содержание урана в земной коре составляет 4×10^{-4} %, тория почти в 2 раза больше — около 8×10^{-4} %. Эти радионуклиды аккумулируются в почве в результате выветривания пород и почвообразования, что очевидно из того, что концентрация их в почвах более высокая, чем в породах, из которых они происходят [Вайсберг, Смирнов, 1976; Рубцов, 1972; Рубцов, Правдина, 1972].

В.И. Вернадским [1934] содержание урана и тория в почвах оценивалось в среднем величиной порядка 50,0 и 32,8 Бк/кг соответственно. Эти величины приняты за геохимический фон.

В почвах Русской равнины содержание урана и тория близко к геохимическому фону и составляет $2,2 \times 10^{-4}$ %, и $6,0-8,0 \times 10^{-4}$ %, соответственно [Виноградов, 1957]. Причем верхние горизонты болотных почв и глеевые отложения различных потоков и ручьёв характеризуются повышенным содержанием урана.

В районах, сложенных кристаллическими породами с высоким содержанием урана, концентрация его в почвах значительно повышается [Алексеев, 1962; Scharpeseel et al., 1975]. Неодинаковы по содержанию

тория разные типы почв. По убыванию радионуклидов они располагаются следующим образом: дерново-глеевые, пойменные, песчаные, подзолистые, торфяные [Тюрюканова, Калугина, 1971].

Горно-тундровые почвы Полярного Урала характеризуются повышенным содержанием тория-232, обусловленным его аномальной концентрацией в почвообразующей породе. Содержание урана-238 в тех же почвах оказалось ниже его кларка в почвах Земного шара, за исключением торфянисто-глеевых почв, где концентрация его колеблется от 28,0 до 41,3 Бк/кг [Шуктомова, 1981].

Распределение урана и тория в почвах отдельных ландшафтных поясов определяется характером и направлением процессов почвообразования, в результате которых почвы сильно различаются по содержанию указанных радионуклидов [Архипов и др., 1984; Таусон, 1961, Ashraf, 2000].

В литературе встречается разноречивые мнения относительно типа распределения урана и тория по профилю почв, Д.М. Рубцов, Э.И. Цравдина [1971] считают, что как для урана, так и для тория характерен элювиальный тип распределения. Согласно исследований других авторов, некоторые типы почв имеют свои особенности распределения естественных радионуклидов. Например, элювиальные почвы содержат более высокие концентрации тория; причем, если распределение тория носит аккумулятивный характер, то распределение урана на разных почвах неодинаково. В дерново-глеевых почвах оно равномерно, а в торфянисто-глеевых характерен аккумулятивный тип распределения [Шуктомова, 1981]. А.И. Давыдов с сотр. [1981] также показали сложный характер распределения тория по почвенному профилю. Хотя и была ими отмечена тенденция увеличения содержания тория в верхнем горизонте и убывание его концентрации с глубиной, однако в типичном солончаке и светло-каштановой почве этот радионуклид распределяется равномерно. Как считают многие исследователи, для естественных радионуклидов характерна аккумуляция их в верхних горизонтах почв [Вайсберг и др., 1979; Верховская и др., 1972; Rathbaum et al., 1979].

Большой вклад в изучение концентраций естественных радионуклидов внесли работы, выполненные группой авторов [Болтнева и др., 1980, 1980 а], по районированию территории бывшего Советского Союза на основании данных авиа-гамма-спектрометрической съемки. Авторы подтвердили и обосновали факт увеличения концентраций естественных радионуклидов с севера на юг, что хорошо согласуется с гипотезой ранее высказанной М.Т. Ястребовым [1958, 1959]. Отмеченную широтную зональность авторы обуславливают с существенным различием в почвообразовательных процессах северных и южных районов, а также минералогическим составом почвообразующих пород. Для западных районов основным является первый фактор, для восточных - второй. По

данным Н.Д. Баляского с соавторами [1980], естественная радиоактивность горных почв не связана с их принадлежностью к определенному типу, а выявленная зональность обусловлена радиогеохимическими особенностями почвообразующих пород.

О различиях в содержании отдельных естественных радионуклидов в почвах различных типов свидетельствуют результаты многих исследователей [Балясный и др., 1980; Вайсберг, 1973; Володин и др., 1981; Гиль, 1980; Гроздинский, 1962; Жигарёва и др., 1984; Перельман, 1975; Таскаев, 1983].

Так, например, в исследованных почвенных образцах Киргизии содержание урана колеблется в пределах от 0,4 до 70×10^{-4} %. Значительным содержанием урана обладают торфяно-болотные почвы луговые. Особенность геологического строения и гидрогеологического режима местности, разное содержание коллоидной фракции и органического вещества способствуют неодинаковому содержанию урана в почвенном покрове [Султанбаев, 1974]. В другой работе [Григорьев, Султанбаев, 1976] изучалось содержание урана в горных почвах Сусамыра, где отмечается значительное накопление его в торфяно-болотных почвах. Указывается, что торфяно-болотные, темно-каштановые, горно-луговые субальпийские почвы характеризуются несколько повышенным содержанием урана в горизонте А по сравнению с нижележащим горизонтом. В исследованиях Г.Я. Стасьева [1984], также отмечено преимущественное накопление тория-232, радия-226 и калия-40 в верхнем гумусовом слое почвы в сравнении с материнской породой.

Концентрация урана и тория в верхнем слое почв обусловлена физико-химическими свойствами последних. Средняя концентрация этих радионуклидов зависит от содержания в почве органических веществ. Наличие тесной связи между содержанием урана и тория в почвах и гумусом отмечено в исследованиях ряда авторов [Султанбаев, Григорьев, 1979; Султанбаев, Кипкалова, 1979]. В почвах, отличающихся повышенным содержанием органического вещества (в черноземно-луговой, болотной и луговой солодах), концентрация урана в 1,5-2,0 раза выше, чем в типичном черноземе [Ястребов, 1979]. А в перегнойно-аккумулятивном и переходном оглеенном горизонтах пойменных лугово-болотных и дерново-луговых почвах содержание этого радионуклида выше, чем в типичном черноземе в 1,8-4,0 раза [Ястребов, 1984]. Кроме того, обогащение ураном верхних горизонтов пойменных почв объясняется привносом урана, а также наличием восстановительных условий, создающихся в почвах в период затопления и способствующих фиксации урана.

В гумусе почв может быть сосредоточено до 32 % урана-238 от его валового содержания в верхнем горизонте. Максимальное количество урана-238 сорбируется на коллоидах гуминовых и фульвокислот и оксидов

железа при pH 5-6 [Landa, 1984]. Однако в некоторых почвах этой закономерности не обнаруживается. Например, в дерново-глеевых почвах наблюдается равномерное распределение урана-238 по профилю почв [Шуктомова, 1981], а в некоторых светло-бурых почвах и серозёме со средним и низким содержанием гумуса уран-238 в относительно большом количестве накапливается в нижней части профиля [Султанбаев, Кипкалова, 1979]. Таким образом, для урана-238 характерен аккумулятивно-элювиальный тип накопления.

Наиболее высокие концентрации тория-232 отмечены в солодах и солонцах $(10,4-12,2) \times 10^{-4}$ %, что обусловлено их расположением в западинах, куда направлен местный сток поверхностных и почвенно-грунтовых вод [Ястребов, 1979].

Общеизвестно значение гранулометрических фракций в распределении радионуклидов в почвенном профиле. Илистая фракция почв характеризуется часто самым высоким содержанием урана-238 как природного, так и техногенного происхождения [Султанбаев, Кипкалова, 1979; Landa, 1984]. В зависимости от механического состава почвы в некоторых случаях отмечается прямая корреляционная зависимость между содержанием в почве урана-238 и тория-232 и илистой фракцией [Баранов и др., 1963; Рубцов, Правдина, 1971; Бутник, Ищенко, 1984]. Однако чаще всего основным источником урана являются более крупные фракции (0,001-0,1 мм), преобладающие в механическом составе почв [Султанбаев, Кипкалова, 1979; Шуктомова и др., 1981, 1983].

В.И. Баранов и др. [1941, 1963, 1966] приводят данные о содержании тория в разных типах почв, отметив корреляционную зависимость его концентрации от содержания в почвах фракций с размером <0,01 и 0,001 мм.

Обладающие тонкодисперсным механическим составом почвы, богаты также подвижными содержаниями тория [Keil et al., 1974]. В некоторых районах отмечено, что не всегда наблюдается возрастание содержания этого радионуклида с уменьшением размера частиц [Landa, 1984].

Согласно данным В.Ф. Дричко [1983] концентрации естественных радионуклидов в разных почвенных фракциях увеличиваются с уменьшением размера частиц менее 1 мкм по отношению к фракции частиц 250-260 мкм составляет: 3,5 – торий-234, 20 – торий-224, 13 – радий-228. Установлен высокий коэффициент корреляции (более 0,8) между площадью внешней поверхности частиц разного размера и концентрациями урана-238, тория-230, радия-226 и свинца-210 в этих фракциях [Дричко, 1983].

Зависимость концентраций урана-238 и тория-232 от механического состава почвы также служит подтверждением связи между содержанием

естественных радионуклидов и размером частиц в почве [Жоган и др., 1976].

В работе Г.Я. Стасьева [1984] отмечено, что наибольшее количество урана-238 сосредоточено в илистой фракции. С уменьшением содержания мелкодисперсных фракций, количество тория-232 уменьшается в 10 раз, а радия-226 и калия-40 – в 3 раза. Показано также, что концентрация урана-238, радия-226 и тория-232 максимальна в илистой фракции почвы [Гродзинский, 1965].

Миграция естественных радионуклидов, попавших в почву, приводит к их перераспределению, как по глубине почвы, так и в горизонтальном направлении, определяет поступление их в растения, грунтовые воды и воды водоёмов. Механизмы миграции радионуклидов в почвах разнообразны по своей природе. К ним относятся фильтрация атмосферных осадков в глубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, термомперенос влаги под действием градиента температуры, движение воды по поверхности почвы, диффузия свободных и адсорбированных ионов, перемещение на мигрирующих коллоидных частицах, роющая деятельность почвенных животных и наконец, хозяйственная деятельность человека [Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990].

Распределение естественных радионуклидов по профилю подзолистых, дерново-подзолистых и чернозёмных выщелоченных почв примерно одинаково. Уран-238 и торий-232 распределены более равномерно, чем радий-226 и свинец-210. На всех типах почв наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ураном-238 и радием-226 в сторону относительного накопления радия-226; в подзолистой почве для пахотного горизонта, а в дерново-подзолистой и в черноземе – по всему профилю. Обеднение верхних горизонтов почвы ураном-238 объясняется более высокой растворимостью его соединений а, следовательно, и более интенсивным его выщелачиванием, чем радия-226 [Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990].

Изучение распределения урана-238 и тория-232 в торфяных почвах верховых и низинных болот показали, что торфяники верховых болот характеризуются крайне низким содержанием урана-238 – $4 \cdot 10^{-6}$ % и наоборот, торфяники низинных болот характеризуются более высоким содержанием урана-238 – $0,4-2,0 \cdot 10^{-4}$ %. Концентрация урана-238 в них близка к содержанию в почвообразующих породах. Содержание тория-232 в верховых и низинных болотах крайне низкое [Вайсберг, 1984]. В почвах Валдайской возвышенности содержится значительное количество (до $10 \cdot 10^{-4}$ %) урана [Володин и др., 1981]. Исследованные дерново-карбонатные почвы Санкт-Петербургской области содержали до $2,6 \cdot 10^{-4}$ % урана [Алексеев, 1962, 1967]. Значительно больше (до $12,7 \cdot 10^{-4}$ %) содержание урана отмечено в почвах Молдавии [Стасьев, 1984].

Средневзвешенные концентрации радия-226, тория-228 и калия-40 в пахотных почвах различных природно-сельскохозяйственных зон России равны 27,31 и 570 Бк/кг, соответственно [Дричко, Лисаченко, 1984].

В почвах Виноградских районов западной Грузии (перегнойно-карбонатные, аллювиальные, подзолистые и бурые лесные почвы) содержание радия-226 колеблется в пределах $(2,3-12,0) \times 10^{-11} \%$, тория-232 $(0,25-9,1) \times 10^{-4} \%$ и калия-40 $(2,8-3,2) \times 10^{-4} \%$. Указывается, что содержание радия-226 в почвах коррелирует с содержанием в них P_2O_5 и K_2O . Содержание тория-232 в почвах коррелирует с количеством гумуса от концентрации K_2O почвы [Мгеладзе и др., 1984].

В почвах Белоруссии концентрация урана-238 колеблется в пределах 1,0-12,8 Бк/кг, в среднем 6,0 Бк/кг. Общей закономерностью распределения урана-238 и тория-232 является четко выраженное уменьшение их с севера на юго-запад. Концентрация радия-226 в почвах выше содержания урана и тория (в среднем 45,9 Бк/кг). В почвах наблюдается сдвиг радиоактивного равновесия между ураном-238 и радием-226 в сторону радия [Кузнецов и др., 1986].

Концентрация урана-238 в почвах Молдавии колеблется в пределах 16,2-45,7 Бк/кг, составляя в среднем 26,6 к/кг. Наибольшее количество радионуклида сосредоточено в илистой фракции. Концентрация тория-232 варьирует от 25,1 до 41,6 Бк/кг, составляя в среднем 34,3 Бк/кг. Концентрация радия-226 изменяется от 12,8 до 46,6 Бк/кг, а среднее значение равно 35,1 Бк/кг. Радиоактивность почв, обусловленная естественными радионуклидами, в основном зависит от содержания в ней калия-40, на долю которого приходится 84 % [Кузнецов и др. 1986]. Из представленных результатов видно, что концентрация урана-238 и тория-232 в почвах Молдавии выше, чем в почвах Белоруссии.

В последние годы в литературе большое внимание уделяется изучению миграции естественных радионуклидов в почвах, в связи с тем, что интенсивное развитие атомной энергетики, а также значительный рост химизации земледелия неизбежно ведут к увеличению концентрации естественных радионуклидов в почвенном покрове [Алексахин 1975; Гращенко и др., 1977; Дричко, 1976; Карабаджак и др., 1981; Мель, 1979]. В первом случае это происходит в результате ветрового рассеяния промышленных отходов с повышенной концентрацией естественных радионуклидов, а во втором из-за повышенного содержания радионуклидов в фосфорных удобрениях при производстве их из фосфатов [Источники и действие ионизирующей радиации, 1978; Ogrjova, 2008].

2.2 Содержание тяжелых естественных радионуклидов в растениях

Исключительно важная роль в процессах миграции и перераспределения ТЕРН принадлежит наземной растительности, поскольку фитоценозы с их подземной и надземной массой составляют доминирующую часть общего живого населения в большинстве природных ландшафтов. Важное значение в выяснении особенностей передвижения естественных радионуклидов в биосфере имели работы В.И. Вернадского и его школы. Основной задачей исследований естественной радиоактивности он считал изучение концентрирования радионуклидов живыми организмами, выяснение связи между содержанием радионуклидов в физиологических процессах. Благодаря проведению серии полевых и лабораторных экспериментов в Биогеохимической лаборатории АН СССР было изучено накопление радия-226 и радия-228 в растениях, отмечено существенное накопление радия ряской по сравнению со средой обитания, а также впервые были выявлены отдельные особенности распределения ТЕРН между органами растений и зависимость накопления урана и радия от возраста растений. На основании отечественных и зарубежных данных А.П. Виноградов [1957] определил средние кларковые содержания радия-226 и урана-238 в золе растений (соответственно $n \times 10^{-4}$ и $n \times 10^{-7}$ г/г).

Не малый вклад внесли обобщающие работы по содержанию ТЕРН в растительных организмах Д.М. Гродзинского [1965] – для Украины, А.Л. Ковалевского [1966] – для районов Западной Сибири, Е.М. Никифоровой [1969] – для Забайкалья, В.В. Ковальского с соавт. [1968] – для Иссык-Кульской котловины и других работах. На основании расчета коэффициентов биологического поглощения А.И. Перельманом установлено, что наиболее миграционноспособными естественными радионуклидами в звене почва-растение являются радий-226 и уран-238, а наименее – торий-232. В вегетативных органах и корнях радионуклиды накапливаются значительно больше, чем в генеративных органах (цветки, семена).

При проведении радиоэкологических исследований Б.И. Груздевым [1972] в зоне северной и средней тайги были изучены представители более 70 видов деревьев и кустарников, травянистых растений и мхов, произрастающих на различных типах почв. По интенсивности биологического поглощения растениями ТЕРН располагаются в убывающий ряд: радий-226, уран-238, торий-232. Содержание ТЕРН, в свою очередь, изменяется в довольно широких пределах, находясь в тесной зависимости и с концентрацией их в почвах, и с видовыми особенностями растений. По распределению в различных органах и тканях древесных пород (на единицу массы) уран-238, радий-226 и торий-232 относятся к радионуклидам акропетального типа, т.е. наибольшие

количества этих ТЕРН сосредоточены в старых органах и тканях – коре, ветвях, древесине и особенно в корнях, которые вместе с микоризой, как уже отмечалось выполняют функцию биологического барьера по отношению к урану-238 и торию-232 при их высоком содержании в почвах. Наименьшее количество этих ТЕРН характерно для однолетних органов – листьев, опадающих на зиму. Так, у кустарничковых растений в опадающих листьях голубики относительное содержание тория-232 равно 0,50, тогда как вечнозеленых листьях вероники и стелющегося багульника – 0,77 и 0,82. Для урана-238 и радия-226 у древесных растений выявлен аналогичный характер распределения.

С целью установления наиболее общих закономерностей накопления природных радионуклидов разными органами растительного организма Дж.Р. Оруджева и Э. С. Джафаров [2007] исследовали прикорастущие травянистые растения, такие, как верблюжья колючка, парнолистник, ситник и аргусия сибирская. Выбор объектов исследования связан с тем, что эти растения являются основными растениями, произрастающими на территории с повышенным радиационным фоном. Результаты исследований показали, что исследуемые растения преимущественно накапливают ^{40}K . При этом по степени накопления второе место занимает ^{226}Ra , а ^{232}Th практически не переходит из почвы в растения. Установлено, что корневые системы разных растений обладают неодинаковой способностью поглощать один и тот же радионуклид из одной и той же почвы. Например, корневая система аргусии сибирской обладает меньшей способностью поглощать ^{226}Ra , а при этом ^{40}K является для нее более доступным. Показано, что биологическая доступность радионуклидов в данной почве зависит как от вида растений, так и от свойств радионуклидов. Например, аргусия сибирская, парнолистник более интенсивно накапливают ^{40}K , а верблюжья колючка и ситник – ^{226}Ra . Установлено, что аккумулирующая способность стеблей разных растений по отношению к ^{40}K заметно отличается. В семенах растений накопление радионуклидов имеет иной характер. При этом верблюжья колючка в своих семенах накапливает определенное количество ^{232}Th , а листья аргусии сибирской по сравнению с листьями парнолистника имеют более высокую степень накопления как ^{40}K и ^{226}Ra .

Э.Б. Тюрюкановой и В.А. Калугиной [1971], изучавшими поведение тория-232 в почвах полесий, занимающих на территории Русской равнины большие площади, этот радионуклид был также обнаружен в значительных количествах в золе лесной подстилки – $(3,4-8,6) \times 10^{-6}$ г/г, лишайников – $(1,4-12,0) \times 10^{-6}$, мхов – $(2,4-7,8) \times 10^{-6}$ г/г и в травянистой растительности, что подтверждает включение тория-232 в биологические циклы миграции. Найденное ими невысокое содержание тория-232 в горфяных горизонтах почв обусловлено, по-видимому, слабой усвояемостью ТЕРН болотными растениями.

Особый интерес представляют поведение ТЕРН в системе почва-растение в кальциево-магниевых-натриевых супераквальных ландшафтах. Черноземно-луговые корковые солонцы, черноземно-луговые болотные солоды этого ландшафта, как уже отмечалось, содержат в 1,5-2,5 раза больше урана-238 и радия-226 по сравнению с типичными черноземами в элювиальных кальциевых ландшафтах [Ястребов, 1976]. КБП урана-238 у растений, произрастающих на болотной солоды, изменяются от 1,4 до 7,58, а у растений на черноземно-луговом осолоделом солонце – от 0,95 до 1,32. Интенсивное накопление урана-238 и тория-232 в растительности этого ландшафта по сравнению с таёжной зоной объясняется большей их подвижностью в условиях кальциево-магниевых-натриевых супераквальных ландшафтов, а также наличием в значительных количествах растворимых форм органического вещества. В определенной степени, видимо сказываются и видовые особенности растений [Баранов, Титаева 1973].

Е.М. Никифорова [1969] ниже подтвердила аккумуляцию в незначительных количествах тория-232 и радия-226 растительностью степных биогеоценозов ($14,2 \times 10^{-6}$ и $1,0 \times 10^{-12}$ г/г). При этом растительность отдельных элементарных ландшафтов резко отличается по содержанию тория-232 и радия-226. КБП для тория-232 изменяются от 0,08 до 1,2. В таёжных ландшафтах Забайкалья КБП, меньше 1 по торью-232 и несколько больше 1 по радью-226, указывают на примерно одинаковую интенсивность биологического поглощения тория-232, меньшую радия-226 и большую урана-238 по сравнению с таежной зоной. В основных биогеоценозах таёжной и степной зон Забайкалья равновесие между ураном-238 и радием-226 нарушено сравнительно слабо.

Остаются малоизученными особенности поступления ТЕРН в дикорастущие растения в различных высокогорных районах. На Тянь-Шане в зависимости от типа почв концентрирование урана-238 растениями происходит неодинаково. Относительно повышенные содержания урана-238 в надземных органах характерны для растений высокогорных почв субальпийского пояса и бурых пустынных почв – в среднем $(1,2-1,4) \times 10^{-6}$ г/г. Растения, произрастающие на почвах гидроморфного происхождения (торфяно-болотные, лугово-болотные), отличались значительным содержанием урана-238 – в среднем $3,2 \times 10^{-6}$ г/г [Султанбаев, Григорьев, 1979]. Таким образом, здесь повторились те же самые закономерности, которые были отмечены для равнинных почв разных ландшафтов.

Сопоставление содержания урана-238 у одного и того же вида растений, отобранных с разных почв, доказало, что одни и те же растения не в одинаковой степени концентрируют уран-238 из разных типов почв, несмотря на примерно одинаковые содержания в них этого радионуклида. Это свидетельствует о том, что почвенные условия а, следовательно, и формирование ТЕРН в почвах оказывают существенное влияние на

усвоение урана-238 растениями. Это положение находит подтверждение в работе А.С. Султанбаева и Р.Г. Кипкаловой [1979], где показано, что содержание урана-238 в золе дикорастущих растений варьировало в пределах $(0,16-4,25) \times 10^{-6}$ г/г для надземной массы (в среднем $1,06 \times 10^{-6}$ г/г) и $(0,32-34,6) \times 10^{-6}$ г/г (в среднем $3,36 \times 10^{-6}$ г/г) для корней. КБП для наземной части растений территорий южной Киргизии равен 1,3, а для корней-4,1, варьируя у различных видов растений в значительных пределах. Так, более высокие КБП для наземной части были отмечены у кипарисовых (2,7) и сложноцветных (2,3), а наименьшие – у злаковых (0,8). Отдельные органы растений, как и в других ландшафтах, характеризуются неодинаковым накоплением урана-238. Меньше всего уран-238 накапливается в плодах и листьях, а больше всего – в корнях. Для естественно травянистых растений Северной Киргизии содержание урана в надземной массе составило широкий предел колебаний от 1,1 до $185,0 \times 10^{-6}$ %, при среднем $19,1 \times 10^{-6}$ %, в семенах от $5,4-8,0 \times 10^{-6}$ г/г, при среднем $6,7 \times 10^{-6}$ %, в корнях от $2,4-320 \times 10^{-6}$ %, при среднем $69,4 \times 10^{-6}$ %. По видам дикорастущих растений наиболее высокое содержание урана в надземных органах обнаружено в типчаке (*Festuca sulcata*) – $57,9 \times 10^{-6}$ %. Корни растений характеризуются заметно большим содержанием урана, так например, в Солодке уральской урана содержалось – $135,3 \times 10^{-6}$ %, в типчаке – $142,0 \times 10^{-6}$ %.

А.П. Макеев и соавт. [1984] оценили накопление урана-238 дикорастущими растениями, относящимся к 102 родам, в южном Казахстане. Повышенным накоплением этого радионуклида характеризуются растения семейства гречишных, бобовых, крестоцветных, маревых, лилейных и особенно подорожниковых. Наиболее низкое накопление урана-238 отмечено в семействах осоковых, зонтичных, губоцветных, злаковых, сложноцветных и лютиковых. Эти данные находятся в согласии для районов, как с нормальным, так и с повышенным содержанием урана-238 в почвах [Титаева, Таскаев, 1983; Fernando, et all. 2008].

В работе А.М. Мурсалиева [1971] изучена радиоактивность различных видов растений семейства Сложноцветных в естественных условиях обитания Алайской долины. Было установлено, что радиоактивность различных видов неодинакова. Наибольшей радиоактивностью обладают виды рода *Artemisia*, *zamek Erigon*, *Pyrethrum*, *Ligularia*, *Jurinea*, *Centaurea*, *Scorzonera* и, наконец, *Tragopogon*. Наименьшая радиоактивность оказалась у видов рода *Taraxacum*. Показано, что в природе различные виды растений неодинаково приспособляются к различным уровням общей радиоактивности. Отмечено, что на радиоактивность растений определённый отпечаток откладывают условия их произрастания. Радиоактивность корневой системы растений, как правило, выше, чем у

надземной части. Между радиоактивностью отдельных таксонов и их систематическим положением существуют определённо выраженные связи.

Позже А.М. Мурсалиевым [1973] были проведены радиометрические исследования растений семейства Сложноцветных различной таксономической и морфологической степени близости. Исследования показали, что уровень радиоактивности неодинаков у разных экологических групп данного семейства. Например, у мезофильных форм радиоактивность составила $0,110 \times 10^{-7}$ кюри/кг (у различных видов одуванчика и др.), несколько выше она у мезоксерофитов – $0,2 \times 10^{-7}$ кюри/кг (у некоторых видов пиретрума, полыни и др.) и максимальная – у ксерофитов и растений с ксерофитной структурой – $2,0 \times 10^{-7}$ кюри/кг (у отдельных видов из подрода Серифидиум и др.). Разница уровней радиоактивности обусловлена особенностями условий местообитания, влияющих на произрастание растений, а также видовыми различиями. Более детальные исследования природной радиоактивности семейства Сложноцветных Иссык-Кульской котловины показали, что у большинства видов растений накопление радиоактивных веществ незначительное. Однако в одних и тех же условиях произрастания и при близком уровне содержания радиоактивных веществ в почве в радиоактивности растений наблюдались некоторые различия. Например, в надземной части полыни метелчатой, взятой в урочище Тосор, альфа-активность составила $0,21 \times 10^{-7}$ кюри/кг, одуванчика лекарственного – $0,006 \times 10^{-7}$ кюри/кг, мордовника карликового – $1,44 \times 10^{-7}$ кюри/кг. Было установлено, что содержание радиоактивных веществ в растениях изменялось не только по родам, но и по различным видам растений в каждом роде. Так, например, в роде полыней у полыни эстрагон обнаружено $0,09 \times 10^{-7}$ кюри/кг по альфа-излучению, у полыни поздней – $0,49 \times 10^{-7}$ кюри/кг, у полыни сантолистной – $0,52 \times 10^{-7}$ кюри/кг и т.д. Полыни Ашурбаева, поздняя, тьянь-шаньская, плотная, иссык-кульская отличались более высокой радиоактивностью. Средняя радиоактивность у исследованных видов полыней несколько выше, чем у всех исследованных растений данного семейства.

Сулатновой Р.М. [1971] изучена общая альфа- и бета-активность некоторых видов растений Киргизии из различных семейств. Установлено, что высокий уровень суммарной альфа - радиоактивности отмечен у следующих видов: *Acantholimon alatavicum* Bge. – в надземной части – $2,97 \times 10^{-7}$ кюри/кг и в корнях – $2,31 \times 10^{-7}$ кюри/кг, у *Limonium kaschgaricum* (Rupr.) Ik-Gal – в надземной части – $1,30 \times 10^{-7}$ кюри/кг, в корнях у *Limonium Hoeltzeri* (Rgl.) Ik-Gal – $0,99 \times 10^{-7}$ кюри/кг, *Convolvulus tragacanthoides* Turcz. – $1,65 \times 10^{-7}$ кюри/кг. По бета - излучению наиболее высокий уровень суммарной радиоактивности наблюдается у *Peganum harmala* L. – в надземной части растения – $3,20 \times 10^{-7}$ кюри/кг и в корнях –

$4,40 \times 10^{-7}$ кюри/кг, у *Brachanthemum kirghisorum* Krasch. – в надземной части растения – $2,36 \times 10^{-7}$ кюри/кг и в корнях – $1,85 \times 10^{-7}$ кюри/кг. Было показано, что за некоторым исключением, суммарная бета-радиоактивность у всех вышеприведенных видов высокая. Виды растений из семейства Сложноцветных, Бьюнковых, Парнолистниковых характеризовались высоким уровнем суммарной бета - радиоактивности, а из семейства Свинчатковых – и альфа - радиоактивности.

Естественная радиоактивность по альфа - излучению некоторых видов рода *Caragana* Lam. Иссык-Кульской котловины исследована Н.В. Горбуновой [1971]. К альфа - излучателям растений относится в основном радий и изотопы урана и тория. Среднее содержание этих радиоактивных изотопов обуславливает радиоактивность растительных организмов в пределах порядков от 10^{-12} до 10^{-9} кюри/кг. Полученные средние величины альфа - радиоактивности караган показывают, что во время плодоношения альфа – радиоактивность растений рода *Caragana* находится в пределах одного числового порядка. Лишь в *Caragana*, произрастающих на участках с высоким содержанием во внешней среде альфа - излучающих радиоактивных элементов отмечается увеличение альфа - радиоактивности в несколько раз. Так, *Caragana pleiophylla* с таких участков альфа - радиоактивность равна $47,02 \times 10^{-9}$ и $89,60 \times 10^{-9}$ кюри/кг. Считается, что род *Caragana* древний в эволюционном отношении и накопление радиоактивных веществ характерно для данных форм растений. Как утверждает автор, несколько повышенное содержание альфа - излучателей в окружающей среде способствует лучшему развитию растений рода *Caragana* в Иссык-Кульской котловине.

Позже Н.В. Горбуновой [1973] были проведены дальнейшие исследования по изучению естественной радиоактивности альфа- и бета излучений растений семейства Бобовых флоры Киргизии. Было установлено, что различные виды растений рода *Caragana* Lam. по-разному накапливают естественные радиоактивные элементы. Выявлены большие различия в альфа - радиоактивности растений одного и того же вида из разных местообитаний и в разные фазы вегетации. Среди изученных видов караган, *Caragana pleiophylla* выделялась самым высоким средним значением альфа - радиоактивности, предпочитающая для нормального роста и развития именно почвы, развитые на горных породах с - большим содержанием радиоактивных элементов. Другие представители Бобовых, например Чингил серебристый рода *Halimodendron* произрастающие в тех же местах, характеризовались довольно низкими и сравнительно постоянными величинами радиоактивности по альфа-излучению (в 2-4 раза меньше, чем у караган).

Исследованиями Ковальского и др., [1968] определено содержание урана в дикорастущих растениях для различных районов Иссык-Кульской котловины, оно колеблется от $3,7 \times 10^{-6}$ до $5,1 \times 10^{-4}$ % (на сухое вещество) и

превышает уровень содержания урана в растениях целинных черноземных степей ($2,1 \times 10^{-6}\%$) 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, что в 2,4-100 раз больше, чем в растениях черноземной зоны. Отдельные виды растений из этих мест, такие, как горноколосник (*Orostachys thyrsoiflora Fisch.*), астрагал Бородина (*Astragalus Borodinii Krassn.*), остролодочник (*Oxythopsis nutans Bge.*), Карагана бледнокорая (*Caragana leucophloe Pojark.*) концентрируют от $3,6 \times 10^{-5}$ до $2,1 \times 10^{-4}\%$ урана.

Растения, произрастающие на выветренных породах, содержат в среднем $3,2 \times 10^{-4}\%$ урана. 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 $3,0 \times 10^{-3}\%$ 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.

Изучение процессов накопления ТЕРН в сельскохозяйственных культурах показали, что наиболее миграционноспособными в звене почва-растение являются радий-226 и продукты его распада (^{210}Pb , ^{210}Po) и уран-238, наименее – торий-232. В продуктивных частях урожая (зерно, корнеплоды) ТЕРН накапливаются меньше, чем в вегетативных органах и корнях. Накопление ТЕРН зависит от вида растений и изменяется в 10-100 раз. Так, по накоплению в зерне злаковых культур ТЕРН образуют ряд: радий-226 > уран-238 > торий-232. В вегетативной массе культур в большинстве случаев максимальным характеризуются уран-238. Коэффициенты накопления ТЕРН в сельскохозяйственных культурах могут колебаться в зависимости от свойств почв более чем в 10 раз. Среди радиоизотопов одного и того же элемента (например, ^{234}U , ^{235}U и ^{238}U ; ^{224}Ra и ^{226}Ra ; ^{228}Th , ^{230}Th и ^{232}Th) более доступными для растений являются «молодые», т.е. образованные из долгоживущих материнских предшественников. Например, уран-234 более доступен для растений, чем уран-238, а торий-230 более подвижен, чем торий-232. Очевидно, корневой путь поступления ТЕРН в сельскохозяйственные культуры является основным, однако внекорневое поступление ТЕРН за счет отложения почвенной пыли на растениях составляет по данным К.П. Махонько и Ф.А. Работновой [1983], 10-30 % от общего поступления в растения тория-232, урана-238 и радия-226 [Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992].

Для радиационно-гигиенических оценок поступления ТЕРН с растениеводческой продукцией в организм человека в условиях технологически измененного естественного радиационного фона большую ценность представляют данные, полученные в реальных условиях ведения сельского хозяйства. Исследования разных природно-сельскохозяйственных зон России показали, что накопление ТЕРН растениями различаются в зависимости от вида и органа растений, физико-химических свойств ТЕРН и почвенно-климатических условий. Наименьшие значения ($n \times 10^{-5} - 10^{-6}$) имеют коэффициенты накопления для зерна и клубней картофеля, коэффициенты накопления для вегетативной массы значительно выше (в отдельных случаях в – 100 раз). По накоплению ТЕРН в урожае культуры и их части составляют следующий ряд: ботва картофеля > зелёная масса кукурузы > солома пшеницы > зерно пшеницы > клубни картофеля. Из пяти изученных ТЕРН наибольшим накоплением в растениях отличаются радий-226 и его дочерние продукты свинец-210 и полоний-210, наименьшим уран-238 и торий-232 [Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990].

Для ряда сельскохозяйственных культур Северной Киргизии, охватывающей Чуйскую, Таласкую и Кеменискую впадины содержание урана в надземных органах заметно варьировало – от 1,0 до $185,0 \times 10^{-6}$ % на сухое вещество в корнях – $2,3-464,0 \times 10^{-6}$ %. По среднему значению содержания урана в надземных органах составили убывающий ряд: корне- и клубнеплодные – естественно травянистые – овощные – плодово-ягодные – древесно-кустарниковые – зерновые. По видам растений более высоким содержанием урана в надземных органах сельскохозяйственных культур характеризовались огурцы – в среднем $33,7 \times 10^{-6}$ %, сахарная свекла-26,5, картофель- $21,3 \times 10^{-6}$ %. Малое количество урана в надземных органах содержали люцерна (в среднем $4,8 \times 10^{-6}$ %) и пшеница ($5,5 \times 10^{-6}$ %). В семенах зерновых культур он найден в минимальном количестве, где среднее значение составило $0,5 \times 10^{-6}$ %. В плодах и ягодах у плодово-ягодных и древесно-кустарниковых растений он также найден в малом количестве – $3,2 \times 10^{-6}$ %. В корнеплодах и клубнях его количество в среднем было равно $8,8 \times 10^{-6}$ %, в плодах овощных культур – $9,4 \times 10^{-6}$ %. Растения характеризовались не одинаковым содержанием урана в зависимости от семейственной принадлежности. Например, представители семейства тыквенных и маревых оказались более обогащенными ураном, где среднее содержание этого элемента – в среднем $7,4 - 8,4 \times 10^{-6}$ %. Было установлено, что на содержание урана в растениях определённое влияние оказывают почвенно-климатические условия места их обитания. Так, надземные органы растений высокогорного альпийского и субальпийского поясов содержат больше урана, чем растения, относящиеся к другим типам почв. Растения, обитающие в зоне горнолесных почв и горных чернозёмов, наоборот, характеризуются относительно малым содержанием урана.

Сельскохозяйственные полевые культуры, выращиваемые на горно-долинных каштановых почвах, отличались, как правило, более повышенным содержанием урана по сравнению с теми же культурами, произрастающими на долинных сероземах [Султанбаев, 1977].

2.3 Результаты измерений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории Прииссыккуля

Для проведения гамма-съёмки местности использовался дозиметр СРП-68-01 с образцовыми источниками гамма излучений № КЗА – 4066-87 с помощью которого прибор регулярно проверялся и дозиметр-радиометр ДКС-96 лаборатории биогеохимии Биолого-почвенного института НАН КР. Замеры проводились в соответствии с "Инструкцией по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории" на высоте 0,1 и 1 метр от поверхности земли. Согласно технических инструкций дозиметров, в одной точке проводилось не менее трех измерений, в журнал записывался средний показатель.

Как показали наши исследования мощность природного радиационного фона по гамма излучению в регионе составляет от 13 до 23 мкР/ч, на отдельных участках до 40 мкР/ч. Наблюдается то, что по мере удаления от озера в сторону склонов гор его уровень в отдельных местах возрастает до 40 мкР/ч, особенно в некоторых горных местностях, ущельях основу которых составляют горные породы, граниты, мелкие их обломки, красный песок имеющие слегка повышенную радиоактивность. По результатам измерений природного радиационного фона нами составлена условная карта – схема мощности экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения на территории Прииссыккуля [рис. 2.1].

Для региона характерна пестрота почвенного покрова, которая обусловлена разнообразием осадочных пород, выстилающих котловину, особенностями климата, различием гидротермических условий, высотных и широтных поясов, а также характером растительного покрова, склонов хребтов, предгорий и подгорных равнин [Мамытов, Мамытова 1988]. Следует заметить, что при близком залегании грунтовых вод, почвы обогащенные влагой характеризуются более низкими уровнями гамма-фона, по сравнению с сухими и более плотными почвами. При изменении влажности почвенного покрова, соответственно происходит незначительное изменение его уровня.

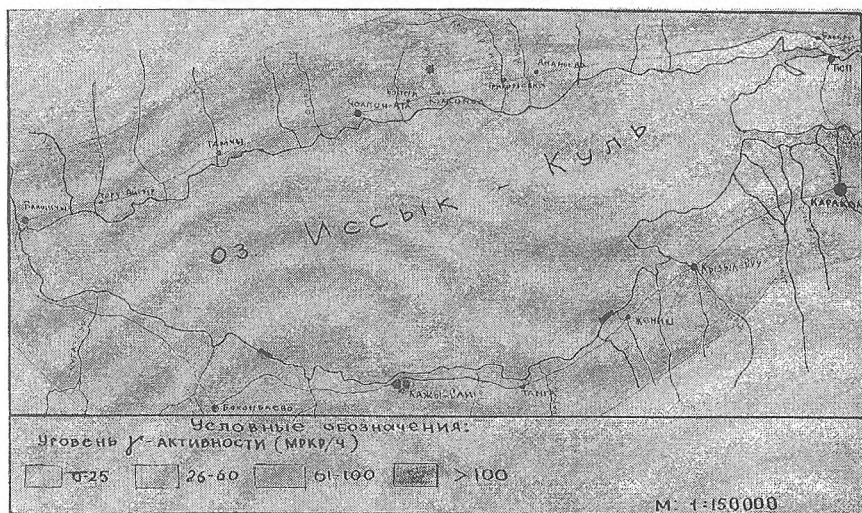


Рис. 2.1. Карта-схема мощности экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения на территории Прииссыккуля

Результаты измерений уровня гамма-фона по типам почв на территории Прииссыккуля представлены в таблице (2.1). Как видно из данных для светло-бурых почв его значения составляют предел 20-28 мкР/ч, при среднем – 22 мкР/ч, для серо-бурых почв - 18-21 мкР/ч, при среднем – 20 мкР/ч, для горных светло-каштановых – 26-36 мкР/ч, при среднем 30,7 мкР/ч, для горно-долинных светло-каштановых – 17-21 мкР/ч, при среднем – 18,4 мкР/ч, для черноземных почв 21-24 мкР/ч, при среднем -22,7 мкР/ч. Среди исследованных почв, наиболее высокими показателями характеризуются горные-светло-каштановые почвы. Вероятно, вариации природного радиационного фона по гамма-излучению в различных типах почв связаны с неоднородным распределением компонентов радиоактивных рядов урана и тория, рассеянных в земных породах, поверхностных и подземных водах, в воздухе и входящих в состав живых организмов. Однако значительные его колебания могут быть вызваны также различными концентрациями в горных породах радионуклида - калия-40. Поэтому относительную распространенность рядов урана и тория в различных типах почв невозможно точно определить на основании только измерений гамма-фона [Калдыбаев и др., 2007, Калдыбаев и др., 2008].

Таблица 2.1

Результаты измерений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории Прииссыккуля

№	Тип почв	Место измерений	Высота 0,1 (м) (мкР/ч)	Высота 1 (м) (мкР/ч)
1.	Светло-бурые	с. Кара-Ой	20±1	18±1
		г. Чолпон-Ата	22±2	20±2
		с. Торг-Куль	20±1	18±1
		с. Тон	20±1	20±2
		с. Каджи-Сай	28±4	25±3
		Среднее	22±1,8	20±1,8
2.	Серо-бурые	г. Рыбачье	21±2	20±2
		с. Сары-Камыш	20±1	20±2
		с. Тамчи	18±1	15±1
		с. Отгук	21±2	20±2
		с. Кызыл-Туу	20±1	18±1
		Среднее	20±1,4	19±1,6
3.	Горные светло- каштановые	Выше с. Кара-Ой	26±2	24±2
		Выше г. Чолпон-Ата	28±2	25±2
		Выше с. Каджи-Сай	33±3	28±3
		Выше с. Ак-Терек	36±4	32±4
		Среднее	31±2,7	27±2,7
4.	Горно- долинные светло- каштановые	с. Григорьевка	21±3	20±2
		с. Анаьево	17±1	15±1
		с. Тюп	18±1	18±2
		с. Кабак	19±2	17±1
		с. Тилекмат	17±1	16±1
		Среднее	18±1,6	17±1,4
5.	Черноземы	с. Талды-Суу	22±1	20±1
		с. Кен-Суу	23±2	21±2
		с. Ак-Булун	24±2	22±2
		с. Ак-Булак	21±1	19±1
		с. Ак-Чий	22±1	20±1
		Среднее	22±1,4	20±1,4
		Итого	23±1,8	21±1,8

В соответствии с нормами Комитета по радиационной защите в качестве допустимого естественного радиационного фона мощность экспозиционной дозы внешнего гамма – излучения не должна превышать 0,33 мкЗв/ч, что обеспечивает соблюдение дозового облучения до 1 мЗв/год [КПРЗ-97 – РНД 06.01.96]. Учитывая, что уровень природного радиоактивного фона в среднем по Прииссыккулье составляет 23 мкР/час можно подсчитать среднюю годовую мощность экспозиционной дозы: $D_3=23 \text{ мкР/час} \times 24 \text{ часа/сутки} \times 31 \text{ день} \times 12 \text{ месяцев} = 205344 \text{ мкР/год}$ или $D_3=205,3 \text{ мР/год}$. При расчете мощности поглощенной дозы для гамма-излучения коэффициент относительной биологической эффективности равен единице. Тогда в данном случае $D_n=205,3 \text{ мРад/год}$, мощность эквивалентной дозы $D_n=205,3 \text{ мБэр/год}$ или $0,2 \text{ Бэр/год}$, что в 2,5 раз ниже норм МАГАТЭ ($0,5 \text{ Бэр/год}$) [Калдыбаев, 2009; Калдыбаев 2010; Kaldybaev, Djenbaev, 2010].

Результаты наших исследований согласуются с радиометрическими исследованиями группой независимых специалистов из Германии, проведенные в 1997 году в Иссык-Кульской котловине. Всего ими было сделано 446 замеров, в результате чего было установлено, что практически вся территория Иссык-Кульской котловины является экологически чистой в соответствии с установленными нормами ПДК, колебания естественного фона излучения составляют от 5 до 25 мкР/час, загрязнения территории искусственными радионуклидами не обнаружено [Окружающая среда в Центральной Азии, 2000].

К малым участкам с повышенным естественным радиационным фоном в Прииссыккулье можно отнести следующие из них:

1. Необычным местом с точки зрения радиозоологических исследований являются ториевые пески пляжа с. Жениш и с. Ак-Терек расположенные на южном берегу озера Иссык-Куль. Их радиоактивность составляет 30 - 60 мкР/час, реже в отдельных точках доходит до 420 мкР/час, при этом мощность годовой эквивалентной дозы составит 3,7 мЗв/год, что примерно в четыре раза выше годовой нормы дозового облучения населения от естественного радиационного фона 1мЗв/год. Результаты гамма-спектрометрического анализа показали наличие в пробах песка с. Жениш следующих радионуклидов, удельная активность которых составила: радий-228 – $4173,3 \pm 72,1 \text{ Бк/кг}$, торий-228 - $4087 \pm 87,9 \text{ Бк/кг}$, уран-238 – $425 \pm 34 \text{ Бк/кг}$, радий-226 - $296 \pm 16,0 \text{ Бк/кг}$. Уровень суммарной активности альфа и бета излучающих радионуклидов составил по альфа - $88700 \pm 9200 \text{ Бк/кг}$, по бета - $14700 \pm 1500 \text{ Бк/кг}$. А в пробах песка с. Ак-Терек были обнаружены следующие радионуклиды: торий-228 - $915 \pm 57 \text{ Бк/кг}$, радий-228 - $846 \pm 70 \text{ Бк/кг}$, уран-238 - $260 \pm 30 \text{ Бк/кг}$, радий-226 - $103 \pm 8 \text{ Бк/кг}$, свинец-210 – $169 \pm 30 \text{ Бк/кг}$.

2. Представляют собой небольшие участки прибрежной полосы озера Иссык-Куль дающие повышенный радиационный фон. К таким участкам можно отнести берег с. Тосор – 40-50 мкр/ч, берег западнее 10 км с. Каджи-Сай – 38-40 мкр/ч, берег около с. Тору-Айгыр – 30 мкр/ч, берег около с. Тамчи – 40-50 мкр/ч.

3. Горные местности, ущелья основу которых составляет гранит, скальный грунт, красный песок дающие повышенный естественный радиационный фон от 25-40 мкр/ч. К таким ущельям относятся: Чычкан, Курган-Сай, Курга, Ак-Терек, Чон-Жаргылчак, Сутту-Булак, Тосор, Жон-Булак, Кекелик, Тон, Чок-Тал, Бактуу-Долоноту, Сөгөтү [Калдыбаев, 2010].

2.4 Содержание тяжелых естественных радионуклидов в почвах Прииссыккуля

Физико-географическое расположение и геологическое строение Иссык-Кульской котловины во многом определяют её как провинцию с повышенным уровнем естественного урана, образовавшуюся, за счет рассеяния урана из выветренных горных пород и гранитов, и аккумуляции его в осадочных породах. Выходы гранитов, наличие углисто-кремнистых сланцев, обогащенных ураном – определяют повышенное содержание урана в почвах котловины и служат основой для возникновения биогеохимических урановых провинций. Влияние горных пород на уровень содержания урана в почвах определяется непосредственным переносом продуктов разрушения пород, обогащенных ураном, и участием их в почвообразовании, особенно маломощных почв котловины [Ковальский и др., 1968].

Уран, выщелоченный из горных пород и мигрирующий в грунтовых водах, может осаждаться в почвах с образованием солей типа вторичных минералов: карбонатов, силикатов, ванадатов уранила. Этому в значительной степени способствует сухой и жаркий климат (годовое количество осадков 100 – 250 мм) пустынных степей и пустынь западной части котловины. Слабое промачивание почв этого района котловины приводит к накоплению в них значительных количеств углекислого кальция (7-10 % CO_2), быстрому разложению растительных осадков и установлению слабощелочной реакции среды. Миграция урана в таких условиях затруднена [Ковальский и др., 1968].

В восточной, наиболее влажной части котловины (годовое количество осадков 400-650 мм) почвы в большей или меньшей степени выщелочены и содержат мало карбонатов. Количество гумуса в разных типах почв колеблется от 2,5 до 7 % [Мамытов, Мамытова, 1988, Мамытов, 1996].

В природных водах наряду с карбонатными формами урана, очевидно, могут быть и комплексные щелочные соединения с гуминовыми

кислотами. Миграция урана в этих условиях протекает более интенсивно. Из всего сказанного в этих условиях следует заключить, что условия климата, различная степень увлажненности территории Иссык-Кульской котловины, а также геологическое и геоморфологические особенности некоторых районов обуславливают наличие участков с неодинаковыми условиями миграции урана. Такие участки даже в пределах одного и того же типа почв могут характеризоваться различным содержанием урана, создавая своеобразную мозаику его распределения на территории котловины.

В Прииссыкулье светло-бурые почвы занимают большие площади в районах с. Долинка, г. Чолпон-Ата (Северный берег) и с. Тон, с. Тамга (Южный берег), развиты на карбонатных лессовидных суглинках, аллювиальных отложениях, местами на песчаниках и супесях. Эти почвы характеризуются неодинаковой мощностью почвенного профиля, что связано с различной глубиной залегания подстилающих пород. Почвы слабогумусные (1,7-2,5 %) с преобладанием в составе фульвокислот [Мамытов, Мамытова, 1988].

Анализы по определению урана, тория, радия, калия были проведены методом рентгено-флуоресцентного анализа на X-спектрометре фирмы ORTEC (США) SLP-10180 P. Для определения радионуклидного состава был использован гамма-спектрометрический метод, основанный на измерении гамма-излучения исследуемых образцов почв и растений. Измерения проводились на трех, различных по параметрам, полупроводниковых детекторах: коаксиальный GEM-2018 "Ortec", широкодиапазонный GX-1520 "Canberra" и планарный "Canberra" BE-3830 лаборатории ядерно-физических методов анализа Института ядерной физики Национального Ядерного Центра Республики Казахстан.

Результаты по определению ТЕРН в различных типах почв Прииссыкулье представлены в таблице (2.2) и таблице (2.3). По результатам наших исследований содержание урана в светло-бурых почвах колеблется до $3,2 \times 10^{-4}$ %, при среднем значении $2,4 \times 10^{-4}$ %, удельная активность урана-238 составила 42,3 Бк/кг. Среднее содержание тория составляет $10,7 \times 10^{-4}$ %, удельная активность тория-228 – 62,2 Бк/кг. Среднее содержание радия составляет $25,1 \times 10^{-11}$ %, удельная активность радия-226 – 57,5 Бк/кг. Содержание калия находилось в пределах до 2 %, при удельной активности калия-40 до 885 Бк/кг [Калдыбаев, 2009; Калдыбаев 2010].

Таблица 2.2
Содержание тяжелых естественных радиоактивных элементов в различных типах почв Прииссыккуля

№	Тип почв	Места отбора проб	U, $n \times 10^{-4} \%$	Th, $n \times 10^{-4} \%$	Ra, $n \times 10^{-11} \%$	K, %
1.	Светло-бурые	с. Кара-Ой	1,8±0,2	8,7±1,3	20,7±3,8	2,0±0,4
		г. Чолпон-Ата	2,4±0,4	11,6±1,8	18,7±2,6	1,8±0,2
		с. Торт-Куль	2,2±0,4	7,6±1,2	25,6±3,9	1,7±0,2
		с. Тон	2,6±0,6	12,4±2,2	29,5±4,2	1,5±0,1
		с. Каджи-Сай	3,2±0,6	13,1±2,5	31,2±4,5	1,7±0,2
		Среднее	2,4±0,4	10,7±2,3	25,1±3,8	1,7±0,22
		2.	Серо-бурые	г. Рыбачье	2,4±0,4	8,7±1,3
с. Сары-Камыш	1,9±0,3			13,4±1,9	31,2±4,5	2,1±0,5
с. Тамчи	2,9±0,5			9,4±1,4	24,5±3,6	1,9±0,3
с. Оттук	3,3±0,6			14,6±2,6	28,2±4,0	1,5±0,1
с. Кызыл-Туу	3,7±0,9			12,2±2,2	36,5±4,8	1,6±0,2
Среднее	2,8±0,5			11,7±1,9	27,9±3,9	1,8±0,26
3.	Горные светло-каштановые	Выше с. Кара-Ой	3,1±0,5	15,6±3,2	11,2±1,8	1,3±0,3
		Выше г. Чолпон-Ата	3,8±0,8	16,8±3,6	14,0±2,2	0,9±0,2
		Выше с. Каджи-Сай	4,9±1,3	18,5±4,0	13,3±1,9	1,2±0,3
		Выше с. Ак-Терек	4,6±1,0	22,3±4,4	15,4±3,2	1,5±0,4
		Среднее	4,0±0,9	18,3±3,8	13,5±2,3	1,2±0,3

4.	Горно-долинные светло-каштановые	с. Григорьевка	1,9±0,3	12,8±2,4	8,8±1,2	1,7±0,3
		с. Анарьеве	2,4±0,4	13,4±2,8	11,6±1,8	2,0±0,5
		с. Тюп	3,8±0,6	14,2±3,2	13,6±1,9	2,4±0,6
		с. Кабак	4,5±0,8	13,2±2,8	12,4±2,0	2,5±0,7
		с. Тилекмат	3,6±0,6	14,4±3,2	9,8±1,4	1,9±0,3
		Среднее	3,2±0,5	13,6±2,8	11,2±1,6	2,1±0,5
		5.	Черноземы	с. Талды-Суу	3,2±0,6	14,9±2,9
с. Кен-Суу	3,9±0,7			16,3±4,2	33,4±4,5	1,8±0,6
с. Ак-Булун	2,8±0,4			15,3±3,1	28,5±3,8	1,2±0,2
с. Ак-Булак	4,6±0,8			13,1±2,5	35,2±4,7	2,1±0,6
с. Ак-Чий	4,2±0,8			13,8±2,7	29,6±3,9	1,7±0,3
Среднее	3,7±0,7			14,7±3,1	31,4±4,2	1,6±0,4

Таблица 2.3
Удельная активность тяжелых естественных радионуклидов в различных типах почв Прииссыккуля

№	Тип почв	Места отбора проб	U-238 Бк/кг	Th-228 Бк/кг	Ra-226 Бк/кг	K-40 Бк/кг
1.	Светло-бурые	с. Кара-Ой	34,4±2,2	50,8±1,8	47,3±2,7	1041±10
		г. Чолпон-Ата	38,2±2,4	67,5±2,1	42,5±1,9	937±9
		с. Торт-Куль	46,3±2,6	72,2±3,4	67,4±3,6	781±8
		с. Тон	36,6±2,4	44,3±2,6	58,2±3,2	885±9
		с. Каджи-Сай	56,3±3,2	76,3±3,4	72,4±3,8	885±9
		Среднее	42,3±2,6	62,2±2,7	57,5±3,0	906±9,0
2.	Серо-бурые	г. Рыбачье	41,1±2,2	45,6±2,6	41,1±1,6	879±8

		с. Сары-Камыш	33,8±1,7	70,3±3,2	66,4±3,4	1026±10
		с. Тамчи	50,3±3,3	49,5±2,8	52,1±2,8	929±9
		с. Оттук	57,2±3,9	76,8±3,4	60,0±3,0	733±7
		с. Кызыл-Туу	63,3±4,3	65,0±3,2	77,7±3,7	782±7
		Среднее	49,1±3,1	61,4±3,0	59,4±2,9	870±8,2
3.	Горные светло-каштановые	Выше с. Кара-Ой	82,6±3,2	52±1,6	56,9±2,9	1010±10
		Выше г. Чолпон-Ата	101,3±5,2	56±1,8	71,2±3,7	699±7
		Выше с. Каджи-Сай	130,6±6,6	61,6±1,9	67,7±3,5	933±9
		Выше с. Ак-Терек	122,6±5,6	74,3±2,3	78,4±4,1	1166±11
		Среднее	106,6±5,1	61,0±1,9	68,5±3,5	952±9,2
4.	Горно-долинные светло-каштановые	с. Григорьевка	33,2±1,6	63,5±2,1	56,1±2,2	737±7
		с. Ананьево	42,3±2,2	66,5±2,3	74,0±3,2	867±8
		с. Тюп	67,5±3,2	70,5±3,1	86,3±3,8	1041±10
		с. Кабак	81,2±4,2	65,5±2,5	79,1±3,5	1084±10
		с. Тилекмат	65,0±3,4	71,5±3,3	62,2±2,6	824±8
		Среднее	57,8±2,9	67,5±2,7	71,5±3,1	911±8,6
5.	Черноземы	с. Талды-Суу	73,0±2,7	116,8±3,2	101,3±2,8	759±7
		с. Кен-Суу	84,1±2,8	114,7±3,0	107,4±3,2	885±8
		с. Ак-Булун	101,0±3,1	124,5±3,8	118,8±3,6	1138±11
		с. Ак-Булак	120,2±3,2	99,9±2,3	125,2±3,8	1203±12
		с. Ак-Чий	108,4±2,8	105,3±2,9	106,2±3,2	1075±10
		Среднее	97,3±2,9	112,2±3,0	111,7±3,3	1012±9,6

Район серо-бурых почв включает каменистые пустыни западной части Прииссыккулья, протянувшиеся по северному берегу озера до села Чок-Тал, а также пустыни южного побережья оз. Иссык-Куль. Эти почвы развиваются на каменисто-щебнистых и каменисто-галечниковых отложениях пролювиально-аллювиального типа, прикрытых мелкозернистыми суглинками мощностью 10-15 см. Почвы данного типа очень бедны органическим веществом, содержат большое количество карбонатов [Мамытов, Мамытова, 1988]. Среднее содержание урана для данного типа почв составило $2,8 \times 10^{-4}$ %, с пределами колебаний от 1,9 до $3,7 \times 10^{-4}$ %, удельная активность урана-238 варьировала в пределах от 13,8 до 63,3 Бк/кг, при среднем 49,1 Бк/кг. Среднее содержание тория составила $11,7 \times 10^{-4}$ %. Удельная активность тория-228 составила 61,4 Бк/кг. Среднее содержание радия составило $17,9 \times 10^{-11}$ % с интервалом 19,3-36,5 $\times 10^{-11}$ %, удельная активность радия-226 варьировала до 59,4 Бк/кг. Среднее содержание калия составило 1,8 %, удельная активность калия-40 варьировала до 870 Бк/кг [таблица (2.2), таблица (2.3)].

Горные светло-каштановые почвы занимают верхние части подгорного шлейфа и предгорья. Содержание урана в данном типе почв варьировало в пределах $3,1-4,9 \times 10^{-4}$ %, при среднем значении 4×10^{-4} %, удельная активность урана-238 составила 106,6 Бк/кг, с пределом колебаний 82,6-130,6 Бк/кг. Среднее содержание тория составило $18,3 \times 10^{-4}$ %, удельная активность тория-228 варьировала до 61,0 Бк/кг. Среднее содержание радия составила $13,5 \times 10^{-11}$ %, удельная активность радия-226 варьировала в пределах 56,9-78,4 Бк/кг, при среднем 68,5 Бк/кг. Содержание калия варьирует до 1,5%, удельная активность калия-40 составила 952 Бк/кг, с колебаниями 699-1166 Бк/кг [таблица (4.2), таблица (4.3)].

Горно-долинные светло-каштановые почвы охватывают большую территорию от села Корумды на северном берегу оз. Иссык-Куль занимают урочище Тасма и предгорные равнины Терской-Алатау. Эти почвы формируются на хрящевых, реже на лессовидных суглинках и супесях. Механический состав легко и среднесуглинистый, почвы содержат 2-4 % гумуса [Мамытов, Мамытова, 1988]. Содержание урана для данного типа почв составило $3,2 \times 10^{-4}$ % с вариациями $1,9-4,5 \times 10^{-4}$ %, удельная активность урана-238 составила 57,8 Бк/кг. Содержание тория находится в пределах от 12,8 до $14,4 \times 10^{-4}$ %, при среднем $13,6 \times 10^{-4}$ %, удельная активность тория-228 составила 67,5 Бк/кг. Среднее содержание радия составила $11,2 \times 10^{-11}$ % с интервалами колебаний 8,8-13,6 $\times 10^{-11}$ %, удельная активность радия-226 варьировала до 71,5 Бк/кг. Содержание калия составила 2,1 %, удельная активность калия-40 варьировала в пределах 737-1084 Бк/кг, при среднем значении 911 Бк/кг [таблица (2.2), таблица (2.3)].

Черноземы среднегумусные, а также горные тучные черноземы занимают северо-восточную часть Прииссыккуля и покатуую подгорную равнину Терской-Алатау на высоте 2000 м над уровнем моря. Эти почвы богаты перегноем – 4,7 %, малокарбонатны, местами лишены карбонатов [Мамытов, Мамытова, 1988]. Среднее содержание урана в черноземных почвах составила $3,7 \times 10^{-4}$ %, удельная активность урана-238 – 97,3 Бк/кг. Тория содержалось до $14,7 \times 10^{-4}$ %, удельная активность тория-228 составила 112,2 Бк/кг. Среднее содержание радия составило $31,4 \times 10^{-11}$ %, удельная активность радия-226 составила 111,7 Бк/кг. Содержание калия варьировала до 1,6 % удельная активность калия-40 составила 1012 Бк/кг [таблица (2.2), таблица (2.3)].

Согласно исследований Ковальского и др. вынос урана из коры выветривания горных пород и элювиальных почв в грунтовые и поверхностные воды создает возможность накопления его в пониженных частях рельефа в лугово-песчаных и лугово-солянчаковых почвах, однако эти разновидности почв не имеют большого распространения. Отдельными участками они встречаются по берегу оз. Иссык-Куль и в пределах озерных террас. Содержание урана в лугово-песчаных почвах Северного и Южного побережья оз. Иссык-Куль составляет в среднем $2,8 \times 10^{-4}$ и $2,4 \times 10^{-4}$ % соответственно [Ковальский и др. 1968].

Проведенные нами исследования показали, что содержание естественных радионуклидов в почвах региона варьирует в зависимости от их типа, климатических, геологических и геоморфологических особенностей. Содержание урана в почвах колеблется от 2,4 до $5,0 \times 10^{-4}$ %. Удельная активность урана-238 в почвах варьирует в пределах от 42,3 до 106,6 Бк/кг. Среди исследованных почв наиболее высокие концентрации урана характерны для горных светло-каштановых почв. Вероятно, это связано с тем, что горные светло-каштановые почвы занимают верхние части подгорного шлейфа и предгорья, которые формируются на продуктах разрушения горных пород, в основном гранитах, содержащих $6,0 \times 10^{-4}$ % урана [Ковальский и др., 1968]. По данным А.П. Виноградова [1957], среднее содержание урана в почвах составляет 5×10^{-5} %, черноземы Курской области, которые принято считать эталонными почвами по содержанию в них химических элементов, содержат в среднем $7,4 \times 10^{-5}$ % урана. Если сравнить с данным эталоном, то содержание урана в почвах Прииссыккуля в 3,2 – 5,4 раз больше, чем в черноземных почвах России. Кларковое содержание урана-238 в земной коре составляет 28,9 Бк/кг, в почве 25 Бк/кг [Кудрицкий, Карпов, 1984]. В почвах Прииссыккуля удельная активность урана в 1,7-4,3 раз выше кларковых значений. По результатам биогеохимических исследований нами составлена условная карта-схема по содержанию урана в почвах Прииссыккуля [рис. 2.2].



Рис. 2.2. Карта-схема по содержанию урана в почвах Прииссыккуля

Содержание тория в почвах варьирует от $10,7 \times 10^{-4}$ % до $18,3 \times 10^{-4}$ %. Удельная активность тория-228 находится в пределах 61,0-112,2 Бк/кг. Среди исследованных типов почв наиболее высокие концентрации тория характерны для горных светло-каштановых почв, формирующихся на продуктах разрушения горных пород. Среднее содержание тория в земной коре составляет примерно 8×10^{-4} %. Данный радиоактивный элемент аккумулируется в почве в результате выветривания пород и почвообразования, в связи с этим концентрация его почве более высокая, чем в породах, из которых они происходят. Иногда содержание тория в минеральной части почвенного профиля, превосходит геохимический фон в 10-30 раз [Рубцов, Правдина, 1971]. В.И. Вернадским содержание тория в почвах оценивалось в среднем в 32,8 Бк/кг, которая принята за геохимический фон. В почвах Русской равнины содержание тория близко к геохимическому фону и составляет $6,0-8,0 \times 10^{-4}$ % [Виноградов, 1957]. Если сравнить с данным геохимическим фоном, то содержание тория в почвах Прииссыккуля в 1,3-2,3 раз больше, чем в почвах Русской равнины. Удельная активность тория-228 в почвах в 1,8-3,4 раз превышает значения условного геохимического фона. По результатам биогеохимических исследований нами составлена условная карта-схема по содержанию тория в почвах Прииссыккуля [рис. 2.3].

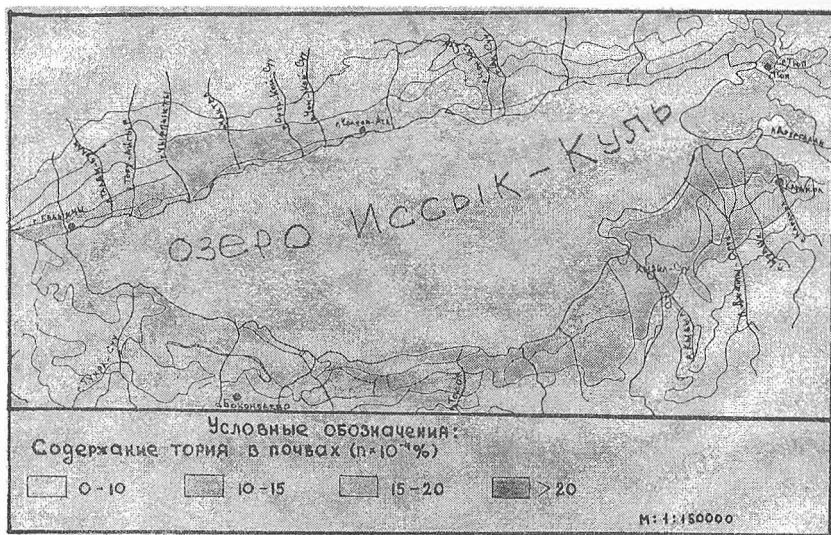


Рис. 2.3. Карта-схема по содержанию тория в почвах Прииссыккуля

Содержание радия в почвах колеблется в пределах $11,2 - 31,4 \times 10^{-11}$ %. Удельная активность радия-226 находится в пределах 57,5 - 111,7 Бк/кг. Среди исследованных типов почв наиболее высокие концентрации радия обнаруживались в черноземных почвах. В природе радий находится в рассеянном состоянии. Он не входит в состав отдельных минералов, а широко распространен в виде включений во многих образованиях. Кларковое содержание радия в земной коре составляет 1×10^{-11} %, а в почвах - 8×10^{-11} % [Виноградов, 1957; Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991]. В почвах дерново-подзолистой зоны Русской равнины содержание радия составляет от $2,5 \times 10^{-13}$ до 10×10^{-13} г/г. В почвах серых лесных почв в среднем концентрация радия - 10×10^{-13} г/г, в черноземах - 12×10^{-13} г/г, каштановых почвах - $7,5 \times 10^{-13}$ г/г. В верхних горизонтах сероземных почв полупустынь концентрация радия равна $7,0 \times 10^{-13}$ г/г. Средняя удельная активность радия-226 в почвах бывшего СССР составляет 39,9 Бк/кг, среднемировое значение 29,2 Бк/кг. Содержание радия в почвах Прииссыккуля в 1,4-3,9 раз выше кларкового содержания элемента в почве. Удельная активность радия-226 в 1,9-3,8 раз. По результатам биогеохимических исследований нами составлена условная карта-схема по содержанию радия в почвах Прииссыккуля [рис. 2.4].

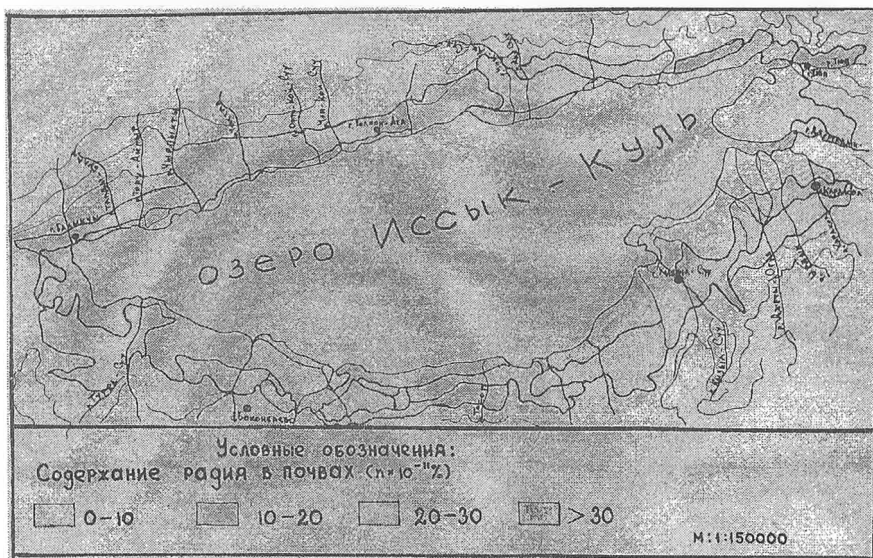


Рис. 2.4. Карта-схема по содержанию радия в почвах Прииссыккулья

Содержание калия в почвах Прииссыккулья варьировало в пределах 1,2-2,1 %. Среди исследованных типов почв, наиболее высокие концентрации калия обнаруживались в горно-долинных светло-каштановых почвах. Удельная активность калия-40 составила 870-1012 Бк/кг. Черноземные почвы характеризовались более повышенной удельной активностью радионуклида – 1012 Бк/кг. Среднее содержание калия в почвах горных районов Средней Азии составляет 1,65 % [Балясных и др., 1980]. Радиоактивность почв, обусловленная естественными радионуклидами, в основном зависит от содержания в ней калия-40, на долю которого приходится 84 % [Кузнецов и др., 1986]. Кларковое содержание калия-40 в земной коре составляет 655 Бк/кг в почве – 370 Бк/кг [Кудрицкий, Карпов, 1984]. Так, например средневзвешенные концентрации калия-40 в пахотных почвах различных природно-сельскохозяйственных зон Российской Федерации варьируют от 496-747 Бк/кг. В почвах Виноградских районов западной Грузии (2,8-3,2) $\times 10^{-4}\%$. Если сопоставить содержание калия-40 в почвах Прииссыккулья с кларковыми значениями в почве, то удельная активность радионуклида в 2,3-2,7 раз выше кларка. По результатам биогеохимических исследований нами составлена условная карта-схема по содержанию калия-40 в почвах Прииссыккулья [рис. 2.5].

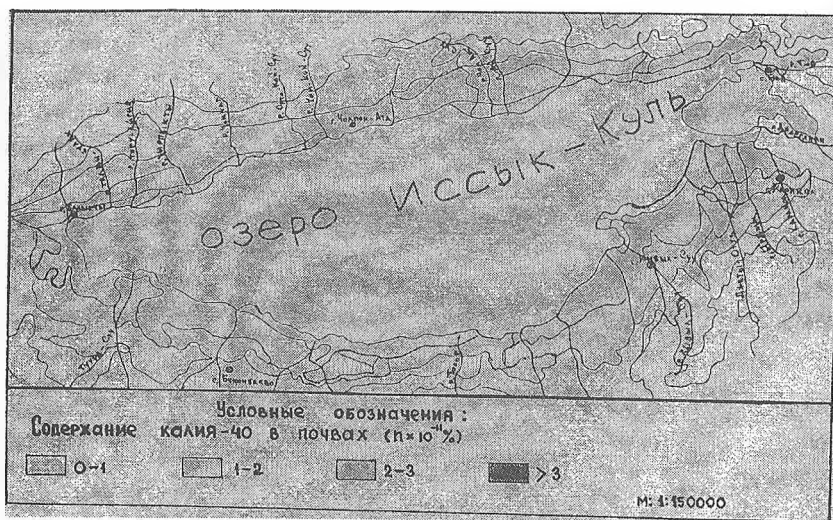


Рис. 2.5. Карта-схема по содержанию калия-40 в почвах Прииссыкулья

Анализ полученных результатов показывает, что содержание тяжелых естественных радионуклидов в различных типах почв Прииссыкулья в несколько раз превышает средние кларковые значения: по урану в 3,2-5,4 раз, по торию в 1,3-2,3 раз, по радию в 1,4-3,9 раз по калию-40 в 2,3-2,7 раз. Относительное количество ТЕРН имеет тенденцию к возрастанию в ряду почв: *Светло-бурые* < *Серо-бурые* < *Горно-долинные светло-каштановые* < *Горные светло-каштановые* < *Черноземы* [Калдыбаев, 2009; Калдыбаев 2010].

Радиоактивный распад содержащихся в породах, водах и почвах родоначальников радиоактивных семейств урана-238, урана-235, тория-232 дает много дополнительных радионуклидов, относящихся к 13 химическим элементам, подвижность которых в природных условиях существенно различна. В породах, не затронутых выветриванием (замкнутые системы) уран-238, уран-235, торий-232 обычно находятся в вековом равновесии со всеми своими многочисленными продуктами распада. В процессах выветривания и почвообразования происходит перераспределение урана-238 и тория-232 и нарушение радиоактивного равновесия между радионуклидами в пределах каждого из семейств. Ряд авторов полагает, что радиоактивное равновесие между ураном-238 и ураном-234 в почвах не нарушено, а если и нарушено, то оно объясняется методическими погрешностями определения изотопного состава урана [Карасев, 1970]. Вместе с тем в других работах [Moreira – Nordemann,

1979, Takada et al., 1983, Ashraf et al., 2008, Khudaverdieva, 2008], убедительно было доказано нарушение радиоактивного равновесия в профилях почв гумидной и аридной зон не только между ураном-234 и ураном-238, но и между торием-230 и ураном-238 (ураном-234), а также радием-226 и торием-230. Проведенное позже изучение изотопного состава урана и тория в различных районах гумидной зоны СССР не только полностью подтвердило данные этих работ, но и выявило значительную изменчивость этих отношений в профилях разных типов почв [Титаева, Таскаев, 1983].

Удельная активность ТЕРН в почвах Прииссыкулья варьирует в следующих пределах: урана-238 - 42,3-106 Бк/кг, тория-228 - 61,0-112,2 Бк/кг, радия-226 - 56,1-111,7 Бк/кг, Калия-40 - 870-1012 Бк/кг. Радиоактивное равновесие между радием-226 и ураном-238 в светло-бурых, серо-бурых, горно-долинных светло-каштановых, черноземных типах почв нарушено в сторону радия вследствие его более высокой по сравнению с ураном способностью биогенной миграции. Для горных светло-каштановых почв радиоактивное равновесие наоборот сдвинуто в сторону урана вследствие накопления в них продуктов разрушения горных пород содержащих уран [рис. 2.6].

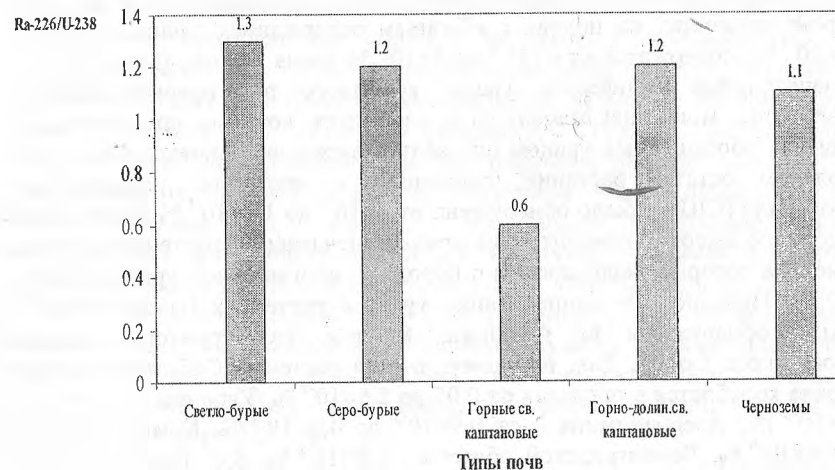


Рис.2.6. Радиоактивное равновесие между Ra-226/U-238 по типам почв

2.5 Содержание тяжёлых естественных радионуклидов в дикорастущих растениях и зерновых колосовых культурах Прииссыккуля

Уран в растениях. Содержание урана в растениях определялось в Биогеохимической лаборатории академика В.И. Вернадского в опытах с горохом, выращенным на средах с различной концентрацией элемента. Позднее Гофман, флуориметрическим методом определяя содержание урана в золе растений, произраставших в естественных условиях наземной и водной среды, показал, что разные виды растений и их органы содержат неодинаковые количества урана. Больше всего урана содержалось в семенах винограда, луковиче чеснока и листьях сельдерея. Наименьшее количество урана обнаружено в пастбищной траве, зерне кукурузы, стеблях винограда. В остальных растениях содержание урана в золе колебалось в пределах $n \times 10^{-5}$ - $n \times 10^{-6}$ % [Ковальский, 1974].

Количество урана, поглощаемое растительными организмами, зависит от концентрации и форм соединений урана в породах, почвах и природных водах, а также от экологических условий среды, видовых особенностей растений и характера адаптации растений к условиям геохимической среды. Среднее вычисленное содержание урана в золе растений, согласно А.П. Виноградову [1957], около 5×10^{-7} %. В растениях, произрастающих на почвах с обычным содержанием урана ($n \times 10^{-5}$ % - 1×10^{-4} %) содержится от $n \times 10^{-6}$ до 5×10^{-5} % урана на золу [Малюга, 1965]. Значительные количества урана, во много раз превышающие эти величины, могут накапливаться в растениях, которые произрастают на почвах, обогащенных ураном или вблизи выходов урановых пород. Так, в зольном остатке растений, собранных в некоторых районах плато Колорадо (США), было обнаружено от 2×10^{-4} до $1,9 \times 10^{-1}$ % урана, причем особенно высокая концентрация урана отмечалась в растениях, корневая система которых была связана с породой, обогащенной ураном [Cannon, 1952]. Повышенные концентрации урана в растениях (свыше 1×10^{-4} %) были обнаружены во Франции, Японии, на территории бывшего Советского Союза. Так, например, в золе растений Сибири содержание урана колеблется в пределах от 0,05 до $2,5 \times 10^{-4}$ %, Украины – от $n \times 10^{-8}$ до $n \times 10^{-6}$ г/г, Азербайджана – от $0,9 \times 10^{-5}$ до $4,0 \times 10^{-4}$ %, Коми АССР – $5,0$ - $41,3 \times 10^{-6}$ %, Ленинградской области – $1,0 \times 10^{-6}$ %. Б.С. Пристер показал, что в сухом веществе растений количество урана изменяется от 0,13 до $1,3 \times 10^{-5}$ % [Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990].

Как показали исследования В.В. Ковальского и др., в сухом веществе растений Иссык-Кульской котловины содержится от 0,04 до $5,0 \times 10^{-4}$ % урана. По данным Э.И. Быковой, в растениях Чуйской впадины содержание урана колеблется от $0,6 \times 10^{-6}$ до $0,8 \times 10^{-4}$ % на сухое вещество или 0,1 - $40,0 \times 10^{-4}$ на золу. Растения, произрастающие на территории

Северной Киргизии, охватывающей Чуйскую, Таласскую и Кеминскую впадины содержание урана варьирует — от 1,0 до $185,0 \times 10^{-6}$ % [Султанбаев, 1977]. Для ряда сельскохозяйственных культур величина накопления урана в сухом веществе изменяется в пределах $6,3-9,3 \times 10^{-5}$ г/кг.

Результаты по определению содержаний ТЕРН в надземной части дикорастущих растений и зерновых колосовых культурах Прииссыккуля представлены в таблицах (2.4, 2.5, 2.6, 2.7). Как видно из данных содержание урана в дикорастущих растениях Прииссыккуля заметно варьирует ($1,0 \times 10^{-6}$ - $1,4 \times 10^{-4}$ %), при среднем значении $0,39 \times 10^{-4}$ %, что превышает уровень содержания урана в растениях целинных чернозёмных степей ($2,1 \times 10^{-6}$ %) в 18,6 раз. На содержание урана в растениях определённое влияние оказывают почвенно-климатические условия мест их произрастания. Так, например, растения, произрастающие на светло-бурых почвах со средним содержанием урана $2,4 \times 10^{-4}$ % концентрируют уран от $5,0 \times 10^{-6}$ до $1,4 \times 10^{-4}$ %, в среднем $0,51 \times 10^{-4}$ % [таблица (2.4)]. К данному типу почв приурочены растительные группировки сухих ковыльно-полынно-типчаковых степей. Видовой состав степей в северной части озера богаче и разнообразнее, чем в южной. В северной части побережья главенствующая роль принадлежит ковылям (*Stipa capillata*), в южной части — типчаку (*Festuca sulcata*). Проективное покрытие сухих ковыльно-полынно-типчаковых степей и типчаково-полынно-ковыльных степей составляет около 30 %. Отдельные виды дикорастущих растений с данных мест, такие как Полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianshanica*), Гармала обыкновенная (*Peganum harmala*), Карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*) способны концентрировать уран до $1,4 \times 10^{-4}$ %. Коэффициент накопления урана в надземной части дикорастущих растений составил 0,15 - $4,3 \times 10^{-1}$. Наименьшее содержание урана обнаруживалось в зерновых колосовых культурах - озимая пшеница (*Triticum aestivum* L.) и яровой ячмень (*Hordeum distichum* L.) в зерне — $1,7-2,3 \times 10^{-6}$ %, в соломе $0,57-0,71 \times 10^{-5}$ % [таблица (2.5)]. Коэффициент накопления урана в надземной части зерновых культур составил для зерна — 0,7 - $0,9 \times 10^{-2}$, для соломы — $2,4 - 3,0 \times 10^{-2}$. Удельная активность урана-238 находилась в пределе 0,65 - 18,36 Бк/кг, при средней величине 6,7 Бк/кг [таблица (2.6), таблица (2.7)].

Таблица 2.4

Содержание ТЕРН в надземной части дикорастущих растений
Прииссыккуля

Тип почв	Вид растений	U	Th	Ra	K
		$n \times 10^{-4}$ %	$n \times 10^{-4}$ %	$n \times 10^{-11}$ %	%
Светло-бурые	<i>Festuca valesiaca</i>	0,05±0,01	0,02±0,001	9,2±3,3	0,6±0,2

	<i>Stipa capillata</i>	0,2±0,04	0,09±0,003	12,4±4,2	0,8±0,3
	<i>Artemisia tianschanica</i>	0,3±0,05	0,1±0,02	15,3±5,3	1,3±0,6
	<i>Peganum harmala</i>	0,6±0,08	0,2±0,04	18,3±6,8	0,7±0,2
	<i>Caragana leucophloea</i>	1,4±0,3	0,6±0,05	24,2±7,8	0,8±0,3
	Среднее	0,51±0,1	0,2±0,02	15,8±5,5	0,8±0,3
Серо- бурые	<i>Artemisia tianschanica</i>	0,1±0,03	0,06±0,02	12,2±4,0	1,2±0,4
	<i>Festuca valesiaca</i>	0,04±0,01	0,01±0,003	10,1±3,5	0,9±0,03
	<i>Peganum harmala</i>	0,3±0,09	0,09±0,03	14,4± 4,8	0,6±0,02
	<i>Caragana leucophloea</i>	0,8±0,2	0,1±0,03	21,2±5,6	0,8±0,04
	<i>Stipa capillata</i>	0,2±0,04	0,05±0,01	11,2±3,6	1,3±0,4
	<i>Trachasum sp.</i>	0,04±0,01	0,01±0,003	6,3±2,2	1,0±0,3
	Среднее	0,29±0,06	0,06±0,016	15,1±3,9	1,1±0,2
Гор ные светло - кашта но вые	<i>Stipa capillata</i>	0,6±0,2	0,2±0,04	14,2±4,6	1,2±0,3
	<i>Artemisia dracunculus L.</i>	0,8±0,3	0,3±0,09	18,3±5,4	1,6±0,4
	<i>Festuca valesiaca</i>	0,2±0,05	0,06±0,02	13,2±3,8	1,4±0,3
	<i>Caragana leucophloea</i>	2,5±0,8	0,9±0,3	28,3±7,2	0,8±0,1
	<i>Trachasum sp.</i>	0,09±0,03	0,03±0,01	14,3±4,3	0,9±0,3
	Среднее	0,84±0,32	0,3±0,09	17,6±5,1	1,2±0,28
Горно- долин ные светло - кашта но вые	<i>Stipa capillata L.</i>	0,2±0,04	0,04±0,01	9,0±3,0	1,1±0,3
	<i>Bromus inermis Leys</i>	0,3±0,05	0,05±0,02	11,2±3,5	0,6±0,1
	<i>Artemisia dracunculus L.</i>	0,6±0,2	0,08±0,03	14,3±4,2	1,4±0,3

	Trachacum sp.	0,04±0,01	0,03±0,01	8,2±2,8	0,8±0,2
	Agropyrum repens L.	0,3±0,05	0,07±0,03	9,4±3,2	1,3±0,3
	Среднее	0,28±0,07	0,05±0,02	10,4±3,34	1,0±0,24
Черноз э мы	Hypericum perforatum	0,04±0,01	0,01±0,003	11,2±3,2	1,2±0,4
	Origanum vulgare L.	0,07±0,02	0,02±0,006	10,3±3,0	0,8±0,2
	Trifolium pratense	0,05±0,01	0,02±0,006	14,2±3,6	1,4±0,4
	Plantago lanceolata	0,09±0,03	0,03±0,005	13,2±3,2	1,3±0,4
	Trachacum sp.	0,03±0,01	0,01±0,003	8,3±2,8	1,2±0,4
	Среднее	0,05±0,01 6	0,02±0,005	11,4±3,16	1,2±0,36

Таблица 2.5
Содержание ТЕРН в зерновых колосовых культурах Прииссыкулья

Тип почв	Вид растений	U	Th	Ra	K
		$n \times 10^{-4} \%$	$n \times 10^{-4} \%$	$n \times 10^{-11} \%$	%
Светло-бурые	Triticum aestivum L.				
	Зерно	0,023±0,005	0,021±0,004	5,8±1,2	0,40±0,02
	Солома	0,071±0,01	0,054±0,005	19,9±3,3	1,1±0,3
	Hordeum distichum L.				
	Зерно	0,017±0,004	0,012±0,006	4,7±1,0	0,38±0,05
	Солома	0,057±0,022	0,042±0,007	17,2±4,5	1,0±0,3
Серо-бурые	Triticum aestivum L.				
	Зерно	0,019±0,008	0,017±0,005	4,7±1,0	0,38±0,08
	Солома	0,064±0,02	0,050±0,005	17,2±4,5	0,9±0,3
	Hordeum distichum L.				
	Зерно	0,014±0,003	0,011±0,003	5,4±1,2	0,38±0,06
	Солома	0,042±0,01	0,031±0,006	15,9±4,1	0,9±0,3
Горно-долинные светлые каштановые	Triticum aestivum L.				
	Зерно	0,017±0,004	0,009±0,003	4,3±0,8	0,39±0,1
	Солома	0,052±0,01	0,019±0,005	15,0±4,4	1,0±0,3
	Hordeum distichum L.				
	Зерно	0,015±0,003	0,008±0,002	3,9±0,8	0,38±0,1
	Солома	0,038±0,004	0,021±0,007	14,0±4,4	1,0±0,3

Черно зёмы	Triticum aestivum L.				
	Зерно	0,011±0,008	0,007±0,003	3,1±0,7	0,45±0,09
	Солома	0,037±0,006	0,019±0,005	9,7±3,3	1,3±0,6
	Hordeum distichum L.				
	Зерно	0,009±0,003	0,006±0,002	2,8±0,8	0,40±0,08
	Солома	0,028±0,006	0,017±0,004	8,1±3,7	1,3±0,3

Таблица 2.6

Удельная активность ТЕРН в надземной части дикорастущих растений Прииссыккулья

Тип почв	Вид растений	U-238	Th-228	Ra-226	K-40
		Бк/кг	Бк/кг	Бк/кг	Бк/кг
Светло- бурые	<i>Festuca valesiaca</i>	0,65±0,06	0,56±0,05	5,08±0,5	78,7±8
	<i>Stipa capillata</i>	2,62±0,8	2,53±0,2	6,85±0,7	105,0±10
	<i>Artemisia tianschanica</i>	3,93±1,2	2,81±0,3	8,45±0,8	170,6±17
	<i>Peganum harmala</i>	7,87±2,3	5,62±0,6	10,1±1,0	78,7±8
	<i>Saragana leucophloea</i>	18,4±5,6	16,8±1,7	13,4±1,3	105,0±10
	Среднее	6,69±1,99	5,6±0,57	8,7±0,86	107,6±10,6
Серо- бурые	<i>Artemisia tianschanica</i>	1,31±0,1	2,78±0,3	3,88±0,4	157,4±14
	<i>Festuca valesiaca</i>	0,52±0,03	0,46±0,03	4,01±0,4	118,1±12
	<i>Peganum harmala</i>	3,93±0,4	4,17±0,5	4,59±0,5	78,7±8
	<i>Saragana leucophloea</i>	11,8±1,2	4,63±0,5	6,75±0,7	104,9±10
	<i>Stipa capillata</i>	2,62±0,3	2,32±0,1	3,56±0,4	170,5±15
	<i>Traxacum sp.</i>	0,52±0,03	0,46±0,03	2,01±0,05	131,2±11
	Среднее	3,45±0,34	2,47±0,24	4,13±0,41	126,8±11,6
Гор ные светло- кашта новые	<i>Stipa capillata</i>	7,87±0,8	4,62±0,5	4,22±0,3	157,5±14
	<i>Artemisia dracunculus L.</i>	10,5±1,1	6,93±0,7	5,44±0,4	210,0±18
	<i>Festuca valesiaca</i>	2,62±0,3	1,38±0,2	3,92±0,3	183,7±16
	<i>Saragana leucophloea</i>	32,8±2,8	20,8±1,9	8,41±0,6	105,0±9
	<i>Traxacum sp.</i>	1,18±0,2	0,69±0,05	4,25±0,3	118,1±10

	Среднее	11,0±1,0 4	6,88±0,67	5,25±0,38	154,8±13,4
Горно- долин- ные светло- кашта- новые	<i>Stipa capillata</i> L.	2,58±0,2	2,12±0,2	4,86±0,5	173,2±15
	<i>Bromus inermis</i> Leys	3,87±0,4	2,65±0,2	6,05±0,6	94,5±8
	<i>Artemisia dracunculus</i> L.	7,75±0,6	4,24±0,3	7,73±0,7	220,5±18
	<i>Traxacum</i> sp.	0,52±0,0 3	1,59±0,1	4,43±0,4	126,0±11
	<i>Agropyrum repens</i> L.	3,87±0,2	3,71±0,3	5,08±0,5	204,7±17
	Среднее	3,72±0,2 8	2,86±0,22	5,63±0,54	163,8±13,8
Черно- зёмы	<i>Hypericum perforatum</i>	0,52±0,0 4	0,13±0,03	0,90±0,03	157,5±13
	<i>Origanum vulgare</i> L.	0,91±0,0 8	0,26±0,04	0,83±0,02	105±8
	<i>Trifolium pratense</i>	0,65±0,0 5	0,26±0,04	1,14±0,03	183,7±14
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,17±0,1	0,39±0,05	1,06±0,03	170,6±14
	<i>Traxacum</i> sp.	0,39±0,0 4	0,13±0,03	0,67±0,02	157,5±13
	Среднее	0,73±0,0 62	0,23±0,04	0,92±0,026	154,8±12,4

Таблица 2.7
Удельная активность ТЕРН в надземной части зерновых колосовых культур Прииссыкулья

Тип почв	Вид растений	U-238	Th-228	Ra-226	K-40
		Бк/кг	Бк/кг	Бк/кг	Бк/кг
Светло- -бурые	Triticum aestivum L.				
	Зерно	0,30±0,01	0,27±0,02	0,32±0,02	136,4±12
	Солома	0,92±0,03	0,71±0,05	1,1±0,03	152,3±14
	Hordeum distichun L.				
	Зерно	0,22±0,02	0,16±0,01	0,26±0,02	114,2±10
	Солома	0,75±0,05	0,54±0,03	0,95±0,03	134,8±12
Серо- бурые	Triticum aestivum L.				
	Зерно	0,25±0,03	0,22±0,01	0,30±0,01	102,6±9
	Солома	0,84±0,03	0,65±0,03	0,88±0,03	115,5±10
	Hordeum distichun L.				
	Зерно	0,18±0,02	0,15±0,01	0,24±0,01	110,1±10

	Солома	0,55±0,03	0,40±0,02	0,83±0,03	123,2±11
Горно-долинные светлосветло-каштановые	Triticum aestivum L.				
	Зерно	0,22±0,02	0,10±0,01	0,22±0,01	118,1±10
	Солома	0,68±0,04	0,25±0,02	0,75±0,03	138,3±12
	Hordeum distichun L.				
	Зерно	0,20±0,02	0,11±0,01	0,17±0,02	110,5±10
	Солома	0,50±0,05	0,28±0,03	0,54±0,02	135,4±12
Чернозёмы	Triticum aestivum L.				
	Зерно	0,15±0,03	0,10±0,01	0,22±0,02	162,9±15
	Солома	0,48±0,05	0,25±0,03	0,84±0,03	175,0±16
	Hordeum distichun L.				
	Зерно	0,12±0,01	0,08±0,06	0,16±0,01	154,3±14
	Солома	0,36±0,02	0,22±0,02	0,45±0,02	168,1±15

На серо-бурых почвах среднее содержание урана в отдельных видах дикорастущих растений составило $4,0 \times 10^{-6} \%$ - $0,9 \times 10^{-4} \%$, при среднем значении $0,29 \times 10^{-4} \%$ [таблица (2.4)]. Такие виды как, Карагана белокорая (*Caragana leucophloea*), Гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) характеризовались более повышенными концентрациями урана по сравнению с другими видами растений. Коэффициент накопления урана в надземной части дикорастущих растений составил $0,1-3,2 \times 10^{-1}$, для озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) (зерно- $0,7 \times 10^{-2}$, солома- $2,3 \times 10^{-2}$), для ярового ячменя (*Hordeum distichun L.*) (зерно- $0,5 \times 10^{-2}$, солома- $1,5 \times 10^{-2}$) [таблица (2.5)]. Удельная активность урана-238 в растениях варьировала в пределе 0,52 - 11,8 Бк/кг, при среднем значении - 3,8 Бк/кг [таблица (2.6), таблица (2.7)].

Растительность горных светлосветло-каштановых почв представлена полынью тянь-шаньской (*Artemisia tianschanica*), полынью эстрагоном (*Artemisia dracuncululus L.*), тигчаком (*Festuca valesiaca*), ковылём (*Stipa capillata*), встречаются горноколосник (*Orostachys thyrsiflora Fisch.*), житняк гребенчатый (*Agropyrum pectiniforme*), акантолимон (*Acantholimon alatavicum*), чий блестящий (*Lasiagrostis splendens*) и др. Проективное покрытие составляет около 50 %. Среднее содержание урана в растениях данного типа почв составило $0,84 \times 10^{-4} \%$. Повышенным содержанием урана отличались Карагана белокорая (*Caragana leucophloea*) $2,5 \times 10^{-4} \%$, Полынь эстрагон (*Artemisia dracuncululus L.*) $0,8 \times 10^{-4} \%$, Ковыль волосатик (*Stipa capillata*) $0,6 \times 10^{-4} \%$. Коэффициент накопления урана в данных видах растений варьировал в пределе 0,2 - $6,2 \times 10^{-1}$, при среднем значении $2,1 \times 10^{-1}$ [таблица 2.4]. Удельная активность урана-238 в растениях варьировала от 1,18 до 32,8 Бк/кг, при среднем 11,02 Бк/кг [таблица (2.6)].

С горно-долинными светло-каштановыми почвами связаны разнотравно-злаковые степи. Видовой состав весьма разнообразен. Наряду со злаковой основой возрастает роль разнотравья. Основными видами растительной ассоциации являются ковыль тырса (*Stipa capillata*), житняк гребенчатый (*Agropyrum pectiniforme*), тонконог изящный (*Koeleria gracilis*), костёр безостый (*Bromus inermis* Leyss), полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus* L.), пырей ползучий (*Agropyrum repens* L.), шалфей пустынный (*Salvia stepposa*), люцерна серповидная (*Medicago falcata*), термопсис ланцетный (*Thermopsis lanceolata*), подмаренник настоящий (*Gallium verum* L.) и другие. Проективное покрытие составляет около 90 %. Следует заметить, что горно-долинные светло-каштановые почвы являются основным пахотным фондом Иссык-Кульской области. Содержание урана в исследованных нами дикорастущих видах растений составило: Ковыль тырса (*Stipa capillata*) – $0,2 \times 10^{-4}$ %, костер безостый (*Bromus inermis* Leyss) – $0,3 \times 10^{-4}$ %, полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus* L.) – $0,6 \times 10^{-4}$ %, одуванчик (*Traxacum* sp.) – $0,04 \times 10^{-4}$ %, пырей ползучий (*Agropyrum repens* L.) – $0,3 \times 10^{-4}$ %. Среднее содержание урана в растениях составило $0,28 \times 10^{-4}$ % [таблица (2.4)]. В зерновых колосовых культурах содержание урана было на порядок ниже в зерне $0,15-0,17 \times 10^{-5}$ %, в соломе $0,38-0,52 \times 10^{-5}$ % [Таблица 2.5]. Коэффициент накопления урана в дикорастущих видах растений составил $0,9 \times 10^{-1}$, в зерновых культурах, для озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) (зерно – $0,4 \times 10^{-2}$, солома – $1,3 \times 10^{-2}$), для ярового ячменя (*Hordeum distichum* L.) (зерно – $0,4 \times 10^{-2}$, солома – $0,9 \times 10^{-2}$). Удельная активность урана-238, варьировала в пределе $0,52-4,73$ Бк/кг [таблица (2.6), таблица (2.7)].

Растительный покров черноземных почв представлен формацией луговых степей. Видовой состав травостоя разнообразен. Наряду со степными формами появляются луговые элементы растительности: ежа сборная (*Dactylis glometa*), коротконожка (*Brachypodium pinnatum*), скабиоза желтая (*Scabiosa ochroleuca*), зверобой (*Hypericum perforatum*), душица обыкновенная (*Origanum vulgare* L.), клевер луговой (*Trifolium pratense*) и др. Проективное покрытие 100 %. Содержание урана в исследованных нами дикорастущих растениях варьировало от $0,3$ до $0,9 \times 10^{-5}$ %, при среднем значении $0,5 \times 10^{-5}$ % [таблица (2.4)]. В зерне зерновых культур содержалось $0,09 - 0,1 \times 10^{-5}$ %, в соломе $0,28 - 0,37 \times 10^{-5}$ % [таблица (2.5)]. Коэффициент накопления урана в надземной части дикорастущих растений составил $0,1 \times 10^{-1}$, для зерновых культур (зерно – $0,2 - 0,3 \times 10^{-2}$), (солома $0,7 - 1,0 \times 10^{-2}$). Удельная активность урана-238 в растениях варьировала в пределе $0,39 - 1,17$ Бк/кг, при среднем значении – $0,65$ Бк/кг [таблица (2.6), таблица (2.7)].

Результаты исследований показали, что растения, произрастающие в условиях Прииссыккулья по содержанию урана характеризуются заметной пестротой, в надземных органах его количество изменяется – от 1×10^{-6} %

до $2,5 \times 10^{-4}$ %, средние значения коэффициентов варьируют в пределе 0,01 – 0,21 [Рис.2.7].

накопления

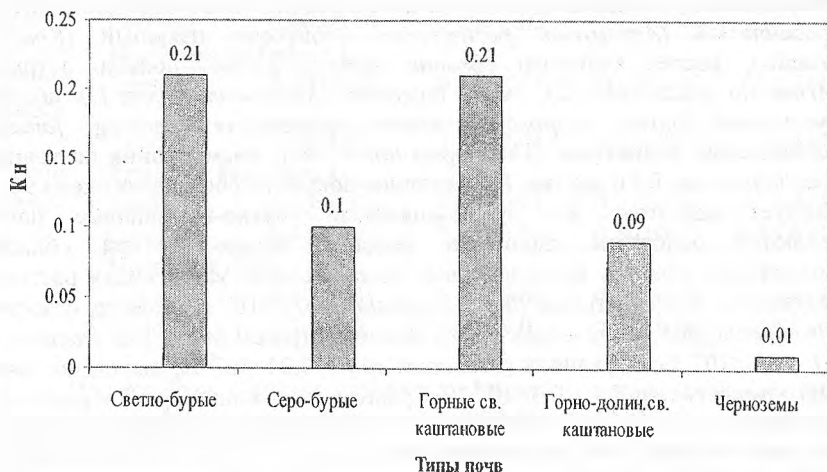


Рис.2.7. Средние значения коэффициентов накопления урана в дикорастущих растениях

По видам растений более высоким содержанием урана характеризовались Карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*) – 2,5, Полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus* L.) – 0,8, Гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) – $0,6 \times 10^{-4}$ %. По сравнению с выше перечисленными видами растений меньшее количество урана в надземных органах содержали Одуванчик (*Traxacum* sp.) – 0,3, Зверобой (*Hypericum perforatum*) – 0,4, Клевер луговой (*Trifolium pratense*) – $0,5 \times 10^{-5}$ %. Выявлена положительная, но не достоверная корреляционная зависимость между общим содержанием урана в почвах и содержанием его в надземных частях дикорастущих растений ($r=0,17$, $p \geq 0,05$), что свидетельствует о незначительном биоконцентрировании элемента в растениях [Калдыбаев, 2009; Калдыбаев 2010, Kaldybaev, 2010].

В семенах зерновых колосовых культур уран найден в минимальных количествах, где среднее его значение составило $0,1 \times 10^{-5}$ %. Результаты корреляционного анализа показали отрицательную корреляционную зависимость между общим содержанием урана в почвах и накоплением его в семенах ($r=-0,98$, $p \geq 0,05$) и соломе ($r=-0,99$, $p \geq 0,05$) зерновых колосовых культур [Рис.2.8].

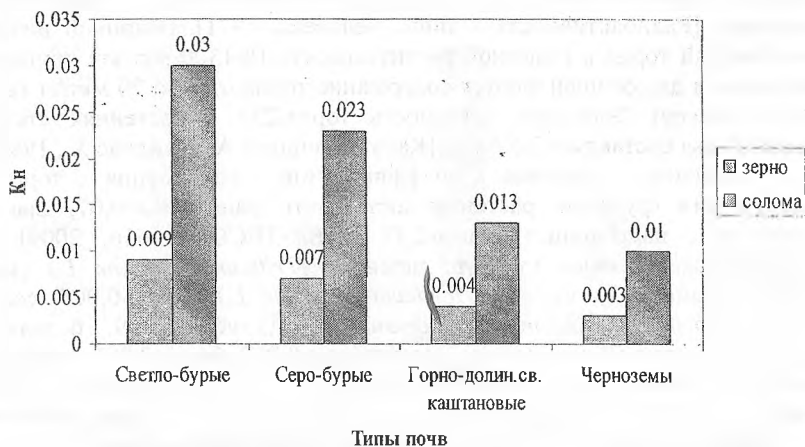


Рис.2.8. Коэффициенты накопления урана в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.)

На содержание урана в растениях определенное влияние оказывают почвенно-климатические условия мест их произрастания. Так надземные части растений горных светло-каштановых почв содержат больше урана, чем растения, относящиеся к другим типам почв. Растения, произрастающие на черноземных почвах, наоборот, характеризуются относительно малым содержанием урана. Удельная активность урана-238 в надземной части растений оказалась сравнительно не высокой 0,65 - 11,02 Бк/кг, при среднем значении 5,1 Бк/кг. Следует отметить, что большие периоды полураспада как урана-238, так и урана-234, приводят к тому, что их удельная активность оказывается очень низкой. Даже в тех тканях растений, которые содержат самые высокие концентрации урана, активность, обусловленная этими изотопами урана и продуктами их распада, мала и повышенные концентрации этого элемента следует рассматривать с точки зрения его химической токсичности, а не радиационной опасности [Калдыбаев, 2008; Калдыбаев 2009; Калдыбаев 2010].

Торий. Торий переходит в биологические системы в гораздо меньшей степени, чем уран. Торий-232, родоначальник ряда тория, был обнаружен в низких концентрациях в листе растений. Опыты, в которых растения выращивались на растворах, содержащих торий, показали, что он легко адсорбируется корнями, но его перемещение в листьях незначительно. Низкие концентрации тория в тканях растений в

природных условиях, по-видимому, обусловлено его удерживанием на твердых фазах почвы и его слабой подвижностью в биологических системах [Радиоактивность и пища человека, 1971]. Широкий интервал содержаний тория в наземной растительности (8-1300 мкг/кг) приводятся Боуэном, а для овощей даются содержание тория от 5 до 20 мкг/кг (все на сухую массу). Удельная активность тория-232 в растениях степного разнотравья составляет 2,5 Бк/кг [Кабата-Пендиас А., Пендиас Х., 1989].

Средние значения коэффициентов накопления тория-232 некоторыми группами растений составляют: ранотравье-0,07, злаковые травы-0,01, пастбищные травы-0,37 [IAEA-TECDOC-1616, 2009]. Для сельскохозяйственных культур: пшеница (*Triticum aestivum L.*) (зерно-0,003 солома-0,01), ячмень (*Hordeum distichum L.*) (зерно-0,005, солома-0,01), картофель (*Solanum tuberosum L.*) (клубни-0,009, ботва-0,08), сахарная свекла (*Beta vulgaris*) (корнеплоды-0,017, ботва-0,09), однолетние сеянные травы-0,028, многолетние сеянные травы-0,032, клевер (*Trifolium pratense*) - 0,024, люцерна (*Medicago sativa L.*) -0,0097, кукуруза (*Zea mays L.*), зеленная масса-0,015 [Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992].

Содержание тория в надземной части дикорастущих растений Прииссыккулья варьировало от $0,2 \times 10^{-5}$ до $0,3 \times 10^{-4}$ %, при среднем значении $0,13 \times 10^{-4}$ % [таблица (2.4)]. Растения, произрастающие на горных светло-каштановых почвах содержат больше тория, чем растения, произрастающие на других типах почв. Отдельные виды растений, такие как, Карагана белокорая (*Caragana leucophloea*), Полынь эстрагон (*Artemisia dracuncululus L.*), Ковыль волосатик (*Stipa capillata*) концентрируют торий от 0,2 до $0,9 \times 10^{-4}$ %. Дикорастущие растения, произрастающие на черноземных почвах, такие как Зверобой (*Hypericum perforatum*), Душица обыкновенная (*Origanum vulgare L.*), Клевер луговой (*Trifolium pratense*), Подорожник ланцетный (*Plantago lanceolata*), Одуванчик (*Traxacum sp.*) характеризовались более низкими концентрациями тория $0,1 - 0,3 \times 10^{-5}$ % [Калдыбаев, 2009; Калдыбаев 2010]. Значения коэффициентов накопления по торию в зависимости от почвенно-климатических условий мест произрастания, видовых особенностей растений варьировали в пределе 0,001-0,02 [рис. 2.9], при среднем значении-0,01, что не превышает значений коэффициентов накопления тория в разнотравье, злаковых и пастбищных травах рекомендованных МАГАТЭ [IAEA-TECDOC-1616, 2009].

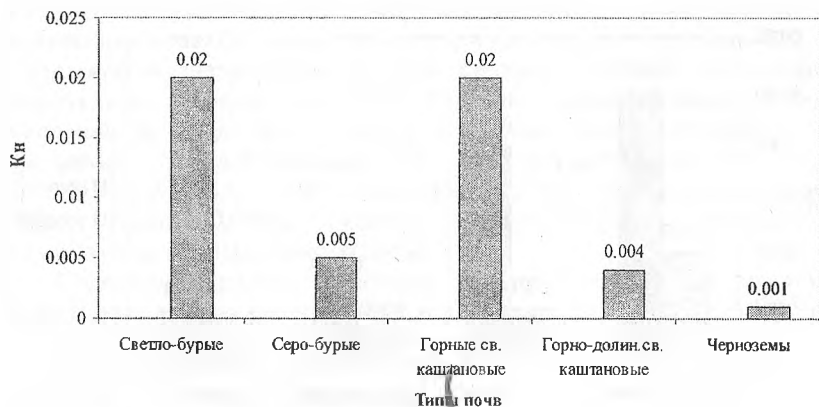


Рис.2.9. Средние значения коэффициентов накопления тория в дикорастущих растениях

Выявлена отрицательная корреляционная зависимость между общим содержанием тория в почвах и содержанием его в надземных частях дикорастущих растений ($r=-0,53$, $p \geq 0,05$). Удельная активность тория-228 в дикорастущих растениях Прииссыккуля варьиовала в пределе $0,26 - 6,93$ Бк/кг, при среднем значении $3,6$ Бк/кг [таблица 2.6]. В зерновых колосовых культурах - озимая пшеница (*Triticum aestivum L.*), яровой ячмень (*Hordeum distichun L.*) содержание тория варьиовала в зерне $- 0,6 \times 10^{-6} - 0,21 \times 10^{-5} \%$, в соломе $0,17 - 0,54 \times 10^{-5} \%$. Коэффициент накопления тория для зерна пшеницы (*Triticum aestivum L.*) составил $- 0,1 \times 10^{-2}$, для зерна ячменя (*Hordeum distichun L.*) $- 0,7 \times 10^{-2}$, для соломы пшеницы (*Triticum aestivum L.*) $- 0,3 \times 10^{-2}$, для соломы ячменя (*Hordeum distichun L.*) $- 0,2 \times 10^{-2}$, что свидетельствует о незначительном накоплении тория, как в основной ($r=-0,99$, $p \geq 0,05$), так и в побочной продукции ($r=-0,96$, $p \geq 0,05$) зерновых колосовых культур [рис. 2.10].



Рис.2.10. Коэффициенты накопления тория в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.)

Удельная активность тория-228 в зерне пшеницы (*Triticum aestivum* L.) составила 0,17 Бк/кг, в соломе - 0,46 Бк/кг, в зерне ячменя (*Hordeum distichum* L.) 0,12 Бк/кг, в соломе - 0,36 Бк/кг [таблица (2.7)].

Радий. По А.П. Виноградову [1957] среднее кларковое содержание радия-226 в золе растений составляет $n \times 10^{-11}$ %. Согласно Боуэну, содержание радия-226 в растениях варьирует от $0,3 \times 10^{-11}$ до $1,6 \times 10^{-12}$ % сухой массы [Кабата-Пендиас, 1989].

Миграция радия-226 в системе почва-растение имеет ряд особенностей. КБН его растениями, произрастающими на почвах, сформированных, на выходах горных пород, обычно выше 1. При этом практически в каждой группе растений (лишайники, мхи, папоротники кустарнички кустарники, деревья) встречаются виды с высокой интенсивностью поглощения радия-226. Особенно отчетливо свойство избирательного поглощения радия-226 проявляется у представителей семейства розоцветных (рябина обыкновенная) вересковых (багульник стелящийся), брусничных (черника, голубика), березовых (береза извилистая) [Груздев, Рубцов, 1972]. Наименьший КБН был отмечен у хвои кедра сибирского. Установлено, что радий-226 интенсивнее поглощается большинством видов растений, чем уран-238 в системе почва-растение. На различную подвижность урана-238 и радия-226 указывает наблюдаемый в растениях сдвиг радиоактивного равновесия в сторону дочернего радионуклида, который наиболее резко выражен у

древесных растений, кустарников и кустарничков, избирательно поглощающих радий-226. У споровых растений, также селективно усваивающих уран-238, тоже наблюдается сдвиг в сторону радия-226, но он выражен в значительно меньшей степени [Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990]. Средние значения коэффициентов накопления по радио-226 в растениях разных групп составляют, для разнотравья - 0,26, для злаковых трав - 0,09, для пастбищных трав - 0,19 [IAEA-TECDOC-1616, 2009]. Для зерновых культур: пшеница (зерно-0,0075, солома-0,038), ячмень (зерно-0,0067, солома-0,032) [Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992].

Содержание радия в надземной части дикорастущих растений Прииссыкулья было равномерным и составило $10,4 - 17,6 \times 10^{-11}$ %, при среднем значении $14,1 \times 10^{-11}$ % [таблица (2.4)]. Такие виды растений, как Карагана белокорая (*Caragana leucophloea*), Полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus* L.), Фармала обыкновенная (*Peganum harmala*), Полынь тьяншаньская (*Artemisia tianshanica*) концентрировали радий от 15,3 до $28,3 \times 10^{-11}$ %. По сравнению с ураном и торием, радий в большей степени концентрировался в надземной части дикорастущих растений, что свидетельствует о более высоких коэффициентах накопления радия 0,36 - 1,3, при среднем значении - 0,75 [рис.2.11]. Однако результаты корреляционного анализа не выявили достоверной корреляционной зависимости между общим содержанием радия в почвах и содержанием его в надземных частях дикорастущих растений ($r = -0,037$, $p \geq 0,05$) [Калдыбаев, 2008; Калдыбаев 2009; Калдыбаев 2010]. Средняя удельная активность радия-226 составила 5,1 Бк/кг, при коэффициенте накопления радия-226 - 0,016, что находится в пределах средних значений коэффициентов накопления радия-226, рекомендованных МАГАТЭ [IAEA-TECDOC-1616, 2009] [таблица (2.6)].

Радиоактивное равновесие радий-226/уран-238 не много сдвинуто в сторону радия-226 - 1,2, это свидетельствует о концентрации дочернего радионуклида в надземных частях растений. Коэффициенты накопления радия в зерновых культурах были минимальными [рис. 2.12], по накоплению в зерне озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) и ярового ячменя (*Hordeum distichum* L.) тяжелые естественные радионуклиды образуют ряд: радий-226 > уран-238 > торий-232 [таблица (2.7)].

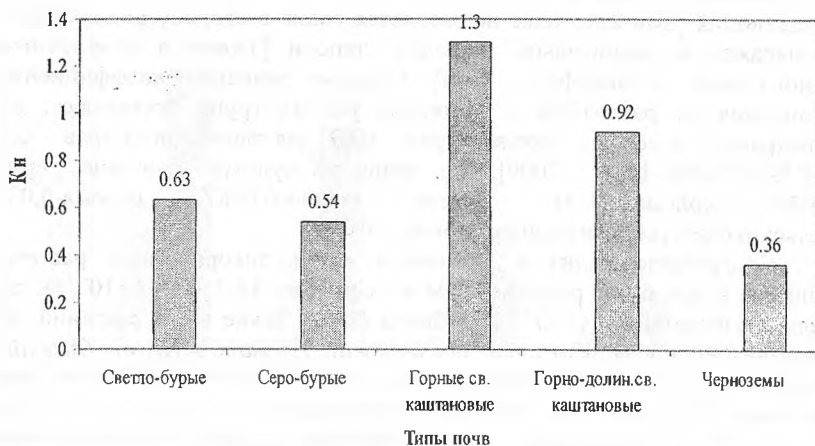


Рис.2.11. Средние значения коэффициентов накопления радиия в дикорастущих растениях

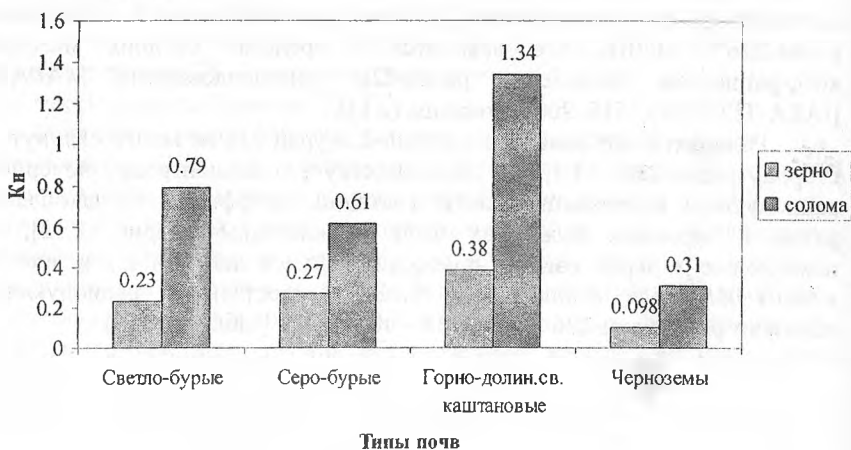


Рис.2.12. Коэффициенты накопления радиия в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.)

Калий-40 один из основных (по активности) естественных радионуклидов широко распространенных в почвах, растениях и других объектах окружающей природной среды. Учитывая это, введено специальное понятие «калийный фон», отражающий вклад калия-40 в суммарное содержание радионуклидов. Удельная активность калия-40 в надземной части дикорастущих видов растений Прииссыккуля варьирует в пределах 105,0 - 157,5 Бк/кг, при среднем 139,1 Бк/кг [таблица 2.5]. Отдельные виды дикорастущих растений концентрировали данный радионуклид в достаточно повышенных концентрациях такие как, Полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus L.*) – 220,5 Бк/кг, Пырей ползучий (*Agropyrum repens L.*) – 204,7 Бк/кг, Типчак валезийский (*Festuca valesiaca*) – 183,7 Бк/кг, Клевер луговой (*Trifolium pratense*) – 188,7 Бк/кг. Коэффициенты накопления варьировали в зависимости от типа почв, на которых произрастали растения, так на светло-бурых – 0,11, серо-бурых – 0,16, горных светло-каштановых – 0,16, горно-долинных светло-каштановых – 0,14, черноземах – 0,15 [рис.2.13]. Среднее значение коэффициента накопления по региону составило – 0,14, что не превышает коэффициентов накопления рекомендованных МАГАТЭ по калию-40 для степного разнотравья – 0,4, для злаковых трав – 1,1, для пастбищной растительности – 0,7 [IAEA-TECDOC-1616, 2009].

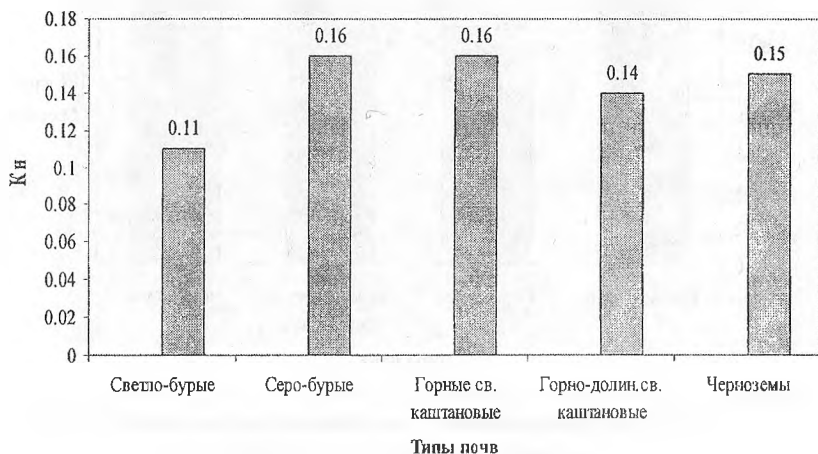


Рис.2.13. Средние значения коэффициентов накопления калия-40 в дикорастущих растениях

Выявлена положительная, но недостоверная корреляционная зависимость между удельной активностью калия-40 в почвах и его удельной активностью в надземных частях дикорастущих растений ($r=0,17$, $p \geq 0,05$), что говорит о незначительном биоконцентрировании радионуклида растениями [Калдыбаев, 2009; Калдыбаев, 2010; Kaldybaev, 2010].

Удельная активность калия-40 в зерне зерновых культур из различных почвенно-климатических зон бывшего СССР варьирует в пределах от 141 до 148 Бк/кг, при коэффициентах накопления 0,15 - 0,30 [Сельскохозяйственная радиоэкология, 1992].

В зерне озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) выращенной в условиях Прииссыккуля удельная активность калия-40 варьировала в пределах 102,6-136,4 Бк/кг, при коэффициентах накопления радионуклида 0,12-0,16, в соломе – 115-175,0 Бк/кг, коэффициент накопления – 0,13-0,17 [таблица 2.7, рис. 2.14]. То есть в основной продукции содержание калия-40 было меньше чем в побочной продукции. Аналогичные значения удельной активности и коэффициентов накопления радионуклида в зерне и соломе наблюдались у ярового ячменя (*Hordeum distichum* L.).

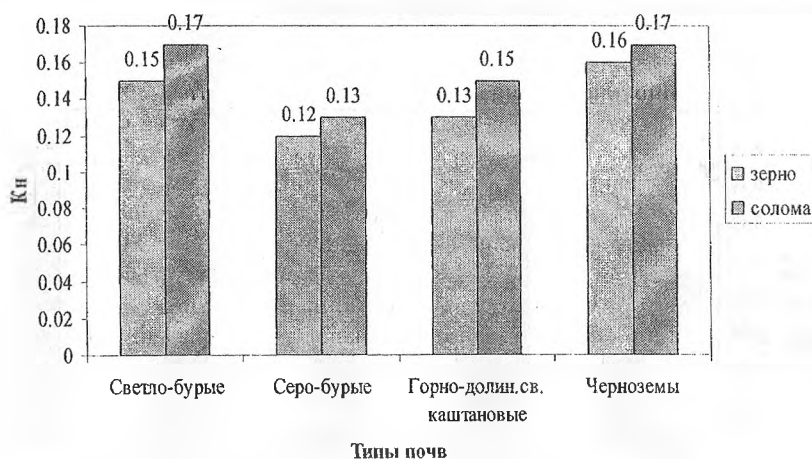


Рис.2.14. Коэффициенты накопления радия в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.)

Выявлена достоверная корреляционная зависимость между удельной активностью радионуклида в почвах и удельной активностью в семенах ($r=0,93$, $p \geq 0,01$) и соломе ($r=0,91$, $p \geq 0,01$) зерновых колосовых культур.

В целом результаты исследований показали, что наибольшее содержание в надземной части растений наблюдается для калия-40, как одного из наиболее распространенных в природе естественных радионуклидов, который, в свою очередь, является одним из основных источников естественной радиоактивности [Калдыбаев, 2008; Калдыбаев и др. 2009; Калдыбаев, 2010].

2.6. Содержание тяжелых естественных радионуклидов в техногенной урановой провинции «Каджи-Сай»

Следует отметить, что в регионе имеются территории техногенного характера требующих особого внимания, одной из которых является техногенная урановая провинция «Каджи-Сай», расположенная на южном берегу озера Иссык-Куль, в Тонском районе, в 270 км от г. Бишкек [рис. 2.15].



Рис. 2.15. Карта-схема расположения техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» [Торгоев, Алешин, 2010]

Горнорудный комбинат министерства среднего машиностроения СССР по переработке урановой руды функционировал с 1948 по 1969 гг., впоследствии он был преобразован в электротехнический завод [Рис. 2.16].

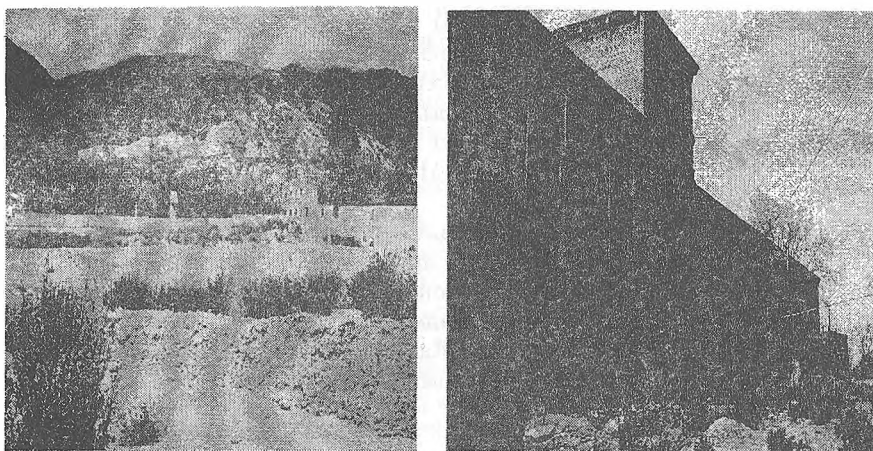


Рис. 2.16. Общий вид урановой техногенной провинции «Каджи-Сай»

В этой провинции оксид урана извлекался не традиционным способом, из золы бурых уран содержащих углей Согутинского месторождения. Уголь, добываемый на местной шахте подземным способом, предварительно сжигался с попутной выработкой электроэнергии, а затем оксид урана извлекался кислотным выщелачиванием из золы. Отходы производства и промышленное оборудование были захоронены, образовав хвостохранилище, с общим объемом урановых отходов 400 тыс. м³ [Чарский, Хусаинов, 1998; Тунубеков, Куленбеков., 2008; Тунубеков et al., 2008]. Хвостохранилище находится в 2,5 км к востоку от жилого посёлка Каджи-Сай и состоит из двух частей, одна половина застроена хозяйственными постройками электротехнического завода, а на другой части расположен золоотвал, создающий дополнительную нагрузку хвостохранилищу. В настоящее время хвостохранилище и защитная дамба под влиянием природных и антропогенных воздействий постепенно разрушается. Бывший рудник Каджи-Сай, подвергается размыву паводками и селями, которые приводят к выносу радиоактивных материалов на поверхность [Djenbaev et al., 2006; Djenbaev et al., 2008; Djenbaev et al., 2008; Дженбаев, 2009; Калдыбаев, 2009; Kaldybaev, 2010].

Радиометрической съемкой установлено, что уровень радиации в самом поселке Каджи-Сай и примыкающей к нему территории, сравнительно не высокий 18-30 мкР/час. Однако на отдельных участках разрушения изоляционного слоя хвостохранилища радиационный фон достигает до 1300 мкР/час, при этом мощность годовой эквивалентной

дозы составит 11,6 мЗв/год, что в 11,6 раз выше нормы 1 мЗв/год. Вместе с тем все это требует особого внимания, так как при последующих селевых явлениях возможно разрушение защитной дамбы, что может привести к смыву радиоактивных частиц в акваторию уникального высокогорного озера Иссык-Куль [рис.2.17].

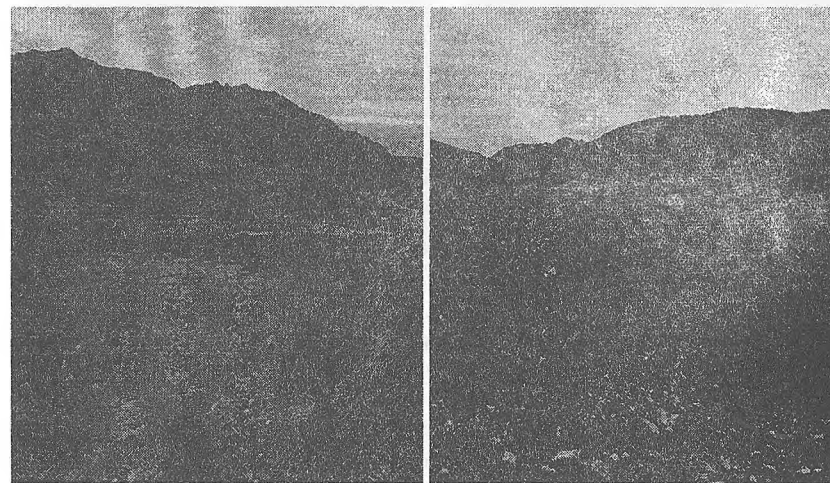


Рис.2.17. Хвостохранилище техногенной урановой провинции «Каджи-Сай»

Анализ образцов почвы и грунтов показал, что на хвостохранилище в верхнем горизонте насыпного грунта (0-20 см) содержание урана колеблется от 1,1 до $2,6 \times 10^{-3}$ г/кг, с глубиной концентрация несколько возрастает до $3,0 \times 10^{-3}$ г/кг. Большую концентрацию урана имеет средняя зона хвостохранилища, где содержание урана в верхнем горизонте грунта равно $4,2 \times 10^{-3}$ г/кг, а в нижнем горизонте, на глубине 40-60 см – $35,0 \times 10^{-3}$ г/кг или в 8,3 раз выше. При анализе также обнаружены другие естественные радиоактивные элементы торий в концентрации от 18 до 72×10^{-3} г/кг и радий в пределах 10×10^{-3} г/кг. Исследования изотопного состава грунта хвостохранилища выявили высокую удельную активность следующих радионуклидов: урана-234 - 851,6 Бк/кг, радия-226 – 3789,6 Бк/кг, свинца-214 - 2946,1 Бк/кг, висмута-214 - 2675,8 Бк/кг, свинца-210 - 3337,2 Бк/кг [таблица (2.8)].

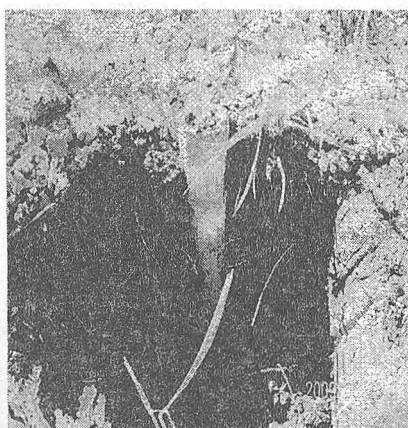
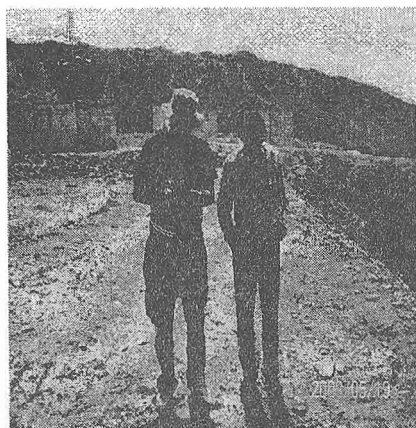


Рис. 2.18. Измерение экспозиционной дозы на территории хвостохранилища

Таблица 2.8
Изотопный состав грунта хвостохранилища техногенной урановой провинции «Каджи-Сай»

Удельная активность радионуклидов, Бк/кг						
U-238 851,6± 9,2	Ra-226 3789,6±2	Pb-214 2946,1±7	Bi-214 2675,8±6	Pb-210 3337,2±16		U-235 39,5± 0,9
Th-227 162,9± 2,9	Ac-228 39,5±0,9	Ra-224 146,2±12	Pb-212 109,4±1,0	Bi-212 87,4±5,5	Tl-208 97,9±1,9	K-40 890±11

В настоящее время поверхность хвостохранилища является открытой. Территория хвостохранилища ограждена железобетонным забором, однако, доступ населения и скота на территорию хвостохранилища является открытым. Серьезной проблемой может стать распыление материала с открытой поверхности хвостохранилища и перенос на сопредельные территории.

Растительность провинции характеризуется следующими ассоциациями: ксерофитно-кустарниковыми, полынно-эфимеровыми пустынями, колючеподушечниками (аканталимон алатавский, выюнок

трагакантовый). Растительный покров разрежен, проектное покрытие колеблется от 5 до 10 % и лишь на отдельных участках до 50 % [Дженбаев, 2009]. Содержание урана в различных видах полыни (*Artemisia*) в районе хвостохранилища сравнительно не высокое по отношению к региону в целом – $0,03-0,04 \times 10^{-6}$ г/г. Представители бобовых (*Salicaceae*) – астрагал (*Astragalus*) и донник (*Melilotus*) содержат до $0,09 \times 10^{-6}$ г/г, тогда как у злаковых (*Poaceae*) – коостер кровельный (*Bromus tectorum*) урана содержится в два раза больше до $0,17 \times 10^{-6}$ г/г. По данным Быковченко Ю. данные виды растений могут служить в качестве фитомелиорантов для реобилитации хвостохранилища [Быковченко и др., 2005]. По результатам наших исследований, процентное содержание урана, в растениях техногенной урановой провинции "Каджи-Сай" составляет от 0,17 до $4,0 \times 10^{-4}$ %. Следовательно, есть основания говорить, что большинство растений каджи-сайского региона имеют повышенное содержание урана по сравнению с другими территориями Прииссыккуля.

2.7 Результаты измерений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории техногенной зоны «Цех №7»

Другая территория, имеющая также техногенный характер – научно-производственный Цех №7, расположенный вблизи с. Тон на берегу озера Иссык-Куль в живописном заливе Кольцовка, который был построен в 1955 году. Основной задачей данного предприятия являлась извлечение урана из воды озера. Выбор пал не случайно, предварительно проведенные исследования показали, что в заливе имеются мощные подводные течения. Идея получения урана из воды была весьма заманчива. Построенный цех включал в себя помимо двухэтажного лабораторного корпуса и административных зданий также большие по площади и объему бассейны, соединенные между собой сложными подземными коммуникациями. Он и сейчас стоит в бездействии и часть которого разобрано [рис.2.19, 2.20, 2.21].

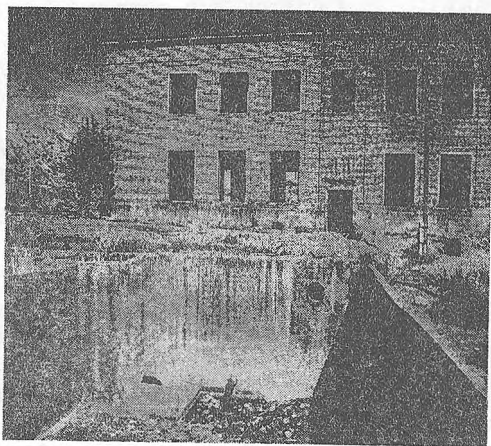


Рис.2.19. Общий вид лабораторного корпуса цеха №7

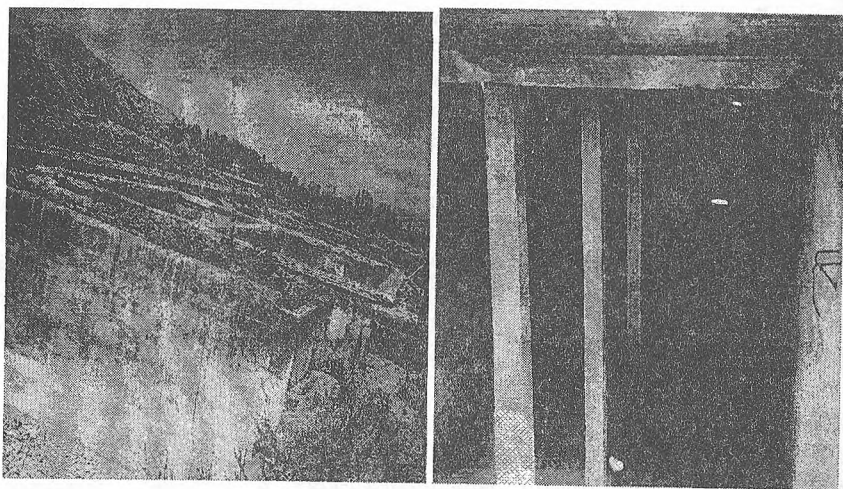


Рис.2.20. Бассейны для осаждения урана и специальные подземные коммуникации, по которым иссык-кульская вода поступала в бассейны

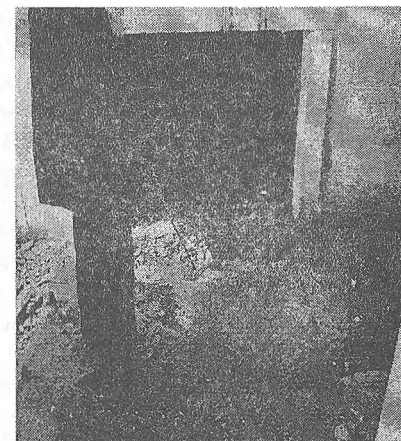
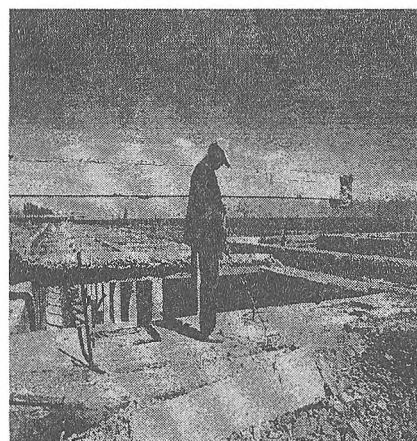


Рис.2.21. Измерения радиационного фона на территории и во внутренних помещениях цеха №7

Технология получения урана из Иссык-Кульской воды была очень проста - закачивали насосами иссык-кульскую воду в бассейны, смешивали с различными реагентами, которые осаждали уран из воды, а потом с помощью особой фильтрации получали урановый концентрат. Но не все шло так гладко, уранового концентрата Цех №7 получал очень мало. Да и к тому же концентрат имел высокую себестоимость за счет большого расхода дорогостоящего гидрата меди и электроэнергии. От этой технологии вскоре пришлось отказаться. С 1956 по 1957 годы на смену старой технологии химического осаждения урана из воды пришла новая технология, основанная на ионном обмене с использованием ионообменных смол. Но и она также претерпела изменения. С 1957 года до самого закрытия объекта обрабатывалась технология уже селективного извлечения урана из воды, также с помощью новых модификаций синтетических смол. Новая партия синтетических смол требовала досконального их изучения селективных свойств на уран. Для этого в металлический контейнер, мелкоячеистой сеткой и помещались модификации синтетических смол, контейнер на металлическом тросе прикреплялся к корме катера. Катер, двигаясь по заливу, способствовал более активному сорбированию урана смолами. При этом изучались многие параметры, время насыщения смол ураном, равновесная концентрация урана в воде - уран в синтетической смоле и т. п. И все-таки промышленная установка по добыче урана на озере Иссык-Куль так и не состоялась. Этому помешало открытие ряда крупных урановых месторождений на территории СССР, а также высокая себестоимость

получаемого из Иссык-Кульской воды уранового концентрата. Не менее важным было учитывать и трудно предсказуемые экологические последствия, которые неминуемо могли бы проявиться в этом проекте. Все это склонило чашу весов в пользу добычи урана предприятиями горнорудной промышленности. В 1982 году Цех №7 был закрыт. Слаборадиоактивный шлам (50 мкР/час) был вывезен на Каджи-Сайское хвостохранилище [Айтматов и др., 1997; Быковченко и др., 2005]. Наши исследования показали, что мощность экспозиционной дозы по гамма-излучению на территории и внутри производственных помещений варьирует в пределах 20 - 30 мкР/ч, а в отдельных местах до 40 мкР/ч. Мы полагаем, что на сегодняшний день, данный объект с точки зрения радиационной безопасности не представляет окружающей среде потенциальную опасность [Калдыбаев, 2009; Калдыбаев 2010, Kaldybaev, 2010].

ГЛАВА 3 СОДЕРЖАНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ И РАСТЕНИЯХ

3.1 Содержание искусственных радионуклидов в почве

При делении тяжёлых ядер возникает сложная смесь продуктов деления, состоящая и множества изотопов, обладающих различными периодами полураспада и различным характером излучения. Часть этих изотопов распадается в ближайшие секунды и минуты после образования, другая часть имеет период полураспада от нескольких часов, суток и десятков лет. Наиболее потенциально опасными осколками в виде их активного включения в биологический цикл и большого периода полураспада считаются стронций-90 и цезий-137 [Алексахин, 1982, 1992]. В связи с тем, что стронций-90 и цезий-137 поступают на поверхность почвы из атмосферы, несомненное значение имеет количество и форма их нахождения в выпадениях. Количество выпадений определяется наличием ядерных испытаний и метеорологическими факторами. Наибольшее поступление радионуклидов из атмосферы наблюдается весной. Спустя некоторое время после испытаний поступление радионуклидов на Землю прекращается [Абдуллаев, Алиев, 1998; Айдарханова, 2010].

Радионуклиды поступают на ее поверхность в разных формах. Значительный процент выпадающего стронция-90 находится в водорастворимой форме, цезий-137 – в труднорастворимых соединениях [Алексахин, 1982, 1992]. Перераспределение поступивших из атмосферы радионуклидов определяется особенностями рельефа, растительности и почв. Влияние геоморфологического строения местности на перераспределение радионуклидов отмечена в ряде исследований [Алексахин, 1975; Моисеев и др., 1994; Цыбулька, Черныш и др., 2004]. Накопление отдельных радионуклидов было обнаружено в делювиальных наносах и почвах аккумулятивных ландшафтов [Тюрюканова, 1974].

Наряду с геоморфологическим строением местности на уровень содержания и поведения стронция-90 и цезия-137 большое влияние оказывают особенности почвенного покрова. Различные типы почв, образцы которых были отобраны в одно и тоже время, характеризовались разным содержанием и распределением радионуклидов по глубине и по генетическим горизонтам. В засоленных почвах наблюдалась большая миграция стронция-90, чем в незасоленных. Выпадая из атмосферы на земную поверхность, стронций-90 и цезий-137 сорбируются с почвой по типу ионообменного поглощения. В ряде работ показано, что цезий-137 удерживается более прочно, чем стронций-90 [Алексахин, 1963; Алексахин и др., 1977; Абдуллаев, Алиев, 1998, Подоляк и др., 2005].

Более прочная сорбция цезия-137 по сравнению с стронцием-90 подтверждается при оценке коэффициентов распределения (Kd), соотносящих концентрации радионуклидов в равновесном почвенном

растворе и твердой фазе почвы. Величина K_d цезия-137 составляет от $n \times 10^2$ до $n \times 10^3$ г/мл, а K_d стронция-90 приблизительно в 10-100 раз меньше.

Большое влияние на закрепление и миграцию радионуклидов в почве оказывают физико-химические свойства почв. В почвах характеризующиеся большой емкостью поглощения отмечена меньшая подвижность радионуклидов [Моисеев и др., 1982; Кузнецов, Санжарова, 1997; Пристер 2003; Пуятин, Серая, 2005]. Как отмечает ряд авторов [Bryant et al., 1957; Comaret et al., 1957; Walton, 1963; Баранов и др., 1965], благодаря высокой сорбционной ёмкости верхних горизонтов, 70-90 % выпавших на поверхность земли стронция-90 и цезия-137 первоначально закрепляется в верхних 0-5 см целинных почв. Отмечено, что стронций-90 и цезий-137 в почвах с ненарушенной структурой мигрирует очень медленно. Так, в серии опытов, проведённых в Великобритании, наблюдалось, что лишь незначительное количество стронция-90 и цезия-137 глобального происхождения переместилась глубже 15 см [Рассел, 1971]. Для песчаной почвы штата Массачусетс (США) Е.П. Ханди [Handy, 1974] обнаружил, что 84 % осевшего глобальными выпадениями цезия-137 находится в верхних 0-4 см почвы, а 97 % - в верхнем слое 0-31 см. Важную роль для скорости миграции радионуклидов в почвах играют их водопроницаемость и состояние дренированности [Walton, 1963]. Ухудшение этих характеристик приводит к повышению концентрации радионуклидов в поверхностном слое. В связи с этим в почвах тяжелого механического состава стронций-90 и цезий-137 мигрируют менее интенсивно, чем в легких [Алексахин, 1963; Абдуллаев, Алиев, 1998].

Песчаная фракция подзолистых почв фиксирует значительные количества радиоактивного цезия [Evans, Dekker, 1966]. На скорость передвижения радионуклидов влияет величина содержания в них кальция [Алексахин 1991, Абуллаев, Алиев, 1998]. В низкокальциевых почвах в верхнем 2 см слое почвы задерживается больше радиоактивного стронция, чем высококальциевые почвы [Squire, 1985]. Наличие карбонатов в почвах способствует аккумуляции стронция-90 [Wiklander, 1960; Mohady, Gal, 1964]. На скорость передвижения радионуклидов влияет количество и состав органического вещества. В условиях анаэробного разложения органического вещества миграции стронция-90 и цезия-137 значительно ускоряются [Cohen, 1961; Gailledrean, 1980].

Стронций-90 и цезий-137 после выпадения из атмосферы на почвенный покров включаются в процессы вертикальной миграции. В зависимости от физико-химических свойств почв скорость передвижения этих радионуклидов по почвенному профилю различна, что было отмечено уже в первых работах по изучению этих радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Их вертикальное передвижение в почвенном профиле происходит вследствие большого числа процессов, среди

которых важнейшими являются диффузия, конвективный массоперенос, передвижение по корневым системам растений (усвоение – выделение, отмирание корней и поступление радионуклидов) и др.

Механизм переноса стронция-90 в почве рассмотрены детально в монографии С.В. Френсиса [Francis, 1978]. Во многих же случаях важнейший процесс вертикальной миграции стронция-90, цезия-137 и других искусственных радионуклидов зависит от диффузии [Прохоров, 1974]. С количественной стороны перенос стронция-90, цезия-137 и других радиоактивных продуктов деления удовлетворительно описывается с помощью диффузионных моделей [Прохоров, 1974]. Коэффициент диффузии стронция-90, как правило, близок к 10^{-8} см²/с, хотя для некоторых почв приводят значение порядка 10^{-7} см²/с. Коэффициент диффузии цезия-137 в почвах изменяется в пределах 10^{-8} - 10^{-10} см²/с [Прохоров, 1974]. Эти данные показывают сравнительно невысокую миграционную способность стронция-90 и цезия-137 в почвах.

В ряде работ отмечено изменение соотношений в содержании стронция-90 и цезия-137 в отдельных почвенных горизонтах показана возможность миграции на глубину до 50 см и ниже в результате макропереноса [Кварцелиа, Глonti, 1965; Моисеев, Рамзаев, 1975; Half, 1967]. В отдельных случаях лизиметрических опытах наблюдались перемещения стронция-90 до глубины 55 см [Wiklander, 1964].

Осадки способствуют проникновению радионуклидов вглубь почвы [Павлоцкая и др., 1966]. В природных условиях радиоактивный стронций был обнаружен на глубине 1,3 м, однако в большинстве почв основное его количество сосредоточено в верхних 5-20 см слое почвы [Клоор, Schroeder, 1958; Kloke, 1961; Walton, 1963; Kulp, 1965; Тюрюканова и др., 1966, 1967].

В отдельных типах почв имеются условия для интенсивного вертикального направленного вниз выноса стронция-90 и цезия-137 с водами и накопления их в нижних горизонтах. Например, в Грузии на хорошо проницаемых почвах при обилии атмосферных осадков стронций-90 проникает до глубины 80 см [Кварцелиа, Глonti, 1965]. С повышением влажности от 60 % до полной влагоемкости до затопления вынос стронция-90 из зоны первоначального загрязнения увеличивается с 9 до 37 %. Вертикальная миграция цезия-137 не зависит от режима увлажнения почвы, а вынос радионуклида из первоначально загрязненного слоя не превышает 2 % от исходного количества.

Э.Б. Тюрюканова [1971] изучала перенос стронция-90 с водами, дренирующими песчаные подзолистые почвы. Годовой вынос стронция-90 из этих песчаных ландшафтов в отдельные годы составлял 6 % от общего запаса радионуклида в почвенно-растительном покрове. В некоторых почвах с промывным или временно-промывным режимом наблюдается

увеличения содержания стронция-90 в верхней части иллювиального горизонта.

Таким образом, на процессы перераспределения стронция-90 и цезия-137 в почвенном профиле основное влияние оказывают физико-химические свойства почв.

Горизонтальное перераспределение в значительной степени определяется ландшафтно-геохимическими условиями. Э.Б. Тюрюкановой [1968] разработаны основные принципы, и методы ландшафтно-геохимических исследований поведения стронция-90 которые заключаются в выявлении путей и темпов его передвижения в сопряженных по стоку геохимических ландшафтах, в диагностике зон вторичного накопления – ландшафтно-геохимических барьеров, анализе миграции в почвах и выноса в воды (большого геологического круговорота); выяснении особенностей биологического круговорота, расчёте баланса в системе «почва-растение-вода» с одновременным определением содержания радионуклида в этих объектах. Такие исследования необходимы при прогнозировании радиационной обстановки в отдельных регионах, при определении потенциальных возможностей загрязнения их долгоживущими продуктами деления.

Для изучения миграционной способности различных радионуклидов были проведены многочисленные опыты в естественных и модельных условиях, показавшие более низкую миграционную способность цезия-137 по сравнению со стронцием-90 [Кузнецов, Санжарова, 1997; Цыбулька 2000; Цыбулька, Черныш, 2004; Рябова, Глаз, 2004].

О меньшей подвижности цезия-137 свидетельствует увеличение отношения цезия-137 к стронцию-90 в верхних слоях почв со временем и меньший вынос цезия-137 в реки. Однако в отдельных районах обнаружена большая подвижность цезия-137 по сравнению со стронцием-90 [Белова и др., 1972; Марей и др., 1974; Моисеев, Рамзаев, 1975; Новикова, 1978].

Модельными экспериментами установлено, что миграционная способность цезия-137 в почвах меньше, чем стронция-90 благодаря тому, что он более прочно фиксируется ими. Последнее осуществляется, главным образом, минералами глин почв, в основном монтмориллонитом, входящих в коллоидную фракцию.

Следует отметить, что результаты модельных опытов, не всегда согласуются с данными, полученными в природных условиях, так как в последнем случае, помимо влияния химических свойств радионуклидов и физико-химических особенностей почв, на миграционную способность их влияет большое число других факторов [Павлоцкая, 1974; Моисеев, Рамзаев, 1975]. Миграция цезия-137 в почвах в значительной степени зависит от механического состава почв. В глинистых почвах цезий-137 почти полностью задерживается в поверхностных горизонтах. В

песчаных почвах незначительная по величине коллоидная фракция практически содержит весь цезий-137. В таких почвах он может передвигаться совместно с мелкими частицами [Wijkvan, Braams, 1960]. В лизиметрических водах из песчаных почв иногда наблюдается меньшее содержание цезия-137, чем в глинистых. Это связано с меньшей продолжительностью взаимодействия цезия-137 с почвой, обусловленной высокой фильтрационной способностью песчаных почв [Fredriksson et al., 1969]. Почвы с невысоким содержанием глинистых минералов, обогащенные органическим веществом, характеризуются повышенной миграционной способностью цезия-137. В экспериментах, выполненных на колонках с разными типами почв отмечено, что в торфяных почвах цезий-137 передвигался быстрее стронция-90. Передвижению же цезия-137 благоприятствовало органическое вещество [Eliis, Hague, 1966; Спиридонов и др., 2005; Переволоцкий и др., 2005].

Таким образом, передвижение цезия-137 в почвах так же, как и стронция-90, в значительной степени определяется физико-химическими особенностями почв. В полевых опытах было обнаружено [Белова, Антропова, 1971], что в дерново-подзолистых, серых лесных почвах и солодах скорость миграции цезия-137 мало отличалась от скорости миграции стронция-90. Через 10 лет после внесения радионуклидов на поверхность почвы в солодах задерживалось 33 % стронция-90 и 38 % цезия-137, дерново-подзолистых почвах 47 и 50 % соответственно, в серых лесных 76 и 75 %, в черноземах 80 и 93 %, в солончаках 75 и 93 %. Увеличение влажности почв значительно увеличивает подвижность цезия-137.

На процессы перераспределения стронция-90 и цезия-137 в почве оказывает влияние и характер сельскохозяйственного использования территории. Например, в пахотных почвах в результате ежегодной перепашки наблюдается более равномерное распределение радиоактивных продуктов деления в корнеобитаемом слое почвы по сравнению с целинными [Рассел, 1971; Алиев, Абдуллаев 1998; Walton, 1983]. В пахотных почвах распределение стронция-90 и цезия-137 существенно зависит от агротехники приёмов обработки.

3.2 Содержание искусственных радионуклидов в растениях

В общей проблеме загрязнения окружающей среды радиоактивными продуктами деления представляет интерес изучения путей поступления радионуклидов в растения, особенно в сельскохозяйственные. Знание этих путей необходимо для прогнозирования возможного накопления стронция-90 и цезия-137 в пищевых цепях, а также в организме человека.

При выпадении искусственных радионуклидов из атмосферы поступление их в растения может происходить двумя путями:

1. Внекорневой, или аэральный путь – непосредственное загрязнение надземных частей растений при оседании радионуклидов из воздуха.

2. Корневой, или почвенный путь – переход радионуклидов из почвы в процессе минерального питания растений.

В.И. Вернадский [1926] отметил, что растительность, под влиянием которой осуществляется биогенная миграция и накопление химических элементов, оказывают большое влияние на поведение радиоактивных веществ в биосфере. Надземная растительность – это первый экран, который задерживает выпадающие из атмосферы радионуклиды.

Первичное задержание выпадающих радионуклидов надземными частями растительного покрова во многом зависит от параметров фитомассы, т.е. от её поверхности, экспонируемой к выпадениям, шероховатости и т.п. Наиболее эффективно радионуклиды задерживаются надземными органами лесных биогеоценозов. Выпадающие на лесные биогеоценозы радионуклиды первоначально задерживаются древесной фитомассой [Алексахин, Нарышкин, 1977; Алексахин, Тихомиров, 1971; Фесенко и др., 1993; Переволоцкий и др., 2007; Липатов и др., 2007].

На содержание и распределение радионуклидов в геохимическом ландшафте значительное влияние оказывают также травянистая растительность и моховый покров. Содержание стронция-90 и цезия-137 в растениях варьирует в широких пределах в зависимости от уровня выпадения радионуклидов и видовых особенностей растений. В годы со сравнительно активным выпадением стронция-90 и цезия-137 их концентрация в травянистой и моховой растительности значительно выше, чем в годы с небольшим поступлением этих радионуклидов из атмосферы. Вообще отмечено, что моховая растительность характеризуется более высоким содержанием стронция-90 и цезия-137, чем травянистая, что связано со способностью мхов задерживать атмосферные осадки. Мхи отличаются повышенным содержанием стронция-90 и цезия-137 даже в годы с невысоким уровнем их выпадений [Тюрюканова, 1974].

Наиболее показательным примером кумуляции долгоживущих искусственных радионуклидов, осаждающихся из атмосферы на поверхность многолетней растительности, может служить накопление стронция-90 и цезия-137 в лишайниках, срок жизни которых составляет 10-15 лет.

В общей проблеме радиологии растений актуально изучение особенностей загрязнения сельскохозяйственных растений искусственными радионуклидами. В годы со сравнительно большим выпадением их из атмосферы загрязнение надземных частей растений аэральным путем было больше, чем корневым. В работе Ф.И. Павлоцкой с сотр. [1965] показано, что в 1961 году доля непосредственного загрязнения надземных частей растений аэральным путём колебалась в широких

интервалах (до 70 %) в зависимости от видовых особенностей и доступности радионуклидов для растений из разных типов почв. В этот период 50-90 % обнаруживаемых в сельскохозяйственных растениях радионуклидов поступило аэральным путём, за счет непосредственного загрязнения надземных органов растений. При уменьшении количества выпадающих из атмосферы радионуклидов возрастает значимость почвенного усвоения их и кумулятивных запасов в почве.

В отличие от аэрального пути загрязнения растений, в результате которого в растениях могут накапливаться почти все содержащиеся в выпадениях радионуклиды, при почвенном пути поступления вследствие почвенной сепарации в растения могут переходить лишь некоторые биологически подвижные радионуклиды.

В настоящее время, когда интенсивность выпадений радионуклидов из атмосферы мала, более отчетливо проявляется влияние некоторых внешних факторов, а также видовых и сортовых особенностей растений на накопление ими радионуклидов. Следует подчеркнуть, при относительно невысоких уровнях выпадения становится возможным более четко оценить вклад искусственных и естественных радионуклидов в общее их содержание в отдельных органах и частях растений.

Было показано, что стронций-90 и цезий-137 интенсивнее поглощается растениями из лёгких песчаных почв с низкими значениями рН, бедными органическими веществами, кальцием и калием. На тяжёлых по механическому составу почвах, насыщенных кальцием и калием, растения усваивают значительно меньше стронция-90 и цезия-137 [Богдевич и др., 2005; Спиридонов и др., 2001; Подляк, Жданович, 2007].

Из этих рассмотренных работ видно, что основная часть посвящена вопросам перехода стронция-90 и цезия-137 в урожай растений в зависимости от физико-химических свойств почв и других почвенных условий. В значительной меньшей степени изучены особенности такого перехода в растения, относящиеся к разным таксономическим единицам: семействам, родам, видам, разновидностям и сортам. Информация такого рода необходима, в частности, для подбора культур характеризующиеся наименьшим накоплением радионуклидов в условиях ведения сельского хозяйства на почвах с повышенным их содержанием.

Накопление стронция-90 в сельскохозяйственных растениях зависит от их биологических особенностей. Среди 75 изученных сортов зерновых и бобовых культур, выращенных на одной и той же почве, разница в концентрациях стронция-90 составляла 85 раз, а у 170 сортов корнеплодов и овощных культур – 350 раз. Наибольшие накопители стронция-90 – кальциелюбивые виды (в частности такие известные кальциеофилы, как бобовые растения). Даже в пределах одного вида растений среди различных сортов наблюдается значительные колебания в содержании стронция-90 [Подляк, Жданович, 2007]. Накопление цезия-137

сельскохозяйственными растениями также зависит от их биологических особенностей. Например, зерновые культуры (пшеница, овес) накапливают цезия-137 в 3-5 раз менее интенсивно, чем зернобобовые (фасоль, горох). Наряду с межвидовыми различиями в накоплении цезия-137 растениями, указывается на существование межсортовых различий в пределах одной сельскохозяйственной культуры. В зависимости от биологических особенностей изученных сортов гороха и пшеницы величина отношений крайних значений содержания цезия-137 в зерне в абсолютных единицах достигают 2 и более [Моисеев и др., 1977].

Считается, что накопление цезия-137 в растениях из почв незначительно. При наличии аэрального и почвенного путей поступления загрязнение растений цезием-137 обусловлено в основном аэральным путём. Отмечается, что поступление цезия-137 в растения зависит от типа почв, их физико-химических свойств и т.д. [Алексахин и др., 1992; Фесенко и др., 1995; Кузнецов и др., 2001].

Для цезия-137 в почве характерен его переход в фиксированное состояние, т.е. в форму, в которой он не обменивается с ионами почвенного раствора. Фиксированный цезий-137 недоступен для корневого усвоения растениями. Механизм его фиксации окончательно не выяснен. Наиболее часто используемой гипотезой для объяснения фиксации цезия-137 в почвах является предположение о его вхождении во внутрикристаллическую решётку вторичных глинистых минералов почвы. Явление фиксации цезия-137, иногда называемое «старением» самого радионуклида, обуславливает постепенное уменьшение его мобильности в почвах и доступности растениям.

А последние годы на фоне общего снижения содержания цезия-137 в растениях и в пищевых продуктах существенно возростала его доля, мигрирующая по почвенному субстрату. Это явление обусловлено уменьшением плотности глобальных выпадений и соответственно снижением вклада воздушного пути в суммарное загрязнение растений цезием-137. Наряду с этим в отдельных областях Российской Федерации, Украины, Белоруссии и некоторых других зарубежных странах в последние годы выявлены повышенные (по сравнению со средними) уровни содержания цезия-137 в растениях, молоке и мясе.

В работах А.Н. Марья и др. [1974], Н.Я. Новиковой [1978] указывается, что цезий-137 в дерново-подзолистых и торфяных песчаных почв района Белорусского Полесья поступает в травянистые растения интенсивнее, чем стронций-90. На исследовавшихся почвах наблюдается большее (в среднем в 10 раз) по сравнению со стронцием-90 поступление цезия-137 в растения, о чем свидетельствует увеличение отношения цезий-137:стронций-90 (до 16 раз). Считается, что основной причиной значительного поступления цезия-137 в растительность является малая фиксирующая способность почв по отношению к этому радионуклиду, что

обусловлено особенностями их минералогического состава, малым содержанием илистой фракции (0,5-0,6 %), основную часть которой составляет органическое вещество, и почти полным отсутствием в ней глинистых минералов. Повышенная мобильность цезия-137 в почвах Полесий объясняется так же высокой их гидроморфностью. Показано, что доступен растениям не только цезий-137, находящийся в обменной форме, но и радионуклид в необменном состоянии.

Очень интересную работу провел А.И. Ратников с сотр. [1989]. За восемь лет экспериментальных работ резкого уменьшения содержания цезия-137, доступного для растений с течением времени они не наблюдали. Показано, что под действием погодно-климатических, физико-химических свойств почв, биологических, микробиологических и других природных процессов переход радионуклидов может меняться в довольно широких пределах. Накопление цезия-137 в пастбищных травах разных типов лугов различается до двух порядков. Отмечено, что при одних и тех же уровнях содержания стронция-90 и цезия-137 в пастбищных травах разных типов лугов различается до двух порядков. Отмечено, что при одних и тех же уровнях содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах, стронций-90 может накапливаться в генеративных органах растений в 2-47 раз, а в вегетативных – 18-160 раз больше, чем цезий-137.

Таково было состояние изученности поступления искусственных радионуклидов в различные растения до аварии на Чернобыльской АЭС. После аварии на территориях Украины и Белоруссии открылись новые центры радиоэкологических исследований. Задача этих центров наряду с проведением радиоэкологического мониторинга почвенно-растительного покрова, заключалась в создании на загрязненных территориях системы земледелия, с помощью которых можно было получить сельскохозяйственную продукцию с наименьшими концентрациями радионуклидов [Алексахин и др., 2001; Fesenko et al, 2005, 2006].

Летом 1986 года Г.А. Андриановой с сотр. [1989] на территории Украины, загрязненной выпадениями радиоактивных продуктов Чернобыльской аварии, была заложена сеть агроэкологических полигонов, в составе которых имелись опытные поля севооборота. На этих полях проводились и проводятся систематические наблюдения за переходом чернобыльских радионуклидов в биомассу основных сельскохозяйственных культур. Цель мониторинга состояла в изучении закономерностей загрязнения сельскохозяйственных растений в зависимости от факторов внешней среды и последующем прогнозе радиоактивного загрязнения продуктов растениеводства на территории Украины и прилегающих районов Белоруссии и России. Одной из основных задач была попытка выделить метаболическое поступление на общем фоне радиоактивного загрязнения биомассы. Анализ полученных результатов показал, в частности, что в сезон 1986 года основную роль в

загрязнении надземных органов растений играл механизм поверхностного (азрального) первичного загрязнения от выпавших продуктов аварии, что обусловило высокий уровень инкорпорации радионуклидов. Уже на следующий сезон (1987 г.) отмечено резкое снижение загрязнения надземных частей растений, и значительная его доля приходилась на корневое поглощение. В работе Н.В. Елиашевич с сотр. [1989] изучено накопление стронция-90 и цезия-137 в травянистых растениях в зоне аварии на Чернобыльской АЭС. Исследовано 74 вида 32 семейств покрыто-семенных растений, представляющих собой кормовые, лекарственные и технические культуры. Полученные результаты дали возможность авторам по способности растений накапливать радионуклиды выделить их три группы семейств: концентраторы - лютиковые, дербенниковые норичниковые, ирисовые; дискриминаторы - горечавковые, ослинниковые, зонтичные, зверобойные; семейства с широким разбросом значений коэффициентов накопления (Кн) - бобовые, злаковые, сложноцветные, маревые и др. Семейства последней группы перспективны для дальнейшего поиска растений-дискриминаторов, для изучения механизма поглощения радионуклидов, пригодных для ведения в культуре в зоне радиоактивного загрязнения.

3.3 Содержание искусственных радионуклидов в почвах Прииссыккуля

К числу наиболее опасных с точки зрения радиационной экологии продуктов ядерного деления имеющих глобальный характер распространения в окружающей среде, относятся долгоживущие искусственные радионуклиды стронций-90 и цезий-137. Выпадающие из атмосферы в виде глобальных выпадений со временем они постепенно накапливаются в почвах. Анализ литературных данных показывает, что максимальное накопление данных радионуклидов в почвах на территории бывшего Советского Союза наблюдалось в 1956-1964 года, с 1965 года темпы их накопления в почвах стали сокращаться [Дибобес, Пантелеев и др., 1967; Тюрюканова, 1971]. В последующие годы при отсутствии новых поступлений из атмосферы отмечено дальнейшее уменьшение содержания стронция-90 и цезия-137 в корнеобитаемом слое почв за счет их распада, миграции в более глубокие горизонты почв и материнские породы, выноса растениями и выщелачивания поверхностными и внутрипочвенными водами [Павлоцкая, 1971; Павлоцкая, Тюрюканова, 1967]. На протекание процессов выпадения радионуклидов определенной влияние оказывают конкретные местные условия: характер подстилающей поверхности, топография региона, высота над уровнем моря и т.д. особенно это явление сказывается на горных склонах со стороны преимущественных направлений ветров [Марей и др., 1974]. Вообще увеличение радиоактивных выпадений в зависимости от высоты местности над

уровнем моря отмечается некоторыми исследователями [Марей и др., 1974; Aarkrog, 1960].

Исследования по определению содержания стронция-90 и цезия-137 в почвенно-растительном покрове Прииссыкулья проводились с 1980 по 1990 года отделом радиологии Иссyk-Кульской областной проектно-изыскательской станцией химизации сельского хозяйства (ИОПИСХ). Для проведения исследований в пяти районах Иссyk-Кульской области было заложено 38 контрольных участков, где производился отбор проб почв, закладывались почвенные разрезы, отбирались сельскохозяйственные культуры, пробы воды (речной, озёрной), а также пробы донных отложений. За данный период времени был накоплен большой объём данных по уровням содержания стронция-90 и цезия-137 в объектах окружающей природной среды Прииссыкулья. Анализ почвенных и растительных образцов, проб воды, донных отложений на содержание стронция-90 проводился оксалатным методом, а цезия-137 сурьмяно-йодным по соответствующим методикам. Обсчет конечного осадка осуществлялся на малофоновой установке УМФ-1500м и декадно-счетной установке ДП-100 со счетчиком СБТ-13. Агрoхимические анализы проб почв проводились отделом лабораторно-аналитических работ ИОПИСХ.

Проанализировав результаты исследований, проведенные Иссyk-Кульской областной проектно-изыскательской станцией химизации сельского хозяйства по определению искусственных радионуклидов в почвенном покрове Прииссыкулья за данный период времени можно прийти к следующему заключению - удельная активность стронция-90 варьировала в пределах 2,0 - 6,5 Бк/кг, при среднем значении 3,2 Бк/кг, (ПДУ - 9 Бк/кг), а цезия-137 в пределах 3,2 - 11,5 Бк/кг, при среднем значении 6,1 Бк/кг, (ПДУ - 15 Бк/кг). На уровень содержания и поведения радионуклидов большое влияние оказывали особенности почвенного покрова региона. Различные типы почв, образцы которых были отобраны в одно и тоже время, характеризовались различным содержанием и распределением радионуклидов по глубине профиля почвы. Почвы региона с более тяжелым механическим составом и высоким содержанием гумуса, характеризовались более повышенными концентрациями радионуклидов. Так, например, наиболее высокие значения удельной активности стронция-90 и цезия-137 характерны для светло-каштановых, каштановых, темно-каштановых лугово-черноземных почв Тюпского района. Концентрация стронция-90 в них варьировала в пределах 2,1 - 6,5 Бк/кг, а цезия-137 от 4,0 до 11,5 Бк/кг [таблица (3.1)].

Таблица 3.1

Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах
Прииссыккулья на 1990 год по данным Иссык-Кульской областной
проектно-изыскательской станции химизации сельского хозяйства

Тип почвы	Мех. состав	⁹⁰ Sr Бк/кг	Ca %	¹³⁷ Cs Бк/кг	K %	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
Св. кашт., каштановые	Легко, сред., тяжсуг.	$\frac{2,0-4,8}{3,1}$	$\frac{0,2-0,5}{0,3}$	$\frac{3,5-9,9}{6,0}$	$\frac{1,44-4,66}{2,90}$	$\frac{0,9-3,2}{1,9}$
Светло-бурые	Средне Суглинистые	$\frac{2,1-3,3}{3,1}$	$\frac{0,1-0,4}{0,2}$	$\frac{3,2-5,1}{4,1}$	$\frac{1,89-3,30}{1,56}$	$\frac{1,0-2,4}{1,4}$
Серо-бурые, Св. кашт., каштановые	Легко, средне суглинистые	$\frac{2,2-4,2}{2,9}$	$\frac{0,1-0,4}{0,2}$	$\frac{4,4-8,4}{5,9}$	$\frac{1,80-6,93}{2,92}$	$\frac{1,2-3,4}{2,2}$
Св. кашт. каштан., тем. кашт., лугово-чернозем.	Средне, тяжело суглинистые	$\frac{2,1-6,5}{3,9}$	$\frac{0,1-0,4}{0,2}$	$\frac{4,0-11,5}{7,2}$	$\frac{1,60-4,62}{2,89}$	$\frac{1,3-2,7}{1,9}$
Св. кашт. тем. кашт., черноземы.	Средне, тяжело суглинистые	$\frac{2,1-3,8}{3,1}$	$\frac{0,1-0,3}{0,2}$	$\frac{5,9-8,9}{6,9}$	$\frac{1,43-5,55}{2,95}$	$\frac{1,2-3,0}{2,2}$
Средние показатели:		3,2	0,2	6,1	2,84	1,9

*Примечание: в числителе – предел колебаний, в знаменателе среднее значение.

Содержание обменных форм кальция и калия в почвах было равномерным, однако, в связи с низкой удельной активностью радионуклидов в почве не выявлено достоверных корреляционных

зависимостей влияния содержания кальция на удельную активность стронция-90, калия на удельную активность цезия-137. В вертикальном распределении по почвенному профилю преимущественно радионуклиды обнаруживались в пахотном горизонте (0-25см) с глубиной (до 100 см) их удельная активность заметно уменьшалась, особенно у цезия-137. О меньшей подвижности цезия-137 свидетельствует увеличение отношения цезий-137/стронций-90 в верхних горизонтах почвы, что связано с прочной его фиксацией минералами глин входящими в коллоидную фракцию почв. Также для радионуклидов характерно слабое горизонтальное перераспределение, которое в значительной степени определяется ландшафтно-геохимическим стоком и другими условиями местности.

Известно, что характер распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове существенно зависит от климатических, гидрологических и орографических условий. Из климатических условий в первую очередь следует отметить количество атмосферных осадков, которые играют двоякую роль в распределении радионуклидов, как в почвах, так и в растениях. С одной стороны, чем больше атмосферных осадков, тем больше радионуклидов должно поступать на почвенный покров. Вместе с тем следует отметить, что по мере увеличения количества осадков концентрация радионуклидов в них падает. Поэтому плотность радиоактивных загрязнений существенно зависит от количества осадков. С другой стороны, возрастание годового количества осадков способствует смыву радионуклидов с растений, горизонтальному их переносу, повышению подвижности и миграции по почвенному профилю [Павлоцкая, Тюрюканова, 1970].

Рассмотрению зависимостей между количеством атмосферных осадков и плотностью радиоактивного загрязнения почвенного покрова посвящена обширная литература. Так, Hardy, Alexander, [1962] наблюдали прямолинейную зависимость между количеством осадков и содержанием стронция-90 в выпадениях и почвах. Другие авторы [Баранов и др., 1965] такой зависимости не обнаружили. Отсутствие прямолинейной зависимости между количеством осадков и содержанием радионуклидов глобального происхождения в почвах может быть связано с очищением атмосферы при большом количестве осадков и наличием так называемых «сухих выпадений».

В работе В.М. Курганской и В.Ф. Брендакова [1971] рассматривается взаимосвязь между уровнями загрязнения почвенного покрова радионуклидами и среднегодовым количеством атмосферных осадков. Найденные авторами высокие коэффициенты корреляции указывают на наличие хорошей взаимосвязи между рассматриваемыми величинами. Это может, объяснено тем, что в данных случаях рассматривались кумулятивное накопление искусственных радионуклидов, происходившее в течение ряда лет, и усредненные, за

весьма продолжительное время количества атмосферных осадков. Попытка установить коррелятивные связи, за короткие промежутки времени не дали четких результатов. Наличие определённой взаимосвязи между этими величинами наблюдается только для периодов времени более трех месяцев. Аналогичную корреляцию между содержанием стронция-90 в почвенном покрове и количеством атмосферных осадков наблюдал Е.А. Мартел [Martell, 1959]. В период активных выпадений из атмосферы между среднегодовым количеством атмосферных осадков и содержанием радионуклидов глобального происхождения в почвах наблюдались высокие положительные коэффициенты корреляции. По мере уменьшения количества выпадений коэффициенты корреляции снижались. Это связано с влиянием на содержание радионуклидов поверхностного стока, с переходом их в необменное состояние, с выносом растениями и другими факторами [Павлоцкая и др., 1970].

Таким образом, при сравнении содержания искусственных радионуклидов глобального происхождения в почвенном покрове с количеством атмосферных осадков не всегда отмечается корреляция между этими величинами, но даже при наличии достоверной корреляции обнаруживается очень большой разброс экспериментальных данных.

В климатическом отношении для Прииссыккуля характерно проявление двух типов природной зональности – горизонтальной, связанной с изменением климатических условий с запада на восток вдоль озера, и вертикальной, обусловленной изменением физико-географических условий с высотой. В связи с проявлением горизонтальной зональности в Прииссыккуле выделяется два природно-климатических округа: западное Прииссыккуле – с сухим климатом и ксерофитным ландшафтом, при среднегодовом количестве осадков – 110-220 мм и Восточное Прииссыккуле – с влажным климатом и мезофильным ландшафтом, при средне годовом количестве осадков – 500-600 мм. Результаты корреляционного анализа приведены в таблице (3.2).

Таблица 3.2
Корреляционная зависимость удельной активности стронция-90 и цезия-137 в почве от количества годовых осадков

№	Район исследований	Коэффициент корреляции по стронцию-90	Коэффициент корреляции по цезию-137
1.	Западное Прииссыккуле	$r=-0,034$	$r=0,64$
2.	Восточное Прииссыккуле	$r=-0,17$	$r=0,21$

Как показывают результаты корреляционного анализа, между распределением стронция-90 в почвах и количеством годовых осадков в

Западной части Прииссыккуля не выявлена достоверная корреляционная зависимость ($r=-0,034$). Такой же отрицательный коэффициент корреляции ($r=-0,17$) наблюдается при рассмотрении данной зависимости стронция-90 в почве от количества годовых осадков в Восточном Прииссыккуле. Положительная корреляционная зависимость наблюдалась между содержанием цезия-137 в почве и годовым количеством осадков для Западного Прииссыккуля ($r=0,64$), а для Восточного Прииссыккуля был характерен не достоверный, но положительный коэффициент корреляции ($r=0,21$). Исходя из этого, можно предположить, что в климатических условиях Прииссыккуля не всегда отмечаются достоверные корреляционные зависимости между содержанием искусственных радионуклидов в почвенном покрове региона и количеством атмосферных осадков. Отрицательная корреляционная зависимость по стронцию-90 вероятно связана с более низкими концентрациями радионуклида в верхнем горизонте почв, повышенной подвижностью и миграцией его в почвенном профиле, по сравнению с цезием-137.

Исследования, проведенные Иссык-Кульской областной проектно-испытательской станцией химизации сельского хозяйства за период с 1980 по 1990 года по определению радионуклидов – стронция-90 и цезия-137 в почвах Прииссыккуля показали, что удельная активность данных радионуклидов в почвах региона в несколько раз была ниже установленных предельно допустимых уровней и находилась в пределах фоновых значений характерных для незагрязненных территорий.

Спустя почти двадцатилетний промежуток времени, нами были продолжены исследования по определению уровней содержания искусственных радионуклидов в почвенно-растительном комплексе Прииссыккуля. В связи с этим на территории исследуемого региона было заложено 15 контрольных участков, где были отобраны пробы почв, сельскохозяйственных и дикорастущих растений для определения искусственных радионуклидов.

Анализы по определению стронция-90 и цезия-137 были выполнены в лаборатории биогеохимии биолого-почвенного института НАН КР. Стронций-90 выделялся оксалатным методом, а цезий-137 сурьмяно-йодным по соответствующим методикам. Обсчет конечного осадка осуществлялся на радиометре УМФ-2000.

Содержание стронция-90 и цезия-137 в почвах Жеты-Огузского района Иссык-Кульской области. На территории Жеты-Огузского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Конкино, 2. с. Оргочёр, 3. с. Барскоон. Для района характерны светло-каштановые, каштановые почвы, легко и среднесуглинистого механического состава. Почвы низкогумусные 1,7-4,2 % со слабощелочной реакцией pH 6,8-7,2 [ИОПИСХ, 1991]. Результаты исследований представлены в таблице (3.3).

Таблица 3.3

Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Жеты-Огузского района Иссык-Кульской области

Место расположе ние	⁹⁰ Sr Бк/кг	Ca %	¹³⁷ Cs Бк/кг	K %	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
с. Конкино	3,0± 0,2	2,6±0,3	4,8±0,2	2,0± 0,2	1,6
с. Оргочер	3,6± 0,3	2,4±0,2	7,4±0,3	1,9± 0,2	2,0
с. Барскоон	3,3± 0,2	2,8±0,3	6,2±0,2	2,1± 0,3	1,8
Средние показатели:	3,3± 0,2	2,6±0,3	6,1± 0,2	2,0± 0,2	1,8

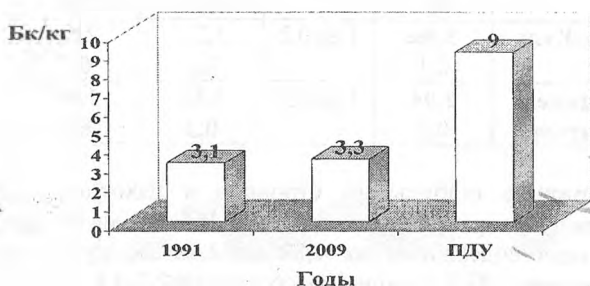
Содержание стабильного стронция в пахотном горизонте почв Жеты-Огузского района варьировала в пределах 198-212 мг/кг, при среднем 204 мг/кг. Кальция содержится в пределах 2,4-2,8 % при среднем 2,6 %. Удельная активность стронция-90 в почве составила 3,0-3,6 Бк/кг, при среднем значении 3,3 Бк/кг [ПДУ - 9 Бк/кг, НРБ-99]. Максимальные значения удельной активности стронция-90 наблюдались на тяжелосуглинистых почвах. Среднее отношение кальций/стронций-90 составило 3,4. Выявлена отрицательная корреляционная зависимость между удельной активностью стронция-90 и содержанием стабильного стронция ($r=-0,69$) и кальцием ($r=-0,50$), т.е. с увеличением концентрации данных химических элементов в почве удельная активность стронция-90 снижается.

Содержание стабильного цезия в пахотном горизонте почв Жеты-Огузского района составило 78 - 94 мг/кг, при среднем 86 мг/кг. Калия содержится в пределах 1,9 - 2,1 %, при среднем 2,0 %. Удельная активность цезия-137 варьировала в пределах от 4,8 до 7,4 Бк/кг, среднее значение составило 6,6 Бк/кг, при ПДУ - 15 Бк/кг, НРБ-99. Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на тяжелосуглинистых почвах района. Среднее отношение калий/цезий-137 составило 8,2. Величина удельной активности цезия-137 в почве закономерно снижается в зависимости от концентраций стабильного цезия и калия. Коэффициенты корреляции по цезию составил $r=-0,99$, по калию $r=-0,46$.

Отношение цезий-137/стронций-90 в почве составило 1,8, что говорит о преобладающих концентрациях цезия-137 в пахотном горизонте почв.

По результатам исследований проведенных Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Жеты-Огузского района средняя удельная активность стронция-90 составила 3,1 Бк/кг, а цезия-137 – 6,0 Бк/кг, если сопоставить данные результаты с результатами наших исследований, то к 2009 году не произошло заметных изменений в сторону уменьшения или увеличения количества данных радионуклидов в почвах района [рис. 3.1].

Удельная активность стронция-90 в почве



Удельная активность цезия-137 в почве

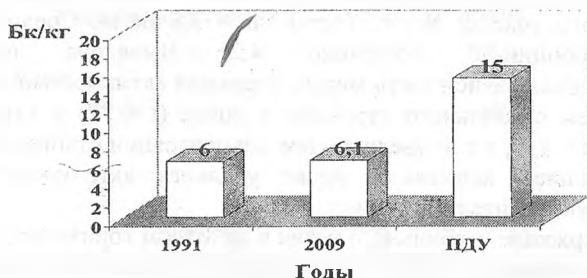


Рис. 3.1. В сравнении удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Жеты-Огузского района (1991 и 2009 гг.)

Содержание стронция-90 и цезия-137 в почвах Тонского района Иссык-Кульской области. На территории Тонского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Тамга, 2 с. Тон, 3. с. Торт-Куль. Для района характерны светло-бурые почвы, средне-суглинистого механического состава. Почвы низкогумусные 1,1 – 2,4 %, со

слабощелочной реакцией рН 7,0-7,4 [ИОПИСХ, 1991]. Результаты исследований представлены в таблице (3.4).

Таблица 3.4

Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Тонского района Иссyk-Кульской области

Место расположе ние	⁹⁰ Sr Бк/кг	Ca %	¹³⁷ Cs Бк/кг	K %	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
с. Тамга	2,2± 0,2	1,9±0,2	4,0± 0,3	1,8± 0,5	1,8
с. Тон	2,6± 0,1	1,8±0,2	7,4± 0,3	1,6± 0,4	2,8
с. Торт-Куль	3,8± 0,1	1,8±0,2	5,2± 0,2	2,2± 0,6	1,3
Средние показатели:	2,9± 0,1	1,8±0,2	5,5± 0,3	1,8± 0,5	1,9

Содержание стабильного стронция в пахотном горизонте почв Тонского района варьировало в пределах 165-175 мг/кг, при среднем 170 мг/кг. Кальция содержится от 1,82 до 1,94 %, при среднем 1,87 %. Удельная активность стронция-90 составила 2,2-3,8 Бк/кг, при среднем значении 2,9 Бк/кг (ПДУ – 9 Бк/кг, НРБ-99). Максимальные значения удельной активности стронция-90 наблюдались на светло-бурых почвах контрольного участка №3 с. Торт-Куль – 3,8 Бк/кг. Среднее отношение кальций/стронций-90 составило 4,2. Выявлена положительная корреляционная зависимость между удельной активностью стронция-90 и содержанием стабильного стронция в почве ($r=0,72$) и отрицательная с кальцием ($r=-0,5$), т.е. с увеличением концентрации стабильного стронция и уменьшением кальция в почве удельная активность стронция-90 несколько увеличивается.

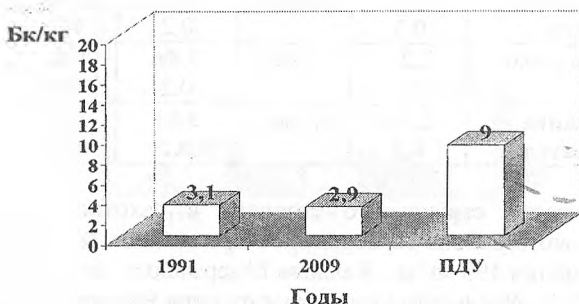
Содержание стабильного цезия в пахотном горизонте почв Тонского района составило 88-92 мг/кг, при среднем 89 мг/кг. Калия содержалось от 1,6 до 2,2 % при среднем 1,8 %. Удельная активность радионуклида цезия-137 варьировала в пределах 4,0 – 7,4 Бк/кг, среднее значение составило 5,5 Бк/кг, при ПДУ – 15 Бк/кг, НРБ-99. Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на светло-бурых средне-суглинистых почвах контрольного участка №2 с. Тон -7,4 Бк/кг. Среднее отношение калий/цезий-137 составило 8,2. Выявлена отрицательная корреляционная зависимость между удельной активностью цезия-137 и содержанием стабильного цезия в почве ($r=-0,39$) и калием ($r=-0,48$).

Величина удельной активности цезия-137 в почве не значительно снижается в зависимости от концентраций стабильного цезия и калия.

Среднее отношение цезий-137/стронций-90 в почве составило 1,9, что говорит о преобладающих концентрациях цезия-137 в пахотном горизонте почв, по сравнению со стронцием-90.

По результатам исследований проведенных Иссык-кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Тонского района средняя удельная активность стронция-90 составила 3,1 Бк/кг, а цезия-137 – 4,1 Бк/кг, если сопоставить результаты наших исследований, то к 2009 году в почвах района наблюдается уменьшение концентрации стронция-90 и незначительное увеличение цезия-137 [рис. 3.2].

Удельная активность стронция-90 в почве



Удельная активность цезия-137 в почве

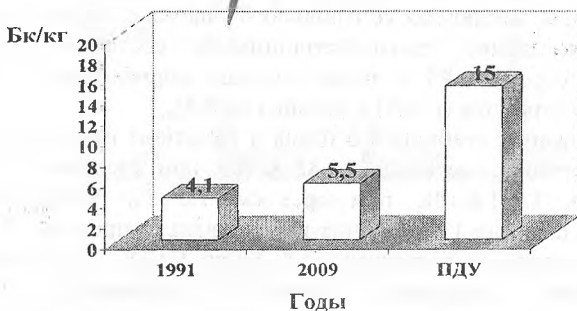


Рис.3.2. Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Тонского района на 1991 и 2009 года.

Содержание стронция-90 и цезия-137 в почвах Иссык-Кульского района Иссык-Кульской области. На территории Иссык-Кульского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Тамчи, 2. с. Григорьевка, 3.

с. Ананьево. Для района характерны серо-бурые светло-каштановые почвы легко и среднесуглинистого механического состава. Почвы низкогумусные 1,33-3,51 %, со слабощелочной реакцией pH 7,0-7,4 [ИОПИСХ, 1991]. Результаты исследований представлены в таблице (3.5).

Таблица 3.5
Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Иссык-Кульского района Иссык-Кульской области

Место расположение	⁹⁰ Sr Бк/кг	Ca %	¹³⁷ Cs Бк/кг	K %	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
с. Тамчи	1,8± 0,2	1,1±0,1	3,5± 0,1	1,2± 0,3	1,9
с. Григорьевка	2,5± 0,3	1,4±0,2	4,1± 0,2	1,8± 0,3	1,6
с. Ананьево	2,2± 0,2	1,2±0,1	3,8± 0,2	1,6± 0,2	1,7
Средние показатели:	2,1± 0,2	1,2±0,1	3,8± 0,2	1,5± 0,2	1,7

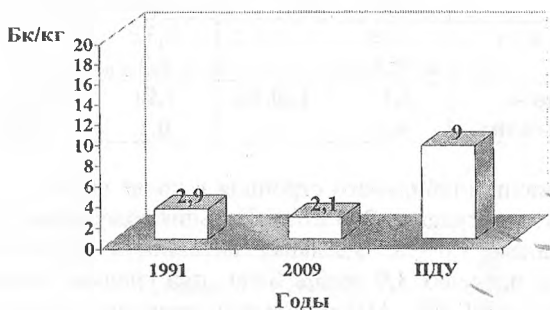
Содержание стабильного стронция в пахотном горизонте почв Иссык-Кульского района варьировала в пределах от 185 до 203 мг/кг, при среднем значении 195 мг/кг. Кальция содержалось от 1,13 до 1,38 %, при среднем 1,25 %. Удельная активность стронция-90 составила 1,8-2,2 Бк/кг, при среднем значении 2,1 Бк/кг [ПДУ – 9 Бк/кг, НРБ-99]. Максимальные показатели удельной активности стронция-90 наблюдались на каштановых среднесуглинистых почвах контрольного участка с. Григорьевка -2,5 Бк/кг. Среднее отношение кальций/стронций-90 составило 4,5. Удельная активность стронция-90 в почве хорошо коррелирует с содержанием стабильного стронция ($r=0,9$) и кальция ($r=0,9$).

Содержание стабильного цезия в пахотном горизонте почв Иссык-Кульского района составило 76-88 мг/кг, при среднем 82 мг/кг. Калия содержалось 1,2-1,8 %, при среднем 1,5 %. Удельная активность радионуклида цезия-137 в почве варьировала в пределах от 3,5 до 4,1 Бк/кг, при среднем показателе 3,8 Бк/кг [ПДУ – 15 Бк/кг, НРБ-99]. Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на каштановых среднесуглинистых почвах контрольного участка №2 с. Григорьевка – 4,1 Бк/кг. Среднее отношение калий/цезий-137 составило 6,8. Удельная активность цезия-137 в почве хорошо коррелирует с содержанием стабильного цезия ($r=0,9$) и калия ($r=0,9$).

Среднее отношение цезий-137/стронций-90 в почве составило 1,7, что говорит о преобладающих концентрациях цезия-137 в сравнении со стронцием-90.

По результатам исследований проведённых Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Иссык-Кульского района средняя удельная активность стронция-90 составила 2,9 Бк/кг, а цезия-137 – 5,9 Бк/кг, если сопоставить эти данные с результатами наших исследований, то к 2009 году наблюдается снижение удельной активности искусственных радионуклидов в почвах района [рис. 3.3].

Удельная активность стронция-90 в почве



Удельная активность цезия-137 в почве

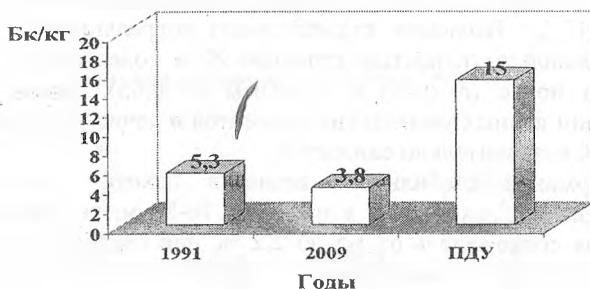


Рис 3.3. Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Иссык-Кульского района на 1991 и 2009 года.

Содержание стронция-90 и цезия-137 в почвах Тюпского района Иссык-Кульской области. На территории Тюпского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Тюп, 2. с. Сары-Булак, 3. с. Кен-Суу. Для района характерны светло-каштановые, каштановые, темно-каштановые, лугово-черноземные почвы, средне и тяжело-суглинистого механического состава. Почвы средне гумусные 2,5 - 6,5%, со

слабощелочной реакцией рН 6,4-7,5 [ИОПИСХ, 1991]. Результаты исследований представлены в таблице 3.6.

Таблица 3.6

Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Тюпского района Иссык-Кульской области

Место расположение	⁹⁰ Sr Бк/кг	Ca %	¹³⁷ Cs Бк/кг	K %	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
с. Тюп	5,2± 0,2	0,87± 0,1	9,5± 0,1	1,5± 0,4	1,8
с. Сары-Булак	3,0± 0,3	0,9±0,1	5,8± 0,1	1,7± 0,5	1,9
с. Кен-Суу	4,2± 0,3	1,2±0,2	8,3± 0,2	2,2± 0,8	1,9
Средние показатели:	4,1± 0,3	1±0,16	7,9± 0,1	1,8± 0,6	1,8

Содержание стабильного стронция в почве варьировало в пределах 214-226 мг/кг, при среднем 220 мг/кг. Кальция содержалось от 0,87 до 1,22 %, при среднем 1,0 %. Удельная активность стронция-90 в почве варьировала в пределах 3,0 до 5,2 Бк/кг, при среднем значении 4,1 Бк/кг [ПДУ 9 Бк/кг, НРБ-99]. Максимальные значения удельной активности радионуклида отмечались на светло-каштановых почвах контрольного участка №1 с. Тюп – 5,2 Бк/кг. Среднее отношение кальций/стронций-90 составило 11,1. Выявлена отрицательная корреляционная зависимость между удельной активностью стронция-90 и содержанием стабильного стронция в почве ($r=-0,45$) и кальцием ($r=-0,05$), т.е. с увеличением концентрации данных химических элементов в почве удельная активность стронция-90 незначительно снижается.

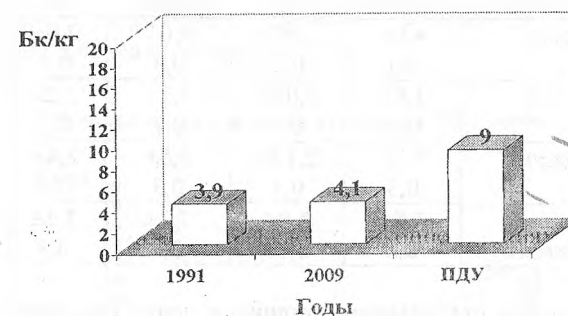
Содержание стабильного цезия в пахотном горизонте почв Тюпского района находилась в пределах 76-84 мг/кг, при среднем 79,3 мг/кг. Калия содержалось от 1,5 до 2,2 %, при среднем 1,8 %. Удельная активность цезия-137 варьировала в пределах от 5,8 до 9,5 Бк/кг, при среднем 7,9 Бк/кг [ПДУ – 15 Бк/кг, НРБ-99]. Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на светло-каштановых, среднесуглинистых почвах контрольного участка №1, с. Тюп – 9,5 Бк/кг. Среднее отношение калий /цезий-137 составило 11,8. Наблюдается положительная корреляционная зависимость между содержанием стабильного цезия в почве и удельной активностью цезия-137 ($r=0,88$) и отрицательная между содержанием калия и удельной активностью цезия-137 ($r=-0,08$), т.е. с увеличением содержания стабильного цезия удельная активность цезия-137 несколько

увеличивается, а с увеличением содержания калия удельная активность радионуклида незначительно уменьшается.

Среднее отношение цезий-137/стронций-90 в почве составило 1,8, что свидетельствует о преобладающих концентрациях цезия-137 в пахотном горизонте почв, по сравнению со стронцием-90.

По результатам исследований проведенных Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Тюпского района средняя удельная активность стронция-90 составила 3,9 Бк/кг, а цезия-137 – 7,2 Бк/кг, если сопоставить эти данные с результатами наших исследований, то к 2009 году наблюдается незначительная тенденция увеличения удельной активности искусственных радионуклидов в почвах района [рис. 3.4].

Удельная активность стронция-90 в почве



Удельная активность цезия-137 в почве

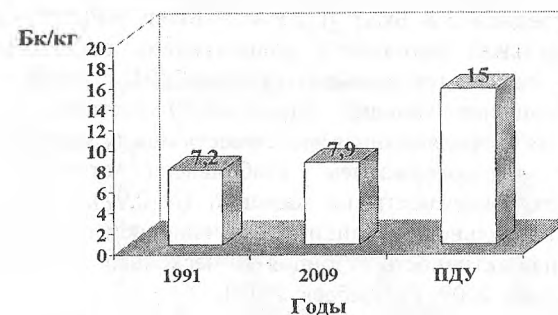


Рис.3.4. Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Тюпского района на 1991 и 2009 года.

Содержание стронция-90 и цезия-137 в почвах Ак-Суйского района Иссык-Кульской области. На территории Ак-Суйского района было исследовано 3 контрольных участка: 1. с. Маман, 2. с. Боз-Учук, 3. с. Чолпон. Для района характерны светло-каштановые, каштановые, темно-каштановые почвы, чернозёмы средне и тяжелосуглинистого механического состава. Почвы низкогумусные 2,0-4,2 %, со слабощелочной реакцией рН 6,5-7,5 [ИОПИСХ, 1991]. Результаты исследований представлены в таблице (3.7).

Таблица 3.7

Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Ак-Суйского района Иссык-Кульской области

Место расположение	⁹⁰ Sr Бк/кг	Ca %	¹³⁷ Cs Бк/кг	K %	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
с. Маман	4,6±	1,96±	9,0±	2,0±	1,9
	0,3	0,2	0,3	0,4	
с. Боз-Учук	3,8±	2,02±	7,2±	2,2±	1,9
	0,4	0,1	0,2	0,3	
с. Чолпон	3,2±	2,12±	5,5±	2,4±	1,7
	0,3	0,1	0,3	0,4	
Средние показатели:	3,8±	2,0±	7,2±	2,2±	1,8
	0,5	0,16	0,2	0,3	

Содержание стабильного стронция в почве варьировало в пределах 162-171 мг/кг, среднее 167 мг/кг. Кальция содержалось 1,96-2,12 %, при среднем 2,0 %. Удельная активность стронция-90 в почве составила 3,2-4,6 Бк/кг, при среднем 3,8 Бк/кг [ПДУ – 9 Бк/кг, НРБ-99]. Максимальные значения удельной активности радионуклида отмечались на темно-каштановых почвах контрольного участка №1 с. Маман – 4,6 Бк/кг. Среднее отношение кальций /стронций-90 составило 5,1. Выявлена положительная корреляционная зависимость между удельной активностью стронция-90 и содержанием стабильного стронция ($r=0,96$) и отрицательная зависимость по кальцию ($r=-0,97$), т.е. с увеличением содержания стабильного стронция и уменьшением содержания кальция в почве удельная активность стронция-90 несколько снижается [Kaldybaev, 2008; Kaldybaev, 2009; Kaldybaev, 2010].

Содержание стабильного цезия в почве находилось в пределе 67-82 мг/кг, при среднем 76 мг/кг. Калия содержалось от 2,0-2,4 %, при среднем 2,2%. Удельная активность цезия-137 варьировала в пределах 5,5-9,0 Бк/кг, при среднем 7,2 Бк/кг [ПДУ – 15 Бк/кг, НРБ-99]. Максимальные значения удельной активности радионуклида обнаруживались на темно-каштановых

тяжелосуглинистых почвах контрольного участка №1 с. Маман – 9,0 Бк/кг. Среднее отношение калий/цезий-137 составило 8,8. Выявлена положительная корреляционная зависимость между удельной активностью цезия-137 и содержанием стабильного цезия ($r=0,96$) и отрицательная ($r=-0,99$) с калием, т.е. с увеличением содержания стабильного цезия и уменьшением содержания калия в почве удельная активность цезия-137 незначительно снижается [Kaldybaev, 2008; Калдыбаев, 2009; Калдыбаев, 2010]. Среднее отношение цезий-137/стронций-90 в почве составило 1,8, что говорит о преобладающих концентрациях цезия-137 относительно стронция-90.

По результатам исследований проведенных Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Ак-Суйского района средняя удельная активность стронция-90 составила 3,2 Бк/кг, а цезия-137 – 6,9 Бк/кг, если сопоставить эти данные с результатами наших исследований, то к 2009 году наблюдается незначительное увеличение удельной активности искусственных радионуклидов в почвах района [рис.3.5].



Рис. 3.5. Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Ак-Суйского района на 1991 и 2009 года.

Результаты наших исследований показали, что на содержание искусственных радионуклидов в почве большое влияние оказывают особенности почвенного покрова региона. Почвы с более тяжелым механическим составом и высоким содержанием гумуса, характеризовались более повышенными концентрациями радионуклидов. На удельную активность радионуклидов так же определенное влияние оказывают минералогический состав, концентрации ионов водорода, содержание, карбонатов, стабильного стронция и цезия, кальция и калия в почве. Результаты содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах Прииссыккуля представлены в таблице (3.8).

Таблица 3.8
Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Прииссыккуля

Тип почвы	Мех. состав	⁹⁰ Sr Бк/кг	Ca %	¹³⁷ Cs Бк/кг	K %
Св.кашт., каштан.	Легко, средне, тяжело суглинистые	$\frac{3,0-3,6}{3,3}$	$\frac{2,4-2,8}{2,6}$	$\frac{4,8-7,4}{6,1}$	$\frac{1,9-2,1}{2,0}$
Св.бурые	Средне суглинистые	$\frac{2,2-3,8}{2,9}$	$\frac{1,8-1,9}{1,87}$	$\frac{4,0-7,4}{5,5}$	$\frac{1,6-2,2}{1,8}$
Серо-бурые, св.кашт., каштан.	Легко, средне суглинистые	$\frac{1,8-2,5}{2,1}$	$\frac{1,1-1,4}{1,2}$	$\frac{3,5-4,1}{3,8}$	$\frac{1,2-1,8}{1,5}$
Св.кашт., Каштан., тем.кашт., лугово-чернозем.	Средне, тяжело суглинистые	$\frac{3,0-5,2}{4,1}$	$\frac{0,9-1,2}{1,0}$	$\frac{5,8-9,5}{7,9}$	$\frac{1,5-2,2}{1,8}$
Св.каштан., темно-каштан., чернозем.	Средне, тяжелосуглинистые	$\frac{3,2-4,6}{3,8}$	$\frac{1,9-2,1}{2,0}$	$\frac{5,5-9,0}{7,2}$	$\frac{2,0-2,4}{2,2}$
Средние показатели:		$\frac{2,1-4,1}{3,2}$	$\frac{1,0-2,6}{1,7}$	$\frac{3,8-7,9}{6,1}$	$\frac{1,5-2,2}{1,9}$

*Примечание: в числителе – предел колебаний, в знаменателе среднее значение.

Содержание стабильного стронция в пахотном горизонте почв Иссык-Кульской области варьировало в пределах от 167 до 220 мг/кг, при среднем 191,2 мг/кг. Кальция содержалось 1,0-2,6 %, при среднем 1,7 %. Удельная активность стронция-90 составила 2,1-5,1 Бк/кг, при среднем значении 3,2 Бк/кг [ПДУ – 9 Бк/кг, НРБ-99]. Максимальные значения удельной активности стронция-90 по региону наблюдались в почвах Тюпского района 3,0-5,2 Бк/кг, при среднем 4,1 Бк/кг [рис. 3.6]. Отношение кальций/стронций-90 составило широкий предел 3,4-11, при среднем 5,6, что свидетельствует о преобладающих концентрациях кальция в почве. Наблюдается слабо выраженная положительная корреляционная зависимость между удельной активностью стронция-90 и содержанием стабильного стронция ($r=0,21$) и кальция ($r=0,04$), т.е. с увеличением содержания данных химических элементов в почве удельная активность стронция-90 незначительно увеличивается [Калдыбаев, 2009].

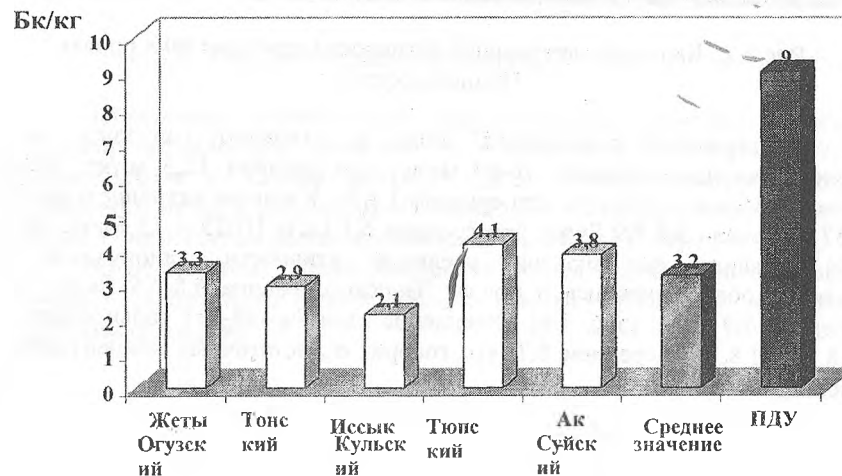


Рис.3.6. Удельная активность стронция-90 в почвах Прииссыккуля

По результатам биогеохимических исследований нами составлена условная карта-схема удельной активности стронция-90 в почвах Прииссыккуля [рис. 3.7].

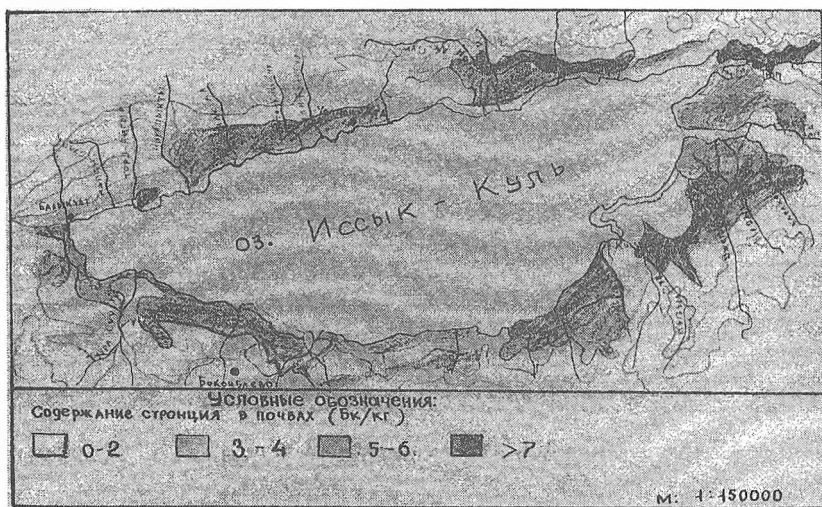


Рис.3.7. Карта-схема удельной активности стронция-90 в почвах Прииссыккуля

Содержание стабильного цезия в пахотном горизонте почв Прииссыккуля составило 76-89 мг/кг, при среднем 82,5 мг/кг. Калия содержалось от 1,5-2,2 %, при среднем 1,9 %. Удельная активность цезия-137 составила 3,8-7,9 Бк/кг, при среднем 6,1 Бк/кг [ПДУ – 15 Бк/кг, НРБ-99]. Максимальные значения удельной активности радионуклида по региону обнаруживались в почвах Тюпского района 5,8-9,5 Бк/кг, при среднем 7,9 Бк/кг [рис. 3.8]. Отношение калий/цезий-137 варьировало от 6,8 до 11,8, при среднем 8,7, что говорит о достаточных концентрациях калия в почве.

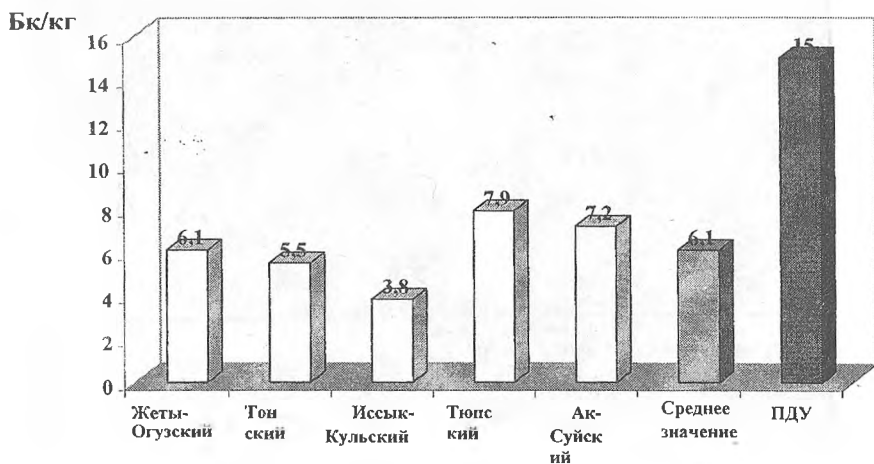


Рис. 3.8. Удельная активность цезия-137 в почвах Прииссыкуля

Наблюдается отрицательная корреляционная зависимость между удельной активностью цезия-137 и стабильным цезием ($r=-0,47$) и положительная с калием ($r=0,68$) т.е. с уменьшением содержания стабильного цезия и увеличением содержания калия удельная активность цезия-137 незначительно увеличивается [Калдыбаев, 2009].

По результатам биогеохимических исследований нами составлена условная карта-схема удельной активности цезия-137 в почвах Прииссыкуля [рис. 3.9].

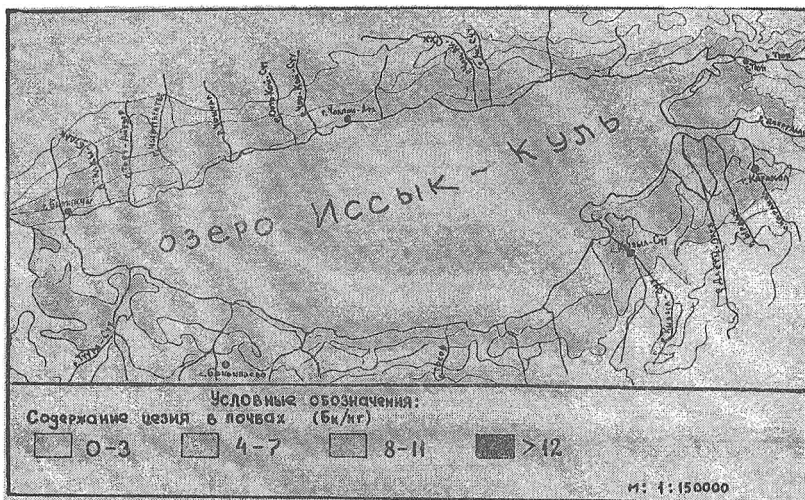
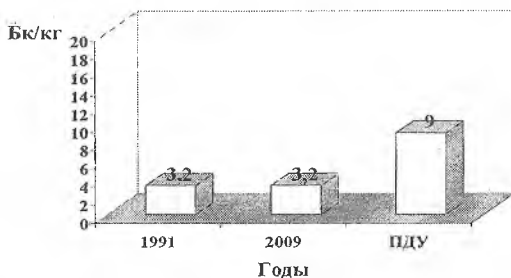


Рис.3.9. Карта-схема удельной активности цезия-137 в почвах Прииссыккулья

Отношение цезий-137/стронций-90 в почвах варьировало в пределах 1,73-1,86, при среднем 1,82. Максимальный показатель этого отношения характерен для светло-бурых среднесуглинистых почв Тонского района 1,9, что говорит о преобладающих концентрациях цезия-137 в пахотном горизонте почв региона по сравнению со стронцием-90.

По результатам исследований проведенных Иссык-Кульской областной станцией химизации сельского хозяйства в 1991 году в почвах Иссык-Кульской области средняя удельная активность стронция-90 составила 3,2 Бк/кг, а цезия-137 - 6,1 Бк/кг, если сопоставить данные результаты с результатами наших исследований, то к 2009 году не наблюдается тенденции накопления искусственных радионуклидов в почвах региона, их удельная активность в несколько раз, ниже установленных норм радиационной безопасности и находится в пределах фоновых значений [рис. 3.10].

Удельная активность стронция-90 в почве



Удельная активность цезия-137 в почве

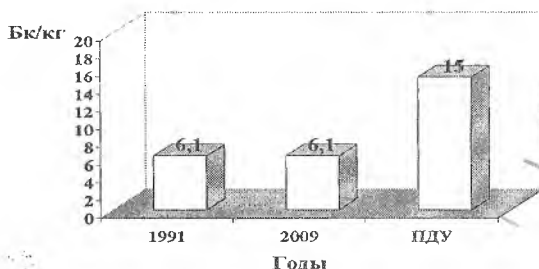


Рис.3.10. Удельная активность стронция-90 и цезия-137 в почвах Прииссыккуля на 1991 и 2009 года

Мы полагаем, что их природа связана с процессами глобальных выпадений, так согласно литературных данных, включая обзорные статьи и монографии по данному направлению, диапазон концентраций искусственных радионуклидов, обусловленных глобальными выпадениями в северном полушарии составляют по стронцию-90 и цезию-137 не более 30 Бк/кг [Лукашенко, Каширский и др., 2009].

3.4 Содержание искусственных радионуклидов в культурных и дикорастущих растениях Прииссыккуля

Полученные результаты, характеризующие удельную активность стронция-90 и цезия-137 в культурных растениях, выращенных в различных зонах Прииссыккуля представлены в таблице (3.9).

Таблица 3.9
Содержание стронция-90 и цезия-137 в культурных растениях
Прииссыккуля

Район	Вид растений	Части растений	⁹⁰ Sr Бк/кг	¹³⁷ Cs Бк/кг	¹³⁷ Cs/ ⁹⁰ Sr
Жеты-Огузский район	Triticum aestivum L.	Зерно	0,25±0,02	0,22±0,02	0,88
		Солома	2,45±0,2	2,05±0,2	0,83
	Hordeum distichum L.	Зерно	0,22±0,02	0,20±0,02	0,91
		Солома	3,49±0,3	3,08±0,3	0,88
	Zea mays L.	Початки	1,31±0,1	1,29±0,1	0,98
	Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	4,73±0,5	4,43±0,4	0,93
Medicago sativa L.	Целое	5,76±0,6	5,56±0,5	0,96	
Тонский район	Hordeum distichum L.	Зерно	0,27±0,03	0,24±0,02	0,88
		Солома	3,11±0,3	2,52±0,2	0,81
	Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	4,26±0,4	4,20±0,4	0,98
	Medicago sativa L.	Целое	5,14±0,5	5,10±0,5	0,99
Иссык-Кульский район	Triticum aestivum L.	Зерно	0,26±0,03	0,20±0,02	0,77
		Солома	2,99±0,3	2,14±0,2	0,71
	Hordeum distichum L.	Зерно	0,26±0,02	0,22±0,02	0,84
		Солома	3,53±0,3	2,86±0,3	0,81
	Zea mays L.	Початки	1,26±0,1	1,19±0,2	0,94
	Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	4,26±0,4	4,22±0,4	0,99
Medicago sativa L.	Целое	5,59±0,5	5,35±0,5	0,95	

Тюпский район	Triticum aestivum L.	Зерно	0,26±0,03	0,23±0,02	0,88
		Солома	3,12±0,3	2,56±0,2	0,82
	Hordeum distichum L.	Зерно	0,28±0,3	0,26±0,02	0,93
		Солома	3,29±0,3	3,0±0,3	0,91
	Zea mays L.	Початки	2,34±0,2	2,28±0,02	0,97
	Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	4,85±0,4	4,70±0,5	0,96
Ак-Суйский район	Hordeum distichum L.	Зерно	0,24±0,02	0,22±0,02	0,91
		Солома	2,70±0,3	2,40±0,2	0,88
	Zea mays L.	Початки	1,44±0,1	1,34±0,1	0,93
	Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	4,79±0,5	4,56±0,4	0,95
	Solanum tuberosum L.	Ботва	2,15±0,2	2,12±0,2	0,98
		Клубни	0,54±0,04	0,42±0,03	0,77
Тюпский район	Hordeum distichum L.	Зерно	0,24±0,02	0,22±0,02	0,91
		Солома	2,70±0,3	2,40±0,2	0,88
	Zea mays L.	Початки	1,44±0,1	1,34±0,1	0,93
	Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	4,79±0,5	4,56±0,4	0,95
Solanum tuberosum L.	Ботва	2,40±0,3	2,33±0,2	0,97	
	Клубни	0,65±0,04	0,48±0,03	0,73	

При поступлении стронция-90 и цезия-137 из различных типов почв у зерновых колосовых культур отмечается более интенсивное накопление их в вегетативных частях растения по сравнению с репродуктивными органами. Количество стронция-90 в зерне озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) составило 0,25 – 0,26 Бк/кг, в соломе от 2,45 до 3,12 Бк/кг. Содержание цезия-137 в зерне пшеницы (*Triticum aestivum* L.) изменялось в пределах от 0,20 до 0,23 Бк/кг, а в соломе 2,05 – 2,56 Бк/кг. Наблюдаемые колебания в концентрациях стронция-90 и цезия-137 связаны с различиями в физико-химических и агрономических свойствах почв, с неодинаковым содержанием в них этих радионуклидов, а также с сортовыми особенностями пшеницы. Аналогичное накопление радионуклидов характерно для ярового ячменя (*Hordeum distichum* L.), как в вегетативных, так и репродуктивных частях растения. Содержание стронция-90 и цезия-137 в растениях семейств бобовых – эспарцет (*Onobrychis viciaefolia* Scop.), люцерна (*Medicago sativa* L.) выше примерно на два порядка, чем в зерновых колосовых культурах. Более низкие концентрации

радионуклидов отмечены в початках кукурузы (*Zea mays L.*). Для картофеля (*Solanum tuberosum L.*) накопление радионуклидов в хозяйственно ценной части урожая (клубнях) в 3-4 раз ниже, чем их аккумуляция в ботве [Калдыбаев, 2010; Kaldybaev, 2010].

Отношение этих радионуклидов в культурных растениях в зависимости от региона выращивания изменяется в пределах от 0,71 до 0,99. Эти данные показывают, что из различных типов почв региона цезий-137 поступает в растения менее интенсивнее, чем стронций-90.

Несмотря на относительное разнообразие физико-химических и агрохимических свойств исследуемых почв, на которых выращивали озимую пшеницу, нами выявлена достоверная корреляционная зависимость между удельной активностью стронция-90 и цезия-137 в зерне и соломе пшеницы от процентного содержания гумуса в почве и pH. Отрицательные коэффициенты корреляции наблюдаются между содержанием кальция и калия в почве и удельной активностью стронция-90 и цезия-137 в растениях, что является закономерным фактом, так как при увеличении концентраций подвижных форм кальция и калия в почве, в растениях снижается соответственно поступление данных радионуклидов [таблица (3.10)].

Таблица 3.10

Коэффициенты корреляции между удельной активностью искусственных радионуклидов в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) от физико-химических свойств почвы

Вид растения	Часть растения	Коэффициенты корреляции					
		⁹⁰ Sr/ гумус	¹³⁷ Cs/ гумус	⁹⁰ Sr/ pH	¹³⁷ Cs/ pH	⁹⁰ Sr/ Ca	¹³⁷ Cs / K
Triticum aestivum L.	Зерно	r=0,56	r=0,71	r=0,97	r=0,037	r=-0,99	r=-0,98
	Солома	r=0,70	r=0,99	r=0,99	r=0,79	r=-0,95	r=-0,74

Следует отметить, что культурные растения, выращенные в условиях Прииссыккуля, характеризуются различным содержанием данных радионуклидов [таблица (3.11)]. Это связано с разницей их содержания в пахотном слое почв, что обусловлено многочисленными процессами, происходящими в почвенно-растительном комплексе (миграция стронция-90 и цезия-137 по почвенному профилю, переход в необменное состояние, вынос с растениями, поверхностный сток и т.д.).

Таблица 3.11

Содержание стронция-90 и кальция в урожае озимой пшеницы и ярового ячменя

Район	Тип почвы	Культура	⁹⁰ Sr, Бк/кг	Ca, %	⁹⁰ Sr/ Ca, с.е.
Жеты-Огузский	Каштановые	Triticum aestivum L.	0,25 2,45	0,19 0,24	3,5 27,6
		Hordeum distichum L.	0,27 3,11	0,2 0,39	3,6 21,5
Иссык-Кульский	Серо-бурые	Triticum aestivum L.	0,26 2,99	0,12 0,54	5,8 14,9
Тюпский	Темно-каштановые	Triticum aestivum L.	0,26 3,12	0,18 0,30	3,8 28,1
Ак-Суйский	Каштановые	Hordeum distichum L.	0,24 2,70	0,16 0,44	4,05 16,6

* в числителе зерно, в знаменателе солома

Сходства в поведении стронция-90 и кальция в процессах обмена веществ у растений, животных и человека, а также при перемещении их по миграционным цепочкам привели к тому, что при оценке загрязнения биосферы стронцием-90 принято рассматривать не только абсолютное содержание в биологических объектах, но и отношение к кальцию.

Для выражения содержания стронция-90 относительно кальция используют понятие «стронциевые единицы» (с.е.), 1 с.е. равна 1 пикокюри стронция-90 на 1 грамм кальция. Эти отношения в исследуемых почвах приведены в таблице 3.12.

Таблица 3.12

Содержание стронция-90 и кальция в пахотном горизонте почв

Район	Тип почвы	⁹⁰ Sr, Бк/кг	Ca, %	⁹⁰ Sr/ Ca, с.е.
Жеты-Огузский	Светло-каштановые, каштановые	3,13	3,0	2,8
Тонский	Светло-бурые	3,10	2,4	3,5
Иссык-Кульский	Серо-бурые, Светло-каштановые, каштановые	2,88	2,4	3,2

Тюпский	Светло-каштановые, каштановые, Темно-каштановые, лугово-черноземные	3,95	2,3	4,6
Ак-Суйский	Светло-каштановые, темно-каштановые, черноземы.	3,19	2,0	4,3

В почвах Прииссыккуля значения этого отношения узкое, следовательно, высокое содержание кальция в почвах обеспечивает низкое отношение стронция-90 к кальцию, что соответствует относительно низкому накоплению стронция-90 в урожае растений. Следовательно, высокие содержания кальция в почвах обеспечивают низкое отношение стронция-90 к кальцию в почвах, что соответствует относительно низкому накоплению стронция-90 в зерне и соломе зерновых колосовых культур Прииссыккуля.

Количество накапливающегося в растениях, организме животных и человека стронция-90 находится в зависимости от концентраций сопровождающего его при миграции кальция, поэтому степень опасности потребления загрязненной стронцием-90 сельскохозяйственной продукции, в том числе растительной определяется не только его абсолютным количеством в ней, но и относительным его содержанием. Если содержание стронция-90 в растениях выражать в отношении к кальцию, то различия между вегетативными и репродуктивными частями несколько сглаживается, поскольку в соломе накапливаются больше кальция, чем в зерне. Это явление имеет большое значение при анализе включения стронция-90 в пищевые цепочки. Несмотря на относительно низкую абсолютную концентрацию стронция-90 в зерне пшеницы, этот радионуклид с зерном может активно поступать в организм человека из-за малого содержания в нем кальция.

Для сравнительной характеристики способностей растений к накоплению стронция-90 и цезия-137 через корневые системы часто используются коэффициентом накопления или коэффициентом концентрации. Коэффициентом накопления называют отношение между содержанием стронция-90 или цезия-137 в растениях (в Бк) на единицу сухой массы и содержанием этих радионуклидов в почве, измеренным также в тех же единицах. Этот коэффициент в зависимости от почвенно-климатических условий, биологических, видовых особенностей растений и колебаний других внешних факторов может изменяться в широких пределах от 0,01 до 15 и более [Алексахин, 1991; Алексахин, 1985; Абдуллаев, Алиев, 1998; Источники и действие ионизирующей радиации, 1978; Радиоактивность и пища человека, 1971; Heine, Wicchen 1979].

Накопление радионуклидов в растениях хорошо согласуются с содержанием в них стабильных изотопов этих же элементов. По аккумуляции растениями химические элементы разделяются на пять групп: с сильным накоплением (коэффициент накопления, КН>10), со слабым накоплением (1-10) с отсутствием аккумуляции (0,1-1), со слабой дискриминацией (0,01-0,1) и с сильной дискриминацией (<0,01) Возможной причиной различий в поведении радиоактивных и стабильных нуклидов одного и того же элемента может быть разница в формах их нахождения в почвах [Алексахин, 1991].

Результаты наших исследований показывают, что коэффициенты накопления стронция-90 и цезия-137 в зерновых колосовых культурах во всех районах Прииссыккуля, значительно меньше единицы. В соломе данных культур эти радионуклиды накапливаются интенсивнее, чем в зерне [таблица (3.13)].

Таблица 3.13

Коэффициенты накопления стронция-90 и цезия-137 в культурных растениях Прииссыккуля

№	Район	Вид растений	Части растений	⁹⁰ Sr (Кн)	¹³⁷ Cs (Кн)
1.	Жеты-Огузский район	Triticum aestivum L.	Зерно	0,079	0,036
			Солома	0,78	0,34
		Hordeum distichum L.	Зерно	0,070	0,033
			Солома	1,11	0,51
		Zea mays L.	Початки	0,42	0,21
		Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	1,5	0,74
Medicago sativa L.	Целое	1,8	0,92		
2.	Тонский район	Hordeum distichum L.	Зерно	0,087	0,057
			Солома	1,0	0,61
		Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	1,37	1,01
	Medicago sativa L.	Целое	1,65	1,22	
3.	Иссык-Кульский район	Triticum aestivum L.	Зерно	0,09	0,033
			Солома	1,04	0,35
		Hordeum distichum L.	Зерно	0,09	0,036
			Солома	1,22	0,47
		Zea mays L.	Початки	0,43	0,19
Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	1,48	0,70		

		Medicago sativa L.	Целое	1,94	0,89
4.	Тюпский район	Triticum aestivum L.	Зерно	0,066	0,032
			Солома	0,78	0,36
		Hordeum distichum L.	Зерно	0,070	0,036
			Солома	0,83	0,42
		Zea mays L.	Початки	0,53	0,32
		Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	1,22	0,65
Solanum tuberosum L.	Ботва	0,54	0,29		
	Клубни	0,13	0,058		
5.	Ак-Суйский район	Hordeum distichum L.	Зерно	0,075	0,031
			Солома	0,84	0,34
		Zea mays L.	Початки	0,45	0,19
		Onobrychis viciaefolia Scop.	Целое	1,5	0,65
		Solanum tuberosum L.	Ботва	0,75	0,38
			Клубни	0,2	0,079

Различия содержания радионуклидов в хозяйственно ценной части зерновых колосовых культур достигают 10-15 кратной величины. Несколько выше коэффициенты накопления стронция-90 отмечены у эспарцета (*Onobrychis viciaefolia Scop.*) Кн (1,22-1,5) и у люцерны (*Medicago sativa L.*) Кн (1,65-1,94) возделываемой на сено, что говорит о слабом накоплении радионуклида в данных культурах. Установлено, что стронций-90 в 2-6 раз интенсивнее поглощается бобовыми культурами, чем злаковыми. Содержание цезия-137, как правило, выше в зернобобовых культурах по сравнению со злаковыми. В целом растения, содержащие больше кальция, накапливают стронций-90 в повышенных концентрациях, калиелюбивые виды поглощают больше цезия-137. Низкое содержание радионуклидов ($K_n < 1$) наблюдалось в початках кукурузы (*Zea mays L.*), ботве и клубнях картофеля (*Solanum tuberosum L.*).

Наблюдаемое отношение. Термин «наблюдаемое отношение» введен для установления взаимосвязи между отношением стронция-90 и кальция в биологической системе и отношением этих же ионов в источнике, откуда эти ионы поступают в биологическую систему. В нашем исследовании источником является почва, а биологической системой — растение. При расчете «наблюдаемых отношений» в звене почва-растение нами были использованы данные по содержанию стронция-90 и кальция в почве и растениях [таблица (3.14)].

Таблица 3.14

Величины «наблюдаемых отношений» в системе почва-растение для стронция-90 и кальция

Район	«Наблюдаемое отношение»		
	$\frac{\text{Зерно}}{\text{Почва}}$	$\frac{\text{Солома}}{\text{Почва}}$	$\frac{\text{Зерно}}{\text{Солома}}$
1. Жеты-Огузский	1,25	9,8	0,13
2. Тонский	1,0	6,1	0,16
3. Иссык-Кульский	1,8	4,6	0,39
4. Тюпский	0,8	6,1	0,13
5. Ак-Суйский	0,94	3,8	0,25
Среднее	0,99	6,1	0,21

В таблице приведены «наблюдаемые отношения» для стронция-90 и кальция в системе почва-растение. Для звена зерно-почва «наблюдаемые отношения» в большинстве случаев варьируют в пределах 0,8-1,8 при среднем значении 0,99. Следовательно, в данном случае можно говорить о дискриминации стронция-90 относительно кальция. Для звена солома-почва этот показатель во всех случаях больше единицы, т.е. в этом случае наблюдается незначительное накопление стронция-90.

Известно, что стронций и кальций при перемещении вверх по растению участвуют в серии обменных процессов, в каждом из которых стронций удерживается более прочно, чем кальций [Martin et al., 1957]. По дискриминации стронция-90 и кальция, по образному выражению Р. Рассела [Радиоактивность и пища человека, 1971], стебель можно сравнить с ионообменной колонкой, через которую пропущен большой объем раствора.

Аналогичные результаты были получены в вегетационных опытах Р.А. Ширшовой [1973]. Коэффициенты дискриминации на разных почвах колеблются для овса при полной спелости: для семян в пределах от 0,14 до 0,70, для стеблей от 1,06 до 1,89, т.е. для семян наблюдается дискриминация стронция-90 относительно кальция, а для стеблей – дискриминация кальция относительно стронция-90.

В полевых опытах И.В. Корнеевой [1974] показано, что при перемещении стронция-90 и кальция из почвы в зерно яровой пшеницы наблюдается его дискриминация по отношению к кальцию. «Наблюдаемые отношения» для пары стронций-90 – кальций в звене почва-зерно в зависимости от видовых особенностей яровой пшеницы колеблются от 0,23 до 0,57. Это свидетельствует о том, что в звене почва-зерно для большинства видов пшеницы характерно предпочтительное накопление

кальция по сравнению со стронцием-90. Отмечено, что виды пшеницы, которые характеризуются относительно большими размерами накопления стронция-90 в зерне, имеют и более высокие «наблюдаемые отношения», по сравнению с видами, имеющими относительно низкие концентрации данного радионуклида. «Наблюдаемые отношения» в звене почва-солома у всех видов яровой пшеницы было выше единицы.

Данные Ф.И. Павлоцкой и др. [1966а] показывают, что коэффициенты дискриминации стронция-90 относительно кальция зависят от типа почвы и видовых особенностей растений, с преобладанием дискриминации радионуклида. Однако в ряде случаев наблюдается дискриминация кальция по отношению к стронцию-90. Это можно объяснить большей степенью поступления радионуклида за счет сравнительно большей его подвижности в почвах и непосредственного внекорневого поглощения. Дискриминация кальция по отношению к стронцию отмечена также в работах и других исследователей [Иванов и др., 1971; Vose, Koontz, 1959.1960].

Проанализировав результаты наших исследований и литературные данные, можно прийти к выводу, что «наблюдаемые отношения» для системы почва-растение неодинаковы и непостоянны. Они могут изменяться в зависимости от свойств почв, биологических и сортовых особенностей растений, различных частей урожая, а также от условий внешней среды [Калдыбаев, 2010; Kaldybaev, 2010].

Следует также отметить, что, помимо указанных выше факторов, колебания в «наблюдаемых отношениях» могут быть обусловлены неравномерным распределением стронция-90 и стабильного кальция в пределах корнеобитаемого слоя почв и трудностью точного определения содержания этих нуклидов в состоянии, доступном растениям.

Содержание стронция-90 и цезия-137 в отдельных видах дикорастущих растениях Прииссыккуля. Концентрация стронция-90 в дикорастущих видах растительности Жеты-Огузского района варьировало в пределах 1,6-2,8 Бк/кг составляя в среднем 2,3 Бк/кг. Максимальным содержанием стронция-90 отличается полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) минимальным – одуванчик (*Traxacum sp.*). Последовательность растений по накоплению стронция-90 в Жеты-Огузском районе следующая: Полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) > Тигчак валезийский (*Festuca valesiaca*) > Подорожник ланцетный (*Plantago lanceolata*) > Одуванчик (*Traxacum sp.*).

Среднее содержание стронция-90 в дикорастущей растительности Тонского района выше, чем в Жеты-Огузском. Максимальным содержанием этого радионуклида отличается Карагана белокорая (*Caragana leucophloea*). По степени накопления стронция-90 в Тонском районе исследованные растения располагались в следующий убывающий ряд: Карагана белокорая (*Caragana leucophloea*), Ахнатерум блестящий

(*Achnatherum splendens*), Гармала обыкновенная (*Peganum harmala*), Полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*), Эфедра средняя (*Ephedra intermedia*).

В Иссык-Кульском районе средняя концентрация стронция-90 в дикорастущей растительности варьировала в пределах 1,8-4,9 Бк/кг, при среднем значении 3,1 Бк/кг. Максимальные концентрации радионуклида были обнаружены в Солодке голой (*Glycyrrhiza glabra*) – 4,9 Бк/кг и Тростнике обыкновенном (*Phragmites communis*) – 4,2 Бк/кг. В остальных растениях содержания стронция-90 было на порядок меньше. По степени накопления радионуклида, исследованные растения располагались в следующий убывающий ряд: Солодка голая (*Glycyrrhiza glabra*) > Тростник обыкновенный (*Phragmites communis*) > Полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) > Подорожник приморский (*Plantago maritime*) > Одуванчик (*Traxacum sp.*).

Содержание стронция-90 в дикорастущей растительности Тюпского района варьировало в узком пределе от 1,6-2,8 Бк/кг, при среднем 2,1 Бк/кг. Среди исследованных растений больше содержалось стронция-90 в Полыни тянь-шаньской (*Artemisia tianschanica*) – 2,8 Бк/кг меньше в Тимофеевке степной (*Phleum phleoides*) – 1,6 Бк/кг. Последовательность растений по накоплению стронция-90 следующая: Полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) > Подорожник ланцетный (*Plantago lanceolata*) > Одуванчик (*Traxacum sp.*) > Тимофеевка степная (*Phleum phleoides*).

В Ак-Суйском районе средняя концентрация стронция-90 в дикорастущей растительности составила 1,6-3,1 Бк/кг, при среднем 2,55 Бк/кг. Максимальные концентрации радионуклида были обнаружены в Типчаке валезийском (*Festuca valesiaca*) – 3,1 Бк/кг, минимальные в Одуванчике (*Traxacum sp.*) – 1,6 Бк/кг. По степени накопления радионуклида, исследованные растения располагались в следующий убывающий ряд: Типчак валезийский (*Festuca valesiaca*) > Ковыль волосатик (*Stipa capillata*) > Полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) > Одуванчик (*Traxacum sp.*). Допустимые уровни удельной активности стронция-90 в дикорастущей растительности составляют 111 Бк/кг.

Среднее содержание цезия-137 в данных видах растений Прииссыккулья варьирует в пределах 1,95-2,82 Бк/кг. Допустимые уровни удельной активности цезия-137 в дикорастущей растительности составляют 74 Бк/кг [таблица (3.15)].

Результаты исследований по определению искусственных радионуклидов - стронция-90 и цезия-137 в отдельных видах дикорастущей растительности Прииссыккулья показали, что их удельная активность на много ниже установленных норм радиационной безопасности.

Таблица 3.15

Содержание стронция-90 и цезия-137 в некоторых дикорастущих
видах растений Прииссыккуля

Район	Виды растений	Стронций-90		Цезий-137	
		Бк/кг	Коэф. накоп. (К _н)	Бк/кг	Коэф. накоп. (К _н)
Жеты-Огузский	<i>Artemisia tianschanica</i>	2,8±0,3	0,89	2,5±0,2	0,42
	<i>Festuca valesiaca</i>	2,6±0,3	0,83	2,2±0,2	0,36
	<i>Traxacum sp.</i>	1,6±0,2	0,51	1,4±0,1	0,23
	<i>Plantago lanceolata</i>	2,3±0,2	0,73	2,2±0,2	0,36
	Колебания	1,6-2,8	0,51-0,89	1,4-2,5	0,23-0,42
	Среднее	2,3±0,25	0,74	2,07±0,17	0,34
Тонский	<i>Artemisia tianschanica</i>	2,6±0,3	0,83	2,4±0,2	0,58
	<i>Peganum harmala</i>	3,0±0,3	0,96	2,8±0,3	0,67
	<i>Achnatherum splendens</i>	3,5±0,3	1,13	3,2±0,3	0,77
	<i>Caragana leucophloea</i>	3,8±0,4	1,22	3,3±0,3	0,79
	<i>Ephedra intermedia</i>	2,3±0,2	0,74	1,9±0,2	0,46
	Колебания	2,3-3,8	0,74-1,22	1,9-3,3	0,46-0,79
	Среднее	3,04±0,3	1,12	2,72±0,26	0,65
Иссык-Кульский	<i>Artemisia tianschanica</i>	2,5±0,2	0,866	2,3±0,2	0,38
	<i>Phragmites communis</i>	4,2±0,4	1,46	3,8±0,4	0,63
	<i>Glycyrrhiza glabra</i>	4,9±0,5	1,7	4,2±0,4	0,70
	<i>Traxacum sp.</i>	1,8±0,2	0,62	1,6±0,2	0,27

	<i>Plantago maritime</i>	2,4±0,2	0,83	2,2±0,2	0,37
	Колебания	1,8-4,9	0,62-1,7	1,6-4,2	0,27-0,70
	Среднее	3,1±0,3	1,09	2,82±0,28	0,47
Тюпский	<i>Artemisia compacta</i>	2,8±0,3	0,71	2,6±0,3	0,36
	<i>Phleum phleoides</i>	1,6±0,2	0,4	1,5±0,1	0,21
	<i>Trachacum sp.</i>	1,9±0,2	0,48	1,7±0,2	0,24
	<i>Plantago lanceolata</i>	2,2±0,2	0,56	2,0±0,2	0,28
	Колебания	1,6-2,8	0,4-0,71	1,5-2,6	0,21-0,28
	Среднее	2,1±0,2	0,54	1,95±0,2	0,27
Ак-Суйский	<i>Festuca valesiaca</i>	3,1±0,3	0,97	3,0±0,3	0,43
	<i>Stipa capillata</i>	2,9±0,3	0,91	2,6±0,3	0,37
	<i>Artemisia tianschanica</i>	2,6±0,3	0,81	2,2±0,2	0,32
	<i>Trachacum sp.</i>	1,6±0,2	0,50	1,4±0,1	0,20
	Колебания	1,6-3,1	0,50-0,97	1,4-3,0	0,20-0,43
	Среднее	2,55±0,27	0,79	2,3±0,22	0,33
Допустимые уровни (НРБ-99)		111		74	

Различия в содержании стронция-90 и цезия-137 в дикорастущей растительности обусловлены как видовыми особенностями растений, так и влиянием физико-химических свойств почв.

В материалах МАГАТЭ «Количественные параметры переноса радионуклидов в наземной и пресноводной окружающей среде для радиологической оценки» [2009] приведены обобщенные значения коэффициентов накопления радионуклидов в растениях. В таблице представлены диапазоны коэффициентов накопления стронция-90 и цезия-137 для некоторых групп растений на почвах сходных по механическому составу с почвами Прииссыккуля [таблица (3.16)].

Таблица 3.16

Диапазоны значений коэффициентов накопления радионуклидов в растениях [МАГАТЭ, 2009]

Растения	Коэффициенты накопления	
	Стронций-90	Цезий-137
Супесчаная почва		
Разнотравье	0,3 - 2,8	0,01 - 1,0
Злаковые травы	0,9 - 9,8	0,04 - 1,9
Пастбищные травы	0,1 - 7,3	0,01 - 4,8
Суглинистая почва		
Разнотравье	0,3 - 2,0	0,01 - 0,2
Злаковые травы	0,7 - 3,6	0,007 - 1,5
Пастбищные травы	0,4 - 2,6	0,01 - 2,6

Как видно из данных таблицы, значения коэффициентов накопления колеблются в широких пределах и накопление радионуклидов растениями для стронция-90 больше, чем для цезия-137.

Среди исследованных видов растений Прииссыккуля максимальные коэффициенты накопления стронция-90 характерны для Солодки голой (*Glycyrrhiza glabra*) – 1,7, Тростника обыкновенного (*Phragmites communis*) – 1,46, Караганы белокорой (*Caragana leucophloea*) – 1,22, Ахнатурума блестящего (*Achnatherum splendens*) – 1,13. Для остальных видов исследованных растений коэффициенты накопления были меньше 1.

Коэффициенты накопления цезия-137 в исследованных дикорастущих растениях примерно в два раза меньше коэффициентов накопления по стронцию-90. Данные коэффициенты накопления показывают, что из различных типов почв цезий-137 поступает в растения менее интенсивно, чем стронций-90.

Результаты исследований показали, что коэффициенты накопления искусственных радионуклидов в дикорастущей растительности Прииссыккуля находятся в пределах диапазонов значений коэффициентов накопления радионуклидов в разнотравье, злаковых и пастбищных трав рекомендованных МАГАТЭ [Калдыбаев, 2009; Калдыбаев, 2010; Kaldybaev, 2010].

ГЛАВА 4 СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕ И РАСТЕНИЯХ

4.1 Содержание тяжелых металлов в почве

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; Ильин, 1991; Кабата-Пендиас, 1989].

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; Ковда, 1985].

Эти различия связаны с минералогическим составом горных пород, так как в них тяжелые металлы приурочены к определенной группе минералов. Почвообразующие горные породы разного гранулометрического состава по концентрации могут сильно различаться, песчаные и супесчаные породы содержат небольшое количество, суглинистые и глинистые – значительное [Ильин, 1991; Ковда, 1985].

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. [Ковда, 1985].

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. [Алексеев, 1987; Ахундова, 1989; Кривоносова и др., 1989; Добровольский, 1995; Жалилова, 2008; Бегимбетова, 2010; Kabata-Pendias A., Pendias H., 1979; Valerio, 1989; Adriano, 1992; Patoc, 1990].

Незаменимая экологическая роль почвы определяется как важнейший компонент для всех наземных биогеоценозов и биосферы Земли в целом [Ковда, 1985; Добровольский, 1983; Мамытов, 1996; Ковальский, 1974].

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 [Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999]. 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 [Звонарев, Зырин, 1981; Кабата-Пендиас, 1989]. Металлы, накапливающиеся в почвах, медленно удаляются при выщелачивании, потреблении растениями, эрозии и дефляции. Первый период полудаления (удаление половины от начальной концентрации) ТМ, по расчетам Имуры и др. [Геохимия окружающей среды, 1990], 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. 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 средства к каждой составной части почвы – это ключ к лучшему пониманию принципов, управляющих поведением микроэлементов в почвах [Добровольский, 1983]. 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 [Мынбаева, 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.

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.

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.

Обогащение ландшафта цинком может произойти при систематическом использовании в качестве органических удобрений осадков сточных вод городов, а также при сжигании на полях 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.

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 [Виноградов, 1957].

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 [Ursinyova, 2000].

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 [Ursinyova, 2000].

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 с соавторами [1980] предлагает следующую группировку почв по степени загрязнения: к слабо загрязненным относятся почвы с содержанием элемента от 2 до 10 кларков; к средние – от 10 до 30 кларков; к сильно – свыше 30 кларков.

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 [Ermakov, Korobova, 1992; Markert, 2000].

Региональное загрязнение почв, как указывается в большинстве публикаций, происходит главным образом в промышленных районах и центрах крупных населённых пунктов (городах). Наиболее важными источниками тяжелых металлов здесь являются промышленные предприятия, транспорт, бытовые отходы, коммунальные и сточные воды. Однако из-за воздушного переноса на большие расстояния тяжелых металлов, особенно тех, которые образуют летучие соединения (например: As, Se, Sb, Hg), стало трудно определять их природный фоновый уровень в почвах. Получение достоверных данных о фоновых концентрациях тяжелых металлов в почве в условиях различных природно-климатических зон необходимо, прежде всего, для успешного мониторинга окружающей среды [Балыкин, 2007; Гедгафова, Улигова, 2007].

4.2 Содержание тяжелых металлов в растениях

Химический состав растений отражает в целом элементный состав среды региона. Однако степень проявления этой связи чрезвычайно изменчива и зависит от многих разнородных факторов. Обычные концентрации микроэлементов в растениях, произрастающих на различных, но не загрязненных почвах, обнаруживают весьма широкие вариации.

Главный источник микроэлементов для растений – это их питательная среда, т.е. питательные растворы или почвы. Связь микроэлементов с компонентами почвы – один из наиболее важных факторов, определяющих их биологическую доступность. В целом растения легко поглощают формы микроэлементов, растворенные в почвенных растворах, как ионные, так и хелаты и комплексы.

Главный путь поступления микроэлементов в растение – это абсорбция корнями, однако отмечена способность и других тканей легко поглощать некоторые питательные компоненты.

Поглощение корнями. Поглощение микроэлементов корнями может быть пассивным (не метаболическим) и активным (метаболическим).

Пассивное поглощение происходит путем диффузии ионов из внешнего раствора в эндодерму корней. При активном поглощении необходимы затраты метаболических процессов, и оно направлено против химических градиентов. Ряд данных подтверждает предложение, что при обычных концентрациях в почвенном растворе микроэлементов корнями растений контролируется метаболическими процессами внутри самих корней.

Поглощение листьями. Биодоступность микроэлементов, поступающих из воздушных источников, через листья (фолиарное поглощение), может оказывать значительное воздействие на заражение растений. Считается, что фолиарное поглощение состоит из двух фаз – не метаболического проникновения через кутикулу, которое в целом рассматривается как главный путь поступления, и метаболических процессов, которыми объясняются накопление элементов, противоположное действию градиентов концентрации. Вторая группа процессов ответственна за перенос ионов через плазматические мембраны и в протоплазму клеток.

Микроэлементы, поглощенные листьями, могут переноситься в другие растительные ткани, включая и корни, где избыточное количество некоторых элементов может быть запасено. Скорость движения микроэлементов в тканях сильно изменяется в зависимости от органа растения, его возраста и природы элемента. Перенос ионов в тканях и органах растений включает несколько процессов: 1) движение в ксилеме, 2) движение во флоэме, 3) хранение, накопление и переход в неподвижное состояние.

Понимание важности некоторых микроэлементов для нормального роста и развития растений сложилась сравнительно недавно. В настоящее время лишь для десятка микроэлементов известно, что они жизненно необходимы всем растениям, и еще для нескольких доказано, что они необходимы небольшому числу видов. Для остальных элементов известно, что они оказывают стимулирующее действие на рост растений, но их функции пока не установлены. Характерная особенность физиологии этих элементов состоит в том, что если даже многие из них необходимы для роста растений, при высоких концентрациях они могут оказывать токсичное действие на клетки [Kabata-Pendias A., Pendias H., 1984; Безель, Жуйкова, 2007; Михайлова, Шарунова, 2008; Гапеева и др., 2010].

Известно, что состав растительных организмов входят почти все химические элементы, среднее содержание которых в растениях ближе всего к кларковым концентрациям в почве. Следует заметить, что элементарный состав растений не всегда отвечает составу почвы, на которой они произрастают. Растения сами выбирают нужные им химические элементы из почвы, поэтому микроэлементный состав разных видов также неоднороден, как их морфологические признаки. Различия в элементарном составе растений, как и в любом их систематическом

признаке, тесно связаны с историей происхождения видов. В.И. Вернадский [1960] отмечал, что организмы различны не только морфологически, но и химически: в одних видах много меди, в других – молибдена, в-третьих – никеля.

Природа растения выражается в характерном его строении и в определенном обмене веществ [Виноградов, 1952], в результате чего образуются специфические для растений химические вещества. При этом каждый вид сохраняет свои биохимические особенности даже при значительных изменениях природных условий [Благовещенский, 1961].

Учитывая способность отдельных видов растений в неодинаковой степени концентрировать химические элементы, В.В.Ковальский и Н.С. Петрунина [1964] разработали схему, объясняющую различные реакции растений в ответ на избыточное или недостаточное содержание химических элементов в среде. Согласно этой схеме, среди адаптированных форм выделяются группировки привычных и непривычных концентраторов. Непривычные концентраторы могут произрастать как при повышенных, так и при нормальных и средних концентрациях элементов в почве. Привычные концентраторы независимо от среды обитания всегда извлекают значительное количество химического элемента, что указывает на физиологическую потребность в нем данного вида. При этом выявляется теснейшая связь между систематическими и химическими признаками растений. Разница в содержании элементов в различных родах и семействах может быть очень существенной. Так злаки, осоки, хвощи, диатомовые водоросли имеет в золе до 70 % кремнезема, горох, клевер, табак – до 60-70 % солей кальция и магния; гречиха, кукуруза, подсолнечник, земляная груша, картофель, свекла – до 70-90 % солей кальция; солончаковые растения – до 70-90 % солей натрия. У растений семейства крестоцветных фосфора больше, чем у бобовых, у злаковых – меньше. Алюминий, кальций, цинк и бор накапливаются преимущественно у представителей рода хвощей (*Equisetum L.*) Злаковые растения (*Stipa baicalensis*, *S. lessingiana*, *Festuca valesiaca*) содержат в золе мало меди, полыни накапливают ее в большом количестве. Все эти данные свидетельствуют о важном систематическом признаке растений – содержании в них химических элементов.

В этом отношении определённый интерес представляют исследования А.М. Мурсалиева [1966] по изучению микроэлементного состава полыней северного склона Киргизского Ала-Тоо. В полынях наблюдались некоторые характерные различия в концентрировании микроэлементов, которые обусловлены геохимическими особенностями местообитаний. Установлено, что каждый вид изученных полыней имеет свой определённый элементарный химический состав и характеризуются избирательной способностью к накоплению микроэлементов (меди, кобальта, молибдена и свинца).

В дальнейших исследованиях А.М.Мурсалиева [1971; 1976; 1977; 1990] изучено распределение и концентрирование меди, кобальта, молибдена, марганца в растениях семейства сложноцветных и растений и других семейств (злаковых, губоцветных, бобовых и др.) из всех основных типов растительного покрова горных склонов Киргизии. В исследованиях показано, что почвы Киргизии содержат значительное количество меди, кобальта, молибдена, марганца и других микроэлементов, в которых, в связи с их большой растворимостью, растения не испытывают недостатка. Отдельные виды растений по-разному взаимодействуют с почвой и обладают различной кумулирующей способностью в зависимости от структуры сообщества, видового состава. Накопление микроэлементов в различных органах сложноцветных также было неодинаковым: больше всего они содержались в корнях, цветках и листьях, наиболее низкие концентрации обнаруживались в стеблях. Было установлено, что содержание микроэлементов у видов разных экологических групп сложноцветных неодинаково. Оно колебалось даже в пределах одной группы. Наименьшее содержание микроэлементов отмечалось у мезофитов, наибольшее у ксерофитов, промежуточное место принадлежало мезоксерофитам. Низкие содержания микроэлементов наблюдались у представителей рода Одуванчик, более высокие у некоторых видов Пиретрума, полыни, максимальные – у некоторых видов и подрода Серифидиум и др. Высокие концентрации кобальта, молибдена, меди, никеля, свинца обнаруживались в растениях подсемейства *Carduoideae*, при исключительно низком содержании железа, марганца, хрома; высокое содержание марганца, железа, стронция, бария в растениях подсемейства *Carduoideae*, при низком наличии меди, кобальта, никеля и титана. Каждый из изученных растений сложноцветных имел свой определённый элементный состав и характеризовался избирательной способностью к накоплению меди, кобальта, молибдена, марганца. Было установлено, что в составе флоры сложноцветных существуют генетически разновозрастные виды. Эти виды претерпевали в процессе эволюции значительные изменения в зависимости от геохимических факторов. Выявлено, что по мере поднятия по эволюционной лестнице взаимодействие видов с геохимической средой меняется: адаптированные группы растений сложноцветных способны к накоплению многих химических элементов, что связано с их физиологическими потребностями, выработанными в процессе приспособления организмов к условиям существования, более древние виды имели более устойчивый микроэлементный состав, у филогенетически молодых видов химический состав изменялся в довольно широких пределах. Результаты исследований показали, что сложноцветные содержали значительно больше микроэлементов, чем растения из других семейств.

А.М. Мурсалиевым и Р. Шадыхановым [1973], были изучены разные виды растений, собранные на Сары-Джаских сыртах. Анализ полученных данных показал, что микроэлементный состав доминантных растений района исследований в зависимости от их местообитания, резко отличается. В горно-луговых условиях все виды растений содержат повышенное количество меди и небольшое кобальта и молибдена. В разных по экологии группах растений уровень содержания микроэлементов: Cu, Co, Mo, Ni, Pb и Zn неодинаков. Так в условиях горно-луговых склонов, мезофитные виды растений содержат в большом количестве Cu и Co, а ксерофитные отличаются не большим содержанием этих элементов. Напротив, в них содержатся в большом количестве: Mo, Zn, Pb и Ni. В среднем содержание Zn-29,5 мг/кг, Fe-710 мг/кг, Cu-12 мг/кг, Mn-48 мг/кг сухого вещества. Растения и почвы горных склонов на разных высотах и экспозициях также имеют различную концентрацию микроэлементов.

А.М. Мурсалиевым и др. [1992] были проведены детальные биогеохимические исследования горных лугов бассейна реки Тюп, Иссык-Кульской области. Результаты исследований показали, что в растениях естественных угодий горных склонов районов исследований содержание никеля, свинца, цинка, кобальта, молибдена, стронция, бария находится в пределах, обеспечивающих нормальную регуляцию обменных процессов у животных. Количество меди, иногда кобальта снижено, особенно летом. В пастбищных растениях горных склонов отмечается повышенное содержание цинка, нормальное – свинца, железа. Недостаточное накопление в растениях марганца, йода, иногда и молибдена. Растения и почвы горных склонов на различных высотах и экспозициях имели неодинаковую концентрацию химических элементов. Сравнение микроэлементного состава растений и почв разных горных склонов позволило выявить характерные особенности каждого горного склона и ландшафта в районе исследования.

Дженбаевым Б.М. [1999; 2009] проведены исследования по определению уровней содержания селена и ртути в биогеохимических цепях различных типах экосистем Кыргызстана. Результаты исследований показали, что большая часть обследованной территории Республики по уровню содержания селена в почвах и растениях принадлежит к оптимальным районам. Так, например, в условиях юго-западного побережья Иссык-Куля содержание селена в серо-бурых пустынно-солончаковых почвах умеренное – 452-540 мкг/кг, при низкой концентрации ртути 7-10 мкг/кг сухого вещества. Коэффициенты биологического накопления селена в растениях приближаются к значению – 0,5, а по ртути накопления практически не обнаруживается.

Позже проведенные эколого-биогеохимические исследования Шамшиевым А.Б. [2007] показали оптимальные уровни накопления селена

в почвенно-растительном комплексе Прииссыккулья. Его экологический статус оценен относительно удовлетворительным (K_6 селена = $0,84 \pm 0,17$), исключая некоторые территории распространения изверженных кислых пород (Восточное Прииссыккулье и отдельные заболоченные участки). Было установлено, что техногенные факторы в данном субрегионе не оказывают особого влияния на биогеохимические цепи селена в почвенно-растительном покрове.

4.3 Содержание тяжелых металлов в почвах Прииссыккулья

Анализы по определению содержаний тяжелых металлов в почвенных и растительных образцах были проведены в лаборатории физико-химических исследований биологического факультета КазНУ им. Аль-Фараби на атомно-абсорбционном спектрофотометре AAS-1N, фирмы Carl Zeiss Jena по соответствующим методикам.

Свинец. Естественное содержание свинца в почве наследуется от материнских пород. Среднее содержание свинца в литосфере составляет $1,6 \times 10^{-3}\%$, в почве $1 \times 10^{-3}\%$ [Виноградов, 1957]. Однако из-за широкомасштабного загрязнения свинцом большинство почв, по видимому, обогащено этим элементом, особенно их верхние горизонты. В литературе имеется большое число данных о содержании свинца в почве, однако иногда трудно отделить данные, характеризующие фоновые уровни свинца в почвах, от данных связанных с загрязнением поверхностного слоя почв. По данным многочисленных исследований концентрация свинца в почвах фоновых районов мира находится в пределах 1 - 80 мг/кг, при среднем содержании 16 мг/кг. По данным других авторов концентрация свинца в верхних горизонтах различного типа почв составляет 10 - 67 мг/кг, общее среднее 32 мг/кг. ПДК свинца в почве 35 мг/кг [Ильин, 1991; Дмитрев и др., 1989; Аналитический обзор загрязнения природной среды тяжёлыми металлами в фоновых районах стран-членов СЭВ, 1989].

Согласно исследованиям А.М. Мурсалиева [1973], содержание свинца в светло-бурых и серо-бурых почв Иссык-Кульской котловины составляет от 10 до 70 мг/кг, для каштановых почв 4,2 - 46 мг/кг, для черноземов до 50 мг/кг. Содержание свинца в почвах горных склонов бассейна реки Тюп составляет 5-12 мг/кг [Мурсалиев, 1992].

Результаты по определению содержания тяжелых металлов в почвах региона представлены в таблице (4.1), как видно из данных валовое содержание свинца в различных типах почв Прииссыккулья колеблется в пределе 22-39 мг/кг, при среднем значении 28 мг/кг. Максимальные концентрации свинца, превышающие ПДК обнаруживались на светло-бурых почвах контрольных участков: с. Долинка - 38 мг/кг, г. Чолпон-Ата - 40 мг/кг, с. Тон - 46 мг/кг, минимальные на черноземах - 22 мг/кг [Калдыбаев, 2008]. По содержанию свинца исследуемые типы почв

условно можно расположить в следующий убывающий ряд:
Светло-бурые > Серо-бурые > Горно-долинные светло-каштановые > Горные светлокаштановые > Черноземы [рис. 4.1].

Таблица 4.1
 Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в различных
 типах почв Прииссыккуля

Тип почв	Места отбора проб	Pb мг/кг	Cd мг/кг	Cu мг/кг	Zn мг/кг	Fe %
Светло-бурые	с. Кара-Ой	38±10	0,3±0,08	19±6	43±7	2,2±0,16
	г. Чолпон-Ата	40±10	0,1±0,03	20±7	49±7	2,4±0,15
	с. Торт-Куль	46±11	0,4±0,09	17±9	66±9	3,1±0,19
	с. Тон	38±12	0,5±0,10	18±6	54±8	3,3±0,16
	с. Каджи-Сай	34±10	0,4±0,10	16±7	62±9	3,6±0,2
	Среднее	39±11	0,3±0,08	18±7	55±8	2,9±0,17
Серо-бурые	г. Рыбачье	28±9	0,4±0,1	18±6	52±8	1,8±0,15
	с. Сары-Камыш	36±10	0,3±0,09	20±7	62±9	2,2±0,19
	с. Тамчи	25±8	0,4±0,1	22±8	58±8	2,8±0,16
	с. Оттук	32±10	0,2±0,06	16±7	66±9	3,0±0,2
	с. Кызыл-Туу	30±9	0,5±0,1	19±9	69±9	2,8±0,2
	Среднее	30±9	0,4±0,09	19±7	62±9	2,5±0,18
Горные светлокаштановые	Выше с. Кара-Ой	28±8	0,8±0,2	28±10	74±9	4,3±0,25
	Выше г. Чолпон-Ата	24±9	0,9±0,3	24±9	82±9	3,8±0,18
	Выше с. Каджи-Сай	20±8	1,0±0,3	35±10	71±8	4,0±0,2
	Выше с. Ак-Терек	22±9	0,7±0,2	20±7	68±7	3,6±0,16
		Среднее	23±8	0,8±0,2	27±9	74±8
Горно-долинные светлокаштановые	с. Григорьевка	33±11	0,4±0,1	20±8	64±9	3,7±0,2
	с. Ананьево	28±10	0,6±0,2	22±7	60±8	3,2±0,2
	с. Тюп	26±10	0,5±0,2	20±9	67±9	2,8±0,17
	с. Кабак	20±9	0,7±0,2	21±9	62±7	3,4±0,15
	с. Тилекмат	25±10	0,3±0,1	18±7	69±8	3,6±0,2
	Среднее	26±10	0,5±0,2	20±8	64±8	3,3±0,18
Черноземы	с. Талды-Суу	26±10	0,6±0,2	22±8	72±9	4,0±0,2
	с. Кен-Суу	24±9	0,8±0,3	18±7	82±10	3,2±0,1
	с. Ак-Булун	20±8	0,7±0,2	14±6	70±9	3,6±0,1
	с. Ак-Булак	22±11	0,5±0,1	32±10	77±10	4,0±0,2
	с. Ак-Чий	18±8	0,3±0,08	23±9	67±7	3,8±0,1
	Среднее	22±9	0,6±0,2	22±8	74±9	3,7±0,1

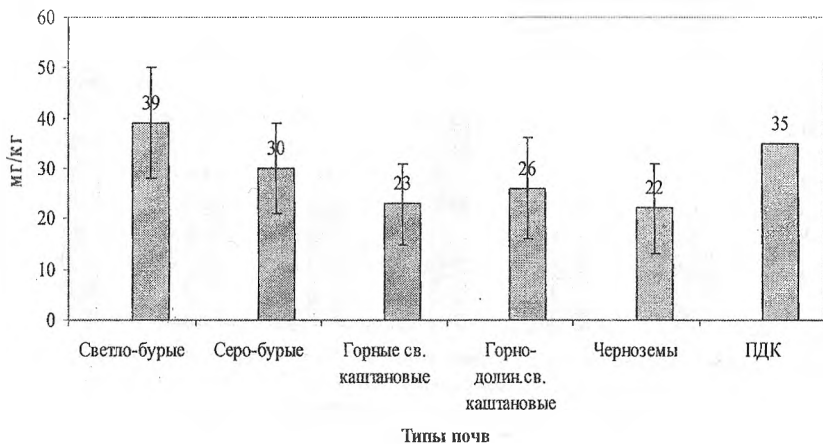


Рис. 4.1. Валовое содержание свинца в почве

Кадмий. Главный фактор, определяющий содержание кадмия в почвах это химический состав материнских пород. По А.П. Виноградову [1957] содержание кадмия в литосфере составляет $5 \times 10^{-5}\%$, в почве $3 \times 10^{-5}\%$. Среднее содержание кадмия в различных типах почвах лежат между 0,07 и 1,1 мг/кг. При этом фоновые уровни кадмия в почвах, по видимому, не превосходят 0,5 мг/кг и все более высокие значения свидетельствуют об антропогенном вкладе в содержание этого элемента в верхнем слое почв. ПДК кадмия в почве составляет 1 мг/кг [Дмитрев и др., 1989; Аналитический обзор загрязнения природной среды тяжёлыми металлами в фоновых районах стран-членов СЭВ, 1989].

Результаты по определению валового содержания кадмия в почвах Прииссыкулья не выявили превышение уровня ПДК – 1 мг/кг. Содержание кадмия для светло-бурых почв варьировало от 0,1 до 0,5 мг/кг, при среднем 0,3 мг/кг, для серо-бурых почв от 0,2 до 0,5 мг/кг, при среднем 0,4 мг/кг, для горных светло-каштановых почв от 0,7 до 1,0 мг/кг, при среднем 0,8 мг/кг, для горно-долинных светло-каштановых от 0,3 до 0,7 мг/кг, при среднем 0,5 мг/кг, для черноземов от 0,3 до 0,8 мг/кг, при среднем 0,6 мг/кг [Калдыбаев, 2008]. По содержанию кадмия почвы региона можно расположить в следующий убывающий ряд: *Горные светло-каштановые* > *Чернозёмы* > *Горно-долинные светло-каштановые* > *Серо-бурые* > *Светло-бурые* [рис. 4.2].

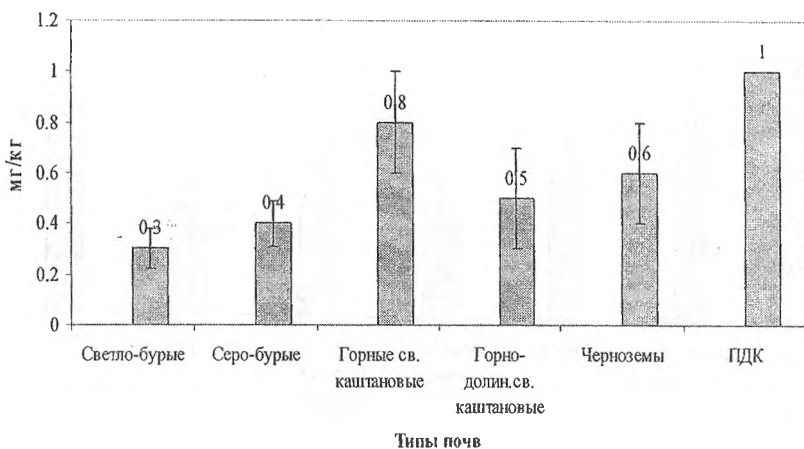


Рис. 4.2. Валовое содержание кадмия в почве

Однако при исследовании каштановых и темно-каштановых почв агроценозов прилегающих к Курментинскому цементному комбинату нами были выявлены повышенные содержания кадмия в почвах 5,0 – 12,3 мг/кг, при ПДК – 1,0 мг/кг. Максимальная концентрация кадмия в почве наблюдалась в точке отбора пробы удаленной от цементного комбината на расстоянии 600 метров – 12,3 мг/кг, на территории комбината содержание кадмия в грунте составило 17,0 мг/кг. При анализе горной породы – известняка, служащего сырьем для производства цемента, были обнаружены повышенные концентрации металла – 64,3 мг/кг. Вероятно в результате добычи, дробления и других технологических процессах происходило поступление некоторой части породы в атмосферный воздух в виде микрочастиц, которые распространялись потоками воздуха, загрязняя прибрежную часть территории бассейна озера Иссык-Куль. Следует отметить, что кадмий способен к активному биоконцентрированию, это приводит в достаточно короткое время к его накоплению в избыточных биодоступных концентрациях. Поэтому кадмий по сравнению с другими микроэлементами является наиболее сильным токсикантом почв.

Медь. Наиболее выраженные концентрационные диапазоны меди в почвах Азиатской территории бывшего СССР – 14 – 47 мг/кг. Средние концентрации элемента в почвах и осадочных породах составляют 30 мг/кг. По А.П. Виноградову содержание меди в литосфере составляет 1×10^{-2} %, в почве 2×10^{-3} %. По данным других авторов среднее фоновое

содержание меди колеблется в пределах 6 – 60 мг/кг, достигая максимума в почвах с высоким содержанием гумуса и минимума в песчаных. ПДК меди в почве составляет 23 мг/кг. Согласно исследований А.М. Мурсалиева [1976] содержание меди в почвах Киргизии приближается к среднему содержанию элемента в почвах СССР. Они сгруппированы по типам почв, наиболее распространенными среди них являются горные серозёмы, горные каштановые и горно-луговые черноземные почвы. Содержание меди в горных серозёмах не равномерное и колебалось в пределах от 8,0 до 60 мг/кг, в горных – каштановых почвах 33 мг/кг, горных чернозёмов - 35 мг/кг. Каштановые и особенно серозёмные почвы характеризуются более высоким содержанием меди 0,8 до 70 мг/кг.

По нашим исследованиям содержание меди в почвах Прииссыккуля варьировало в пределах 18 – 35 мг/кг. Горные светло-каштановые почвы (20 – 35 мг/кг) и чернозёмы (14 – 32 мг/кг) характеризовались более повышенными концентрациями микроэлемента по сравнению со светло-бурыми (16 – 20 мг/кг), серо-бурыми (16 – 22 мг/кг), горно-долинными светло-каштановыми почвами (18 – 22 мг/кг) [Калдыбаев, 2008]. По содержанию меди почвы Прииссыккуля можно условно расположить в следующий убывающий ряд: *Горные светло-каштановые* > *Чернозёмы* > *Горно-долинные светло-каштановые* > *Серо-бурые* > *Светло-бурые* [рис. 4.3].

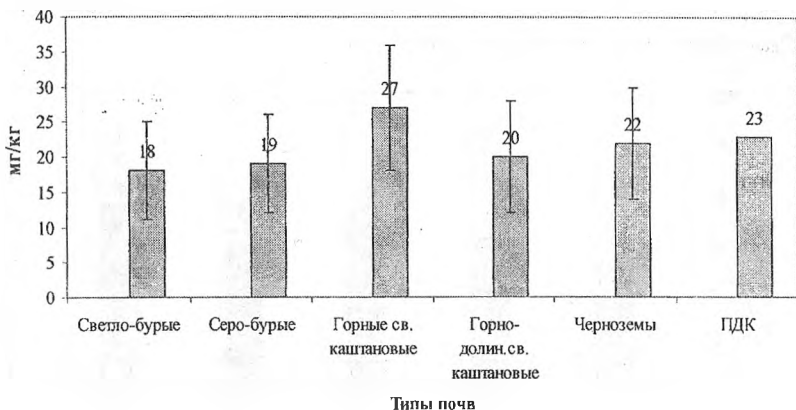


Рис. 4.3. Валовое содержание меди в почве

Цинк. Среднее содержание цинка в литосфере составляет $5 \times 10^{-3} \%$ в почве $5 \times 10^{-3} \%$ [Виноградов, 1957]. Среднее содержание цинка в поверхностных слоях почв различных стран и США изменяются в

пределах 17 – 125 мг/кг. Кипингом [1952] приведены данные об относительно высоком среднем содержании цинка в известковых почвах Южного Китая (236 мг/кг) при диапазоне колебаний 54 – 570 мг/кг. В среднем валовое содержание цинка в поверхностном горизонте каштановых почв составляет 44,7 мг/кг, а для черноземов 31,2 мг/кг [Кабата-Пендиас, 1989]. Согласно исследований А.М. Мурсалиева [1992] содержание цинка в темно-каштановых почвах горных склонов бассейна реки Тюп для южных экспозиций составляет 70 – 90 мг/кг, для восточных экспозиций 90 – 100 мг/кг, для юго-восточных 110 – 120 мг/кг, юго-западных 100 мг/кг. Для горно-чернозёмных почв луговых склонов западных экспозиций 90-100 мг/кг, северо-западных экспозиций 100 – 120 мг/кг, северных экспозиций – 130 мг/кг. ПДК цинка в почве по данным разных авторов составляет около 100 мг/кг [Несвижская, 1985; Bowen, 1979].

Результаты по определению валового содержания цинка в почвах Прииссыкулья не выявили превышение уровня ПДК – 100 мг/кг. Содержание цинка варьировало в зависимости от типа почв в пределах фоновых значений от 55 – 74 мг/кг, в частности для светло-бурых почв 43 – 66 мг/кг, серо-бурых 52 – 69 мг/кг, горных светло-каштановых 68 – 82 мг/кг, горно-долинных светло-каштановых 60 – 69 мг/кг, в черноземных 67 – 82 мг/кг [Калдыбаев, 2008]. По содержанию цинка почвы Прииссыкулья можно условно расположить в следующий убывающий ряд: Чернозёмы > Горные светло-каштановые > Горно-долинные светло- каштановые > Серо-бурые > Светло-бурые [рис.4.4].



Рис. 4.4. Валовое содержание цинка в почве

Железо. Железо один из главных компонентов литосферы и составляет приблизительно 5 % её массы, концентрируясь преимущественно в основных сериях магматических пород. Однако глобальная распространенность железа оценивается примерно в 45 % [Кабата-Пендиас, 1989]. По А.П. Виноградову [1957] среднее содержание железа в почве составляет 3,8 %. Количество железа в почвах определяется как составом материнских пород, так и характером почвенных процессов. Как правило, содержание железа в почвах изменяется от 0,5 до 8 %. Даже на бедных железом почвах не отмечается его абсолютного дефицита для растений. По данным А.М. Мурсалиева [1992] содержание железа в поверхностном горизонте почв горных склонов реки Тюп составляет 2,9 – 3,1 %, в почвах луговой степи урочища Каркыра (заповедная зона) - 2,5 %.

Результаты анализов показали, что валовое содержание железа в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах 2,5 – 4,3 %. Среди исследованных типов почв наиболее высокие концентрации микроэлемента обнаруживались в горных светло-каштановых 3,6 – 4,3 % и черноземных почвах 3,6 – 4,0 %. В светло-бурых (2,9 %), Серо-бурых (2,5 %), Горно-долинных светло-каштановых почвах (3,3 %) обнаруживались более низкие концентрации металла [Калдыбаев, 2008]. По содержанию железа почвы Прииссыккуля можно условно расположить в следующий убывающий ряд: *Горные светло-каштановые > Черноземы > Горно-долинные светло-каштановые > Светло-бурые > Серо-бурые* [рис. 4.5].

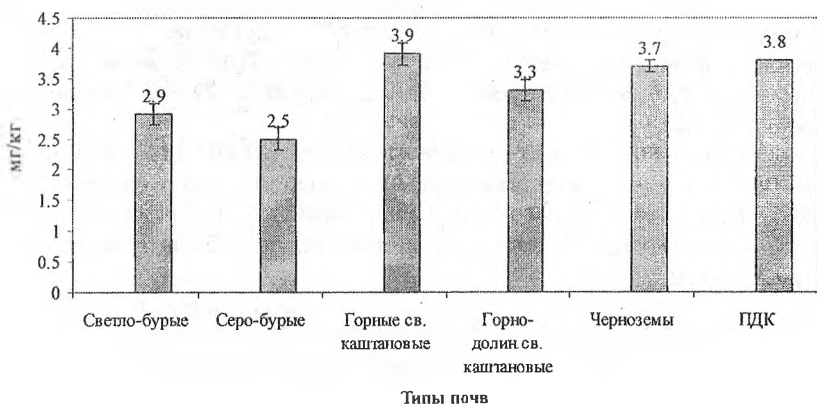


Рис. 4.5. Валовое содержание железа в почве

Таким образом, проведенные исследования показали, что содержание тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd, Fe) в почвах Прииссыккуля находится в пределах естественных фоновых значений,

однако следует отметить, что на светло-бурых почвах контрольных участков с. Долинка, г. Чолпон-Ата, с. Тон выявлено незначительное превышение ПДК по свинцу, на горных светло-каштановых почвах по меди, на каштановых и темно-каштановых почвах агроценозов прилегающих к Курментинскому цементному заводу по кадмию [Калдыбаев, 2002; Калдыбаев 2003; Калдыбаев 2008].

В связи с тем, что в радиационно-загрязненных районах ионизирующие излучения могут действовать на живые организмы в сочетании с другими химическими элементами, нами были проведены исследования по определению микроэлементов (Cu, Zn, Pb, Cd, Fe) в условиях техногенной урановой провинции Каджи-Сай. Результаты исследований представлены в таблице (4.2).

Таблица 4.2

Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в грунте хвостохранищ техногенной урановой провинции Каджи-Сай

№	Показатели	Pb мг/кг	Cd мг/кг	Cu мг/кг	Zn мг/кг	Fe %
1	Фоновое значение	32	0,5	20	50	3,8
2	ПДК	35	1,0	23	100	-
3	Грунт	50±11	0,8±0,2	30±8	79±10	2,85±0,17

Как видно из данных, содержание свинца и меди в грунте хвостохранилища техногенной урановой провинции Каджи-Сай превышают фоновые значения металлов в почве и ПДК по меди в 1,3 раз, по свинцу в 1,4 раз. Содержание цинка, кадмия и железа находится в пределах нормы.

Следует отметить, что увеличение концентраций тяжелых металлов в почвах вследствие антропогенной деятельности это нежелательный процесс, ведущий к их длительному и постепенному накоплению, так как они медленно удаляются при выщелачивании, потребления растениями, эрозии и дефляции.

4.4 Содержание тяжелых металлов в дикорастущих и культурных растениях Прииссыккуля

Свинец. Широкие вариации содержания свинца в растениях возникают под действием различных факторов среды, например, наличия геохимических аномалий, загрязнения и техногенных эмиссий, сезонных колебаний, особенностей генотипа накапливать свинец. Тем не менее, естественные уровни содержания свинца в растениях из незагрязненных

областей, по-видимому, довольно постоянны и лежат в пределах 0,1 – 10 мг/кг сухой массы, 0,001 – 0,08 мг/кг влажной массы, 2,7 – 94 мг/кг золы. Фоновые уровни содержания свинца в кормовых растениях составляют в среднем для трав 2,1 мг/кг, клевера 2,5 мг/кг, для зерна злаковых культур 0,01 – 2,28 мг/кг сухой массы. Следует отметить, что растения способны поглощать свинец из двух источников – из почвы и воздуха – несмотря на то, что свинец считается металлом с низкой биологической доступностью, он способен накапливаться в вегетативной и корневой системе растений [Ursinyova, Hladikova, 2000]. Согласно исследований А.М Мурсалиева [1992] содержание свинца в растениях заповедной зоны богато-разнотравно-злаково-душицевой лугостепи Каркыры составляло 0,25 – 2,1 мг/кг, а в растениях бассейнов рек Тюп и Сары-Джаз 3 – 10 мг/кг.

В некоторых растениях семейства сложноцветных Иссык-Кульской котловины содержание свинца в растениях колебалось от 0,8 до 90 мг/кг, было установлено, что различные виды даже в пределах одной формации накапливали те или иные элементы в неодинаковой степени. Так среднее содержание свинца в полыни метелчатой составило 0,8 мг/кг, горькой – 9 мг/кг, эстрагоне – 2 мг/кг, а в полыни поздней были обнаружены самые высокие концентрации свинца – 60 мг/кг. Низкие концентрации свинца обнаруживались в одуванчике лекарственном и горечавке тьянь-шаньской – 0,23 мг/кг [Мурсалиев, 1973].

В наших исследованиях содержание свинца в дикорастущих растениях Прииссыккуля варьиовало в пределах 0,5 – 23 мг/кг [таблица (4.3)]. Растения, произрастающие на светло-бурых почвах Прииссыккуля характеризовались более повышенными концентрациями металла, например полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – 23 мг/кг, карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*) – 18 мг/кг, гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) – 14 мг/кг.

Таблица 4.3

Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в надземной части дикорастущих растений Прииссыккуля

Тип почвы	Вид растения	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe
		мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	%
Светло-бурые	<i>Festuca valesiaca</i>	13±1,2	0,07± 0,02	9,3± 0,3	32±3	0,01± 0,003
	<i>Stipa capillata</i>	8±0,8	0,10± 0,03	10,0 ±0,3	36±4	0,01± 0,003
	<i>Artemisia tianschanica</i>	23±2,0	0,18± 0,04	17,0 ±0,5	54±5	0,03± 0,005

	<i>Peganum harmala</i>	14±1,2	0,14±0,03	13,0±0,3	42±4	0,02±0,004
	<i>Caragana leucophloea</i>	18±2	0,26±0,05	15,0±0,5	48±5	0,03±0,005
	Среднее	15,2±1,4	0,15±0,03	12,9±0,4	42,4±4,2	0,02±0,004
Серо-бурые	<i>Artemisia tianschanica</i>	18±2	0,20±0,04	19,1±2,2	59±5,0	0,04±0,005
	<i>Festuca valesiaca</i>	8±0,3	0,26±0,05	12,2±1,2	40±3,5	0,01±0,003
	<i>Peganum harmala</i>	10±0,5	0,33±0,06	13,4±1,3	44±4,1	0,02±0,004
	<i>Caragana leucophloea</i>	12±0,6	0,4±0,06	16,3±1,5	52±5,0	0,03±0,005
	<i>Stipa capillata</i>	7±0,3	0,23±0,04	7,2±0,7	36±3,2	0,01±0,003
	<i>Trachacum sp.</i>	2±0,05	0,06±0,01	6,7±0,7	33±3,0	0,005±0,0001
	Среднее	9,5±0,6	0,31±0,04	12,4±1,3	44±3,9	0,019±0,003
Горные светло-каштановые	<i>Stipa capillata</i>	4±0,3	0,11±0,03	8,3±0,6	42±3,3	0,01±0,003
	<i>Artemisia dracunculus L.</i>	12±1,5	0,25±0,05	5,5±0,4	66±5,6	0,03±0,005
	<i>Festuca valesiaca</i>	6±0,5	0,18±0,04	3,3±0,3	36±3,2	0,02±0,003
	<i>Caragana leucophloea</i>	10±0,8	0,22±0,05	11,4±1,0	56±4,8	0,03±0,005
	<i>Trachacum sp.</i>	1±0,2	0,08±0,02	4,2±0,3	32±2,8	0,006±0,002

	Среднее	5,5±0,7	0,17±0,04	6,5±0,5	46,4±3,9	0,02±0,004
Горно-долинные светло-каштановые	<i>Stipa capillata</i>	6±0,5	0,12±0,04	5,3±0,5	42±3,8	0,01±0,003
	<i>Bromus inermis Leys</i>	4±0,3	0,08±0,02	3,2±0,3	32±2,7	0,01±0,003
	<i>Artemisia dracunculus L.</i>	8±0,6	0,24±0,2	7,3±0,7	56±4,8	0,03±0,005
	<i>Trachacum sp.</i>	0,5±0,03	0,07±0,01	4,2±0,4	24±2,2	0,006±0,002
	<i>Agropyrum repens L.</i>	3,5±0,3	0,1±0,03	2,2±0,2	30±2,9	0,005±0,001
	Среднее	4,4±0,3	0,12±0,06	4,4±0,4	36,8±3,3	0,012±0,003
Чернозёмы	<i>Hypericum perforatum</i>	5,5±0,8	0,12±0,04	6,8±0,7	44±3,8	0,007±0,002
	<i>Origanum vulgare L.</i>	4,3±0,6	0,14±0,05	14,2±1,5	52±4,8	0,01±0,003
	<i>Trifolium pratense</i>	2,5±0,2	0,12±0,04	9,3±0,9	45±4,2	0,006±0,002
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,2±0,8	0,09±0,03	4,4±0,4	36±3,1	0,008±0,002
	<i>Trachacum sp.</i>	1,5±0,3	0,08±0,03	3,6±0,3	28±2,2	0,007±0,002
	Среднее	3,4±0,5	0,11±0,04	7,6±0,7	41±3,6	0,008±0,002

Растения, произрастающие на горно-долинных светло-каштановых и черноземных почвах характеризовались более низкими концентрациями свинца 0,5 – 8 мг/кг, в частности полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus L.*) – 8 мг/кг, душица обыкновенная (*Origanum vulgare L.*) – 4,3 мг/кг, подорожник ланцетный (*Plantago lanceolata*) – 3,2 мг/кг, одуванчик лекарственный (*Trachacum sp.*) – 0,5 мг/кг. Коэффициенты накопления металла в растениях варьировали в пределах 0,15 – 0,38 [рис. 4. 5]. Наблюдается достоверная корреляционная зависимость между валовым содержанием свинца в почвах и концентрацией микроэлемента в растениях ($r=0,97$, $p\leq 0,01$), что говорит о биоконцентрировании микроэлемента растениями [Калдыбаев, 2008].

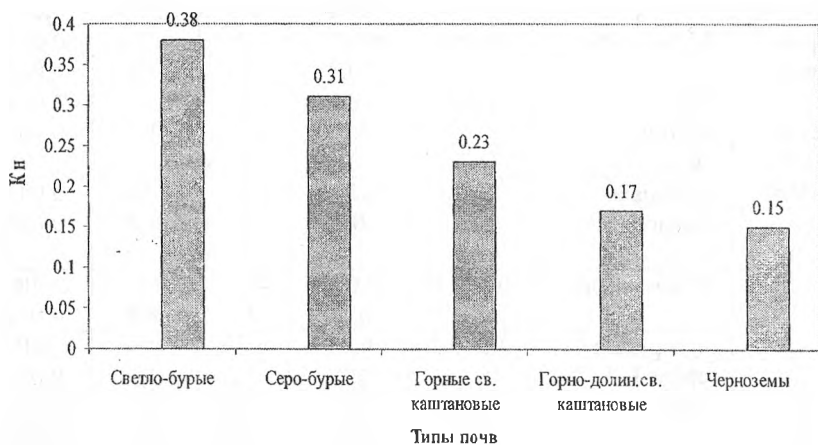


Рис. 4.5. Средние значения коэффициентов накопления свинца в дикорастущих растениях

Содержание свинца в съедобных частях растений, произрастающих в незагрязненных областях, по данным разных авторов составляют 0,001-0,08 мг/кг влажной массы, 0,05 – 30 мг/кг сухой массы и 2,7 – 94,0 мг/кг золы. Хотя средние содержания свинца, вычисленные для зерна злаковых культур из различных стран варьируют в широких пределах 0,01 – 2,28 мг/кг, общее среднее, вычисленное после исключения двух крайних значений, составляет 0,47 мг/кг, что близко к ПДК для зерна злаков – 0,5 мг/кг [Кабата-Пендиас, 1989].

Содержание свинца в озимой пшенице (*Triticum aestivum L.*) и яровом ячмене (*Hordeum distichum L.*) выращенного в условиях Прииссыкулья в семенах составило 0,15 – 0,52 мг/кг, что находится в пределах средних фоновых значений и ПДК для зерна злаков [таблица (4.4)].

Таблица 4.4
Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в зерновых колосовых культурах Прииссыкулья

Тип почв	Вид растений	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe
		мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	%
Светло-бурые	Triticum aestivum L.					
	Зерно	0,39± 0,02	0,07± 0,01	7,2± 0,6	32±3	0,005± 0,002

	Солома	1,56± 0,5	0,12± 0,03	3,9± 0,4	46±5	0,01± 0,003
	Hordeum distichun L.					
	Зерно	0,26± 0,02	0,10± 0,02	6,7± 0,5	38±4	0,006± 0,002
	Солома	1,04± 0,3	0,14± 0,03	3,6± 0,4	52±5	0,02± 0,003
	Triticum aestivum L.					
	Зерно	0,24± 0,02	0,08± 0,02	5,6± 0,5	34±3	0,005± 0,002
Серо-бурые	Солома	0,96± 0,3	0,15± 0,05	2,6± 0,3	56±6	0,01± 0,003
	Hordeum distichun L.					
	Зерно	0,15± 0,01	0,06± 0,02	4,5± 0,4	44±4	0,004± 0,001
	Солома	0,6± 0,2	0,14± 0,04	3,6± 0,3	63±6	0,01± 0,003
	Triticum aestivum L.					
	Зерно	0,32± 0,02	0,11± 0,03	4,6± 0,4	30±3	0,006± 0,002
Горно- долинные светло- каштано- вые	Солома	1,28± 0,4	0,15± 0,05	2,8± 0,2	42±4	0,02± 0,005
	Hordeum distichun L.					
	Зерно	0,52± 0,03	0,09± 0,03	3,8± 0,3	36±4	0,005± 0,002
	Солома	2,08± 0,5	0,14± 0,04	3,9± 0,4	54±5	0,01± 0,003
	Triticum aestivum L.					
	Зерно	0,38± 0,03	0,07± 0,01	2,5± 0,2	42±4	0,008± 0,002
Чернозё- мы	Солома	1,52± 0,5	0,13± 0,5	0,9± 0,03	60±6	0,02± 0,005
	Hordeum distichun L.					
	Зерно	0,44± 0,03	0,08± 0,01	3,2± 0,3	45±4	0,007± 0,002
	Солома	1,76± 0,6	0,12± 0,04	1,8± 0,2	65±6	0,02± 0,005
	Triticum aestivum L.					
	Зерно	0,38± 0,03	0,07± 0,01	2,5± 0,2	42±4	0,008± 0,002

Следует отметить, что во всех проанализированных пробах пшеницы (*Triticum aestivum L.*) и ячменя (*Hordeum distichun L.*) наблюдается преобладание концентраций свинца в вегетирующих частях

растений (лист, стебель) по сравнению с семенами, о чем свидетельствуют коэффициенты накопления металла [рис. 4.6].

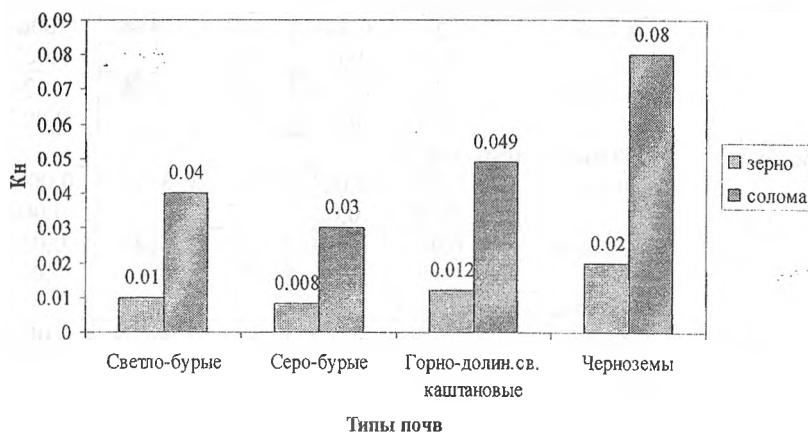


Рис. 4.6. Коэффициенты накопления свинца в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.)

Результаты корреляционного анализа не выявили достоверной корреляционной зависимости между валовым содержанием свинца в почвах и концентрацией микроэлемента в семенах ($r=0,12$, $p \geq 0,05$) и соломе ($r=0,03$, $p \geq 0,05$) зерновых колосовых культур, что свидетельствует об отсутствии процесса накопления микроэлемента в растениях [Калдыбаев, 2008].

Полученные результаты согласуются с литературными данными. Невысокая фитотоксичность свинца, видимо объясняется наличием хорошо действующей в растении системы инактивации элемента, проникающего в корневую систему растений. Так, например, в опытах Н.Ю. Гармаш [1983], Алексеева [1987] в солому пшеницы поступало менее 1 % свинца, содержащегося в корнях, при этом в зерне пшеницы концентрации элемента были минимальными и практически не зависели от дозы внесения его в почву.

Кадмий. Считается, что кадмий не входит в число необходимых для растения элементов, однако он эффективно поглощается корневой системой, листьями и является кумулятивным ядом. Фоновые уровни кадмия в зерне злаков и в различных кормовых растениях по данным для разных стран весьма низки и удивительно сходны. Так среднее значения (на сухую массу) для зерна всех злаков лежат в пределах от 0,013 до 0,22 мг/кг, в травах от 0,07 до 0,27 мг/кг, в бобовых культурах от 0,08 до 0,28

[Алексеев, 1987; Кабата-Пендиас, 1989; Ursinyova, Hladikova, 2000]. Средние содержания кадмия в растениях (на золу) составляет $1 \times 10^{-6} \%$ [Виноградов, 1957].

При анализе надземной части некоторых дикорастущих и зерновых колосовых культур Прииссыккуля были выявлены следующие концентрации металла: в семенах озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) и ярового ячменя (*Hordeum distichum* L.) 0,06 - 0,1 мг/кг, в вегетативной части 0,10 - 0,15 мг/кг [таблица (4.4)]. Коэффициенты накопления кадмия для семян составили 0,11 - 0,33, а для вегетативной части 0,2 - 0,46, т.е. в вегетирующей части растений (листья, стебли) кадмий обнаруживается в больших концентрациях, чем в семенах, о чем свидетельствуют коэффициенты накопления микроэлемента [рис. 4.7].



Рис. 4.7. Коэффициенты накопления кадмия в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.)

Содержание кадмия в семенах озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) выращенной из агроценозов прилегающих к Курментинскому цементному комбинату составила 0,56 - 1,53 мг/кг, при ПДК - 0,1 мг/кг. Результаты корреляционного анализа показали достоверную зависимость концентрации кадмия в семенах озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) от валового содержания металла в почве ($r=0,94$, $p<0,01$), что говорит о процессе накопления микроэлемента в растениях [Калдыбаев, 2008].

Содержание кадмия в дикорастущих растениях варьировало в пределе 0,05 - 0,26 мг/кг, при коэффициентах накопления 0,18 - 0,50 [рис. 4.8]. Наиболее высокие концентрации металла отмечались в таких растениях карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*) - 0,26 мг/кг (Кн-0,86), полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) - 0,2 мг/кг (Кн-0,5),

полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus L.*) – 0,25 мг/кг (Кн-0,31). В других дикорастущих растениях концентрация кадмия была на порядок ниже: ковыль волосатик (*Stipa capillata*) – 0,11 мг/кг (Кн-0,11), костер безостый (*Bromus inermis Leyss*) – 0,08 мг/кг (Кн-0,16), подорожник ланцетный (*Plantago lanceolata*) – 0,09 мг/кг (Кн-0,15), одуванчик (*Traxacum sp.*) – 0,05 мг/кг (Кн-0,12).

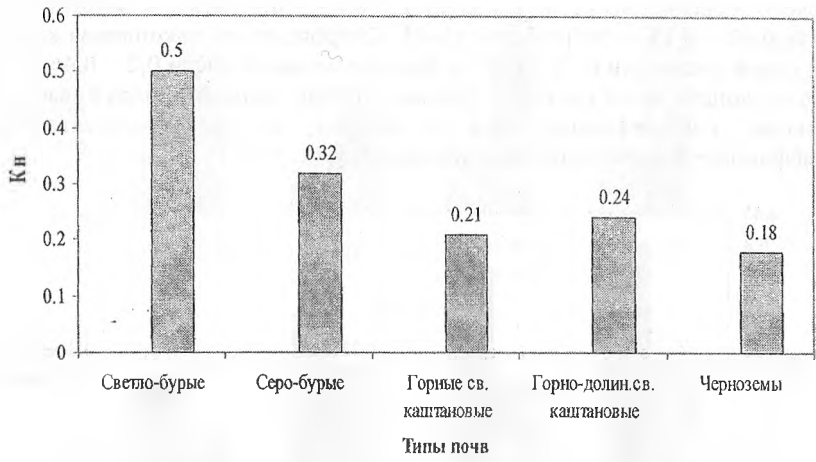


Рис. 4.8. Средние значения коэффициентов накопления кадмия в дикорастущих растениях

Наблюдается отрицательная корреляционная зависимость концентрации кадмия в надземных дикорастущих частях растений от валового содержания кадмия в почвах ($r=-0,26$, $p \geq 0,05$). Полученные результаты свидетельствуют, что концентрация кадмия в дикорастущих растениях, выращенных в условиях Прииссыккуля, находится в пределах естественных фоновых значений [Калдыбаев, 2008].

Медь. Благоприятное содержание меди в растениях играет важную роль в их метаболизме, как недостаток элемента, так и его избыток отрицательно сказывается на их общем состоянии. Некоторые виды имеют большую устойчивость к повышенным содержаниям меди и могут аккумулировать экспериментально высокие количества этого элемента в своих тканях. Несмотря на общую толерантность растительных видов, и генотипов к меди, этот элемент всё же рассматривается как сильно токсичный. Содержание меди в растениях из незагрязненных регионов разных стран колеблется от 1 до $n \times 10$ мг/кг сухой массы. В золе разных видов растений меди содержится 5 – 1500 мг/кг. По А.П. Виноградову [1957] среднее содержание меди в растениях составляет $2 \times 10^{-2}\%$ (в золе).

У ряда видов произрастающих в широком диапазоне природных условий, концентрация меди в побегах редко превышает 20 мг/кг сухой массы, поэтому такая величина часто рассматривается как граница, отделяющая область избыточных содержаний. Однако в природных и искусственных условиях большинство растительных видов могут аккумулировать гораздо больше меди, особенно в тканях корней. Установлено, что критической для растений считается концентрация в 150 мг/кг [Аналитический обзор загрязнения природной среды тяжелыми металлами, 1989; Роева и др., 1996; Несвижская, Саят, 1985]. А.М. Мурсалиевым [1976] было исследовано содержание меди в некоторых растениях семейства сложноцветных Иссык-Кульской котловины. Результаты показали, что содержание меди в растениях варьировали в широких пределах, так в полынях метельчатой и Ашурбаева – 3,5 мг/кг, полыни санталинолистной – 6 мг/кг, эстрагоне – 5,5 мг/кг, горькой – 5 мг/кг. Наибольшее количество меди были отмечены в полыни поздней – 40 мг/кг и обыкновенной – 12 мг/кг.

В наших исследованиях содержание меди в дикорастущих растениях Прииссыккуля варьировало в пределах от 2,2 до 19,1 мг/кг с коэффициентами накопления от 0,22 до 0,71 [таблица (4.3), рис. 4.9].

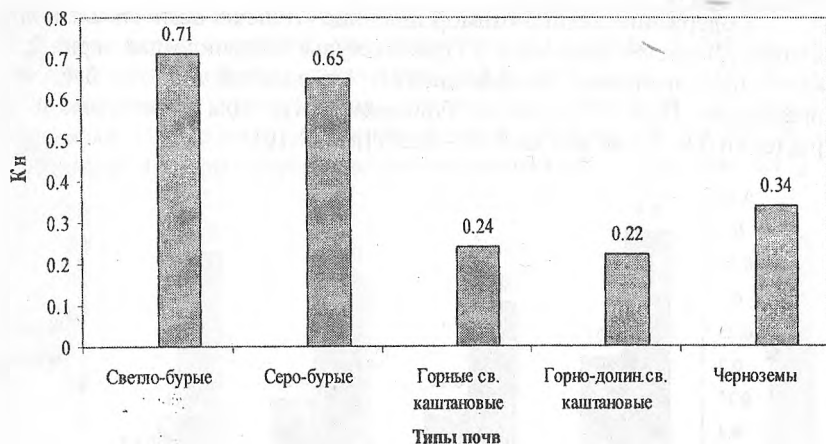


Рис. 4.9. Средние значения коэффициентов накопления меди в дикорастущих растениях

Наиболее высокие концентрации меди обнаруживались в полыне тьянь-шаньской (*Artemisia tianschanica*) – 19,1 мг/кг (Кн-1,0), карагане бледнокорой (*Caragana leucophloea*) – 16,3 мг/кг (Кн-0,85), душице обыкновенной (*Origanum vulgare L.*) – 14,2 мг/кг (Кн-0,64). Более низкие

концентрации микроэлемента характерны для таких растений как Пырей ползучий (*Agropyrum repens L.*) – 2,2 мг/кг (Кн-0,11), Одуванчик (*Traxacum sp.*) – 4,2 мг/кг (Кн-0,21), Подорожник ланцетный (*Plantago lanceolata*) – 4,4 мг/кг (Кн – 0,20) и др. Наблюдается отрицательная корреляционная зависимость концентраций меди в дикорастущих видах растений от валового содержания микроэлемента в почве ($r=-0,56$, $p \geq 0,05$). Следует отметить, что распределение меди в растениях очень изменчиво, в корнях медь связана в основном с клеточными стенками и крайне малоподвижна. В ростках наибольшие концентрации меди обнаруживаются всегда в фазе интенсивного роста при оптимальном уровне её поступления. Есть также тенденция к накоплению меди в репродуктивных органах растений, однако её проявления очень различны для разных видов. Наибольшие концентрации меди обнаружены в зародышах зерен злаков и в семенных оболочках. Установлено, что концентрация меди в зародышах была 2 – 18 мг/кг, а в семенных оболочках 8 – 23 мг/кг, тогда как в зерне в целом наибольшие значения составляло 4 мг/кг (все на сухую массу). Хотя в литературе имеются другие данные, согласно которым распределение меди в зернах ячменя более однородно [Кабата-Пендиас, 1989].

Содержание меди в озимой пшенице (*Triticum aestivum L.*) и яровом ячмене (*Hordeum distichun L.*) Присыккулья составило для зерна 2,5 -7,2 мг/кг при значениях коэффициентов накопления 0,11 – 0,4, что не превышает ПДК – 10 мг/кг [таблица (4.4)]. Для вегетативной части растений 0,9 -3,9 мг/кг (Кн 0,04 – 0,21) [рис. 4.10].



Рис. 4.10. Коэффициенты накопления меди в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*)

Более высокие концентрации накопления меди в семенах зерновых колосовых культур, вероятно, обусловлены тем, что данный микроэлемент вероятно способен связываться с белковыми фракциями, и имеет тенденцию к накоплению в репродуктивных органах растений [Калдыбаев, 2008].

Цинк: Считается, что содержание цинка в растениях заметно изменяется под влиянием различий в генотипах и факторах, действующих в различных экосистемах. Однако содержание цинка в некоторых пищевых растениях: зерне злаков и кормовых травах из разных стран мира не сильно различаются. Так, например, содержание цинка в зернах пшеницы колеблется от 22 до 33 мг/кг сухой массы, рожь содержит несколько меньше, а ячмень несколько больше, чем пшеница. Фоновое содержание цинка в травах и клевере по всему миру также относительно постоянны. Среднее содержание цинка в травах лежит в пределах 12 – 47 мг/кг, а клевере 24 – 45 мг/кг сухой массы. Так как цинк является сравнительно малотоксичным тяжелым металлом, его ПДК для растений определена в интервале от 150 до 200 мг/кг сухого вещества. Критической считается концентрация 300 мг/кг. ПДК для зерна злаков составляет 50 мг/кг. Содержание цинка при его дефиците оценивается в 10 – 20 мг/кг сухой массы, однако эти величины могут заметно изменяться, потому что дефицит цинка отражает как потребности каждого генотипа, так и эффекты взаимодействия цинка с другими элементами в тканях растений.

В наших исследованиях содержание цинка в дикорастущих растениях Прииссыккуля варьировало в пределах от 24 до 66 мг/кг [таблица (4.3)], при коэффициентах накопления 0,57 – 0,81 [рис. 4.11].

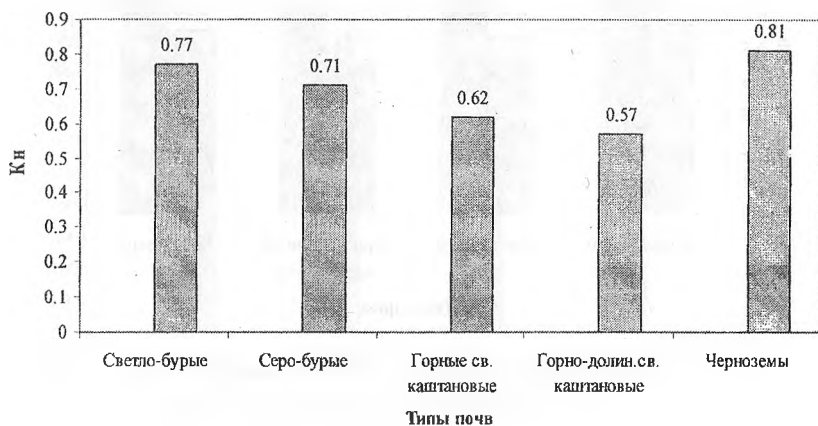


Рис. 4.11. Средние значения коэффициентов накопления цинка в дикорастущих растениях

Отдельные виды растений накапливают данный микроэлемент, в следующих концентрациях: полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus L.*) – 66 мг/кг (Кн-0,89), полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – 59 мг/кг (Кн – 0,95), Карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*) – 52 мг/кг (Кн-0,83). Более низкие концентрации цинка обнаруживались в типчаке валезийском (*Festuca valesiaca*) 32 мг/кг (Кн – 0,58), ковыле волосатик (*Stipa capillata*) – 36 мг/кг (Кн-0,65), одуванчике (*Traxacum sp.*) – 24 мг/кг (Кн – 0,38), подорожнике ланцетном (*Plantago lanceolata*) – 36 мг/кг (Кн-0,48) и др. Выявлена положительная, но не достоверная корреляционная зависимость между валовым содержанием цинка в почвах и в концентрациях цинка надземных частях дикорастущих растений ($r=0,21$, $p \geq 0,05$), что свидетельствует о слабом биоконцентрировании микроэлемента растениями [Калдыбаев, 2008].

В семенах озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) и ярового ячменя (*Hordeum distichun L.*) концентрация цинка составила 32 – 45 мг/кг, при ПДК – 50 мг/кг, а в вегетативной части 42 – 65 мг/кг [таблица (4.4)]. Цинк, как и другие микроэлементы в большинстве случаев накапливался в вегетативной части растений по сравнению с семенами, о чем свидетельствуют его коэффициенты накопления [рис. 4.12].

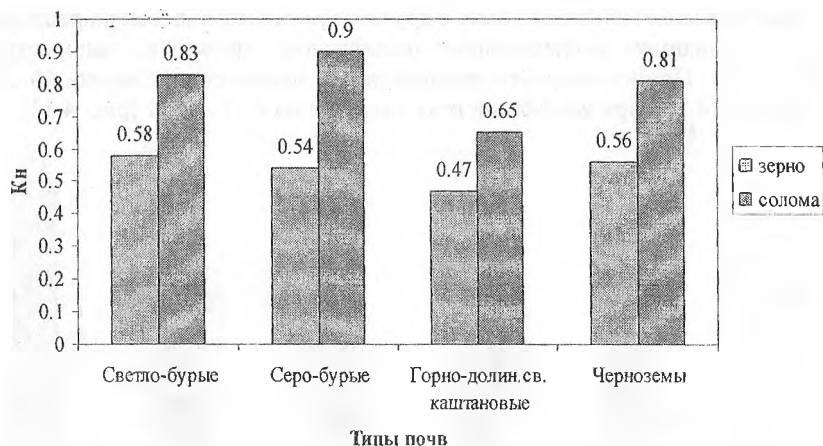


Рис. 4.12. Коэффициенты накопления цинка в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*)

Наблюдается достоверная корреляционная зависимость между валовым содержанием цинка в почвах и в семенах ($r=0,79$, $p \leq 0,01$), а также в вегетативных частях растений ($r=0,63$, $p \leq 0,05$), то есть с увеличением

концентраций микроэлемента в почве происходит незначительное увеличение уровней его концентрации в растениях [Жалдыбаев, 2008].

Железо. Способность различных растений к поглощению железа различна и существенно зависит от почвенных и климатических условий, а также от фазы роста и развития растений. Отдельные не злаковые травы, в том числе бобовые растения, способны накапливать больше железа, нежели злаковые виды. Однако при высоких содержаниях легкорастворимых форм железа все растения могут потреблять очень большие его количества.

Природное содержание железа в кормовых растениях изменяется от 18 до примерно 1000 мг/кг сухой массы. В золе различных растений содержание железа изменяется в пределах 220 – 1200 мг/кг. Зерна различных хлебных злаков не различаются заметно по содержанию железа. Типичное содержание в них изменяется от 25 до примерно 80 мг/кг сухой массы при среднем расчете 48 мг/кг на сухую массу [Несвижская, Саят, 1985; Bowen, 1979; Kabata-Pendias, 1979]. По А.П. Виноградову [1957] среднее содержание железа в золе растений составляет 1,0%. В условиях Иссык-Кульской котловины различные виды растений накапливают железо неодинаково. Так в среднем содержание железа в Пиретруме заилийском составило – 0,022 %, больше всего железа обнаружено у полыни санталинолистной – до 0,03 %, минимальное количество – у козлобородника головчатого – 0,0044 % [Мурсалиев, 1973].

Согласно наших исследований содержание железа в отдельных видах дикорастущих растениях Прииссыккулья варьировало в пределах от 0,005 до 0,04 % при коэффициентах накопления 0,002 – 0,016 [таблица (4.3), рис. 4.13].

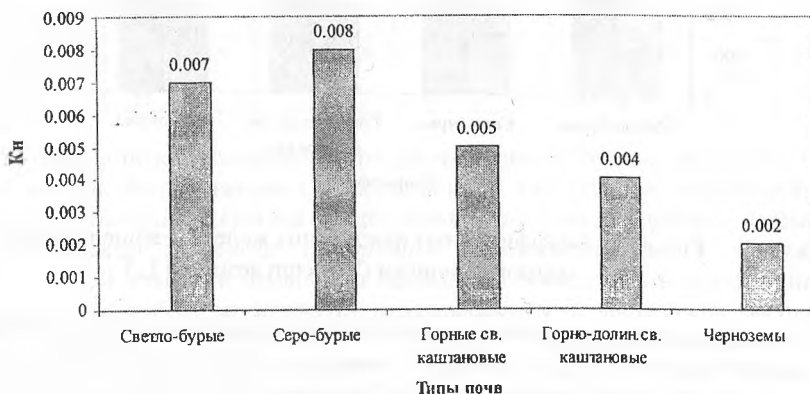


Рис. 4.13. Средние значения коэффициентов накопления железа в дикорастущих растениях

Больше всего железа обнаруживалось в таких видах растений как: полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – 0,04 % (Кн – 0,016), карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*) – 0,03 % (Кн – 0,012), полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus L.*) – 0,03 % (Кн – 0,008). В других видах растений обнаруживались более низкие концентрации: типчак вазелийский (*Festuca valesiaca*) – 0,01 % (Кн – 0,003), ковыль волосатик (*Stipa capillata*) – 0,01 % (Кн-0,003), костер безостый (*Bromus inermis Leyss*) – 0,01 % (Кн – 0,003), одуванчик (*Traxacum sp.*) – 0,006 % (Кн – 0,002), пырей ползучий (*Agropyrum repens L.*) – 0,005% (Кн – 0,001) и др. Наблюдается отрицательная корреляционная зависимость между валовым содержанием железа в почвах и концентрацией его в надземных частях дикорастущих растений ($r=-0,38$).

Содержание железа в озимой пшенице (*Triticum aestivum L.*) и яровом ячмене (*Hordeum distichun L.*) составило в зерне 0,004 – 0,008 % в вегетативной части 0,01 – 0,02 % при коэффициентах накопления 0,002 – 0,007 [таблица (4.4), рис. 4.14].

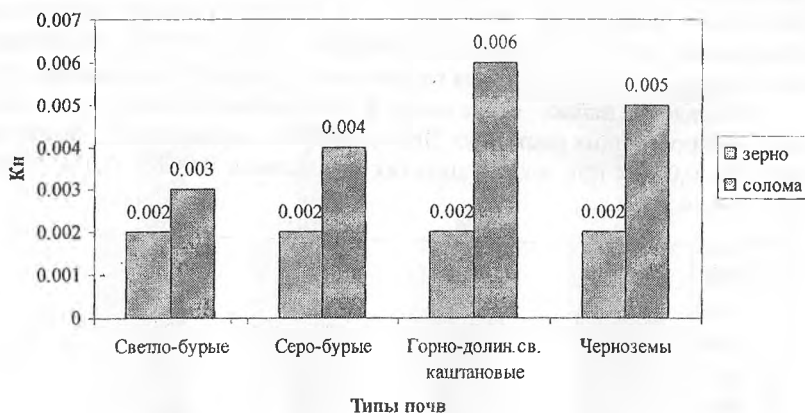


Рис. 4.14. Коэффициенты накопления железа в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*)

Выявлена достоверная корреляционная зависимость между валовым содержанием железа в почве и семенах ($r=0,91$, $p\leq 0,01$), а также вегетативной части ($r=0,89$, $p\leq 0,01$) зерновых колосовых культур, что свидетельствует о незначительном накоплении микроэлемента в растениях [Калдыбаев, 2008].

Больше всего железа обнаруживалось в таких видах растений как: полынь тянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – 0,04 % (Кн – 0,016), карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*) – 0,03 % (Кн – 0,012), полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus L.*) – 0,03 % (Кн – 0,008). В других видах растений обнаруживались более низкие концентрации: типчак вазелийский (*Festuca valesiaca*) – 0,01 % (Кн – 0,003), ковыль волосатик (*Stipa capillata*) – 0,01 % (Кн-0,003), костер безостый (*Bromus inermis Leys*) – 0,01 % (Кн – 0,003), одуванчик (*Traxacum sp.*) – 0,006 % (Кн – 0,002), пырей ползучий (*Agropyrum repens L.*) – 0,005% (Кн – 0,001) и др. Наблюдается отрицательная корреляционная зависимость между валовым содержанием железа в почвах и концентрацией его в надземных частях дикорастущих растений ($r=-0,38$).

Содержание железа в озимой пшенице (*Triticum aestivum L.*) и яровом ячмене (*Hordeum distichum L.*) составило в зерне 0,004 – 0,008 % в вегетативной части 0,01 – 0,02 % при коэффициентах накопления 0,002 – 0,007 [таблица (4.4), рис. 4.14].

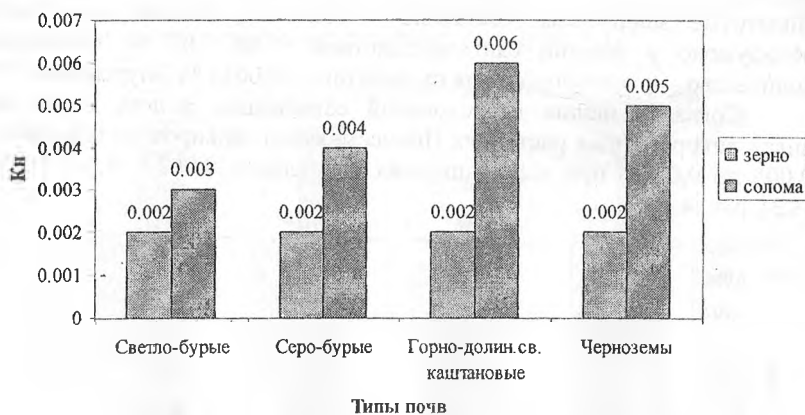


Рис. 4.14. Коэффициенты накопления железа в зерне и соломе озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*)

Выявлена достоверная корреляционная зависимость между валовым содержанием железа в почве и семенах ($r=0,91$, $p \leq 0,01$), а также вегетативной части ($r=0,89$, $p \leq 0,01$) зерновых колосовых культур, что свидетельствует о незначительном накоплении микроэлемента в растениях [Калдыбаев, 2008].

Несмотря на средний уровень содержания железа в почвах региона, низкие коэффициенты накопления железа в надземных частях растений, вероятно, обусловлены тем, что большая часть микроэлемента находится в почве в недоступных для растений формах. Известно, что минимальные содержания растворимого железа отмечаются при щелочных значениях pH, что характерно для почв Прииссыккуля. В целом результаты наших исследований согласуются с литературными данными других авторов и это позволяет предположить, что содержание железа в растениях находится ниже естественных фоновых значений.

В связи с тем, что в радиационно-загрязненных районах ионизирующие излучения могут действовать на живые организмы в сочетании с другими химическими элементами, нами были проведены исследования по определению микроэлементов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в отдельных видах дикорастущих растений произрастающих в условиях техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» [таблица (4.5)].

Таблица 4.5

Содержание тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в дикорастущих растениях техногенной урановой провинции Каджи-Сай

Вид растений	Pb		Cd		Cu		Zn		Fe	
	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	мг/кг	Кн	%	Кн
<i>Peganum harmala</i>	52 ± 12	1,0	0,5 ± 0,1	0,62	22 ± 8	0,73	68 ± 12	0,86	0,1 ± 0,02	0,03
<i>Caragana leucophloea</i>	64 ± 14	1,3	0,8 ± 0,2	1,0	27 ± 9	0,9	85 ± 14	1,1	0,2 ± 0,03	0,07
<i>Artemisia tianschanica</i>	80 ± 15	1,6	0,7 ± 0,1	1,6	30 ± 10	1,0	74 ± 11	0,93	0,1 ± 0,02	0,03

Результаты исследований по определению тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn, Fe) в дикорастущих растениях как гармала обыкновенная (*Peganum harmala*), карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*), полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) произрастающие в условиях техногенной урановой провинции Каджи-Сай показали, что данные виды растений способны накапливать микроэлементы в достаточно высоких концентрациях по сравнению с другими территориями региона. В частности гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) – свинец – 52 мг/кг (Кн-1,0); карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*) – цинк – 35 мг/кг (Кн-1,1), свинец – 64 мг/кг (Кн-1,3), кадмий – 0,8 мг/кг (Кн-1,0); полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – медь – 30 мг/кг (Кн-1,0), свинец – 80 мг/кг (Кн-1,6). То-есть, вместе с радиоактивными элементам, некоторые

тяжелые металлы способны также накапливаться в надземных частях дикорастущих растений.

Таким образом, результаты проведенных исследований показали, что в целом содержание тяжелых металлов в исследованных видах дикорастущих растений Прииссыккуля находится в пределах естественных фоновых значений. Для цинка и меди характерно более активное биоконцентрирование, по сравнению со свинцом, кадмием и железом. В условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды отдельные виды дикорастущих растений способны накапливать вместе с радионуклидами также микроэлементы.

В зерновых колосовых культурах - озимая пшеница (*Triticum aestivum L.*) и яровой ячмень (*Hordeum distichum L.*) микроэлементы преимущественно накапливаются в вегетативных частях растений (стебель, лист) по сравнению с семенами, исключение составила медь. Более высокие концентрации меди в семенах зерновых колосовых культур, вероятно, обусловлены тем, что данный микроэлемент способен связываться с белковыми фракциями, и имеет тенденцию к накоплению в репродуктивных органах растений. Содержание тяжелых металлов в семенах не превышают установленных значений ПДК, исключение составили семена озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) собранные в окрестностях Курментинского цементного комбината, в которых обнаруживались повышенные концентрации кадмия [Калдыбаев, 2002; Калдыбаев, 2003; Калдыбаев, 2008].

ГЛАВА 5 УРОВНИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ МЫШЕВИДНЫМИ ГРЫЗУНАМИ ПРИИССЫККУЛЬЯ

5.1 Уровни накопления радионуклидов мышевидными грызунами Прииссыккулья

В природной среде все живые организмы подвергаются постоянному воздействию не только внешнего, но и внутреннего облучения от различных инкорпорированных радионуклидов как естественного, так искусственного происхождения. Способность растений и животных концентрировать радионуклиды часто приводит к значительному их накоплению или в целом организме, или в отдельных органах и как следствие, внутреннему облучению. Установлено, что накопление радионуклидов животными зависит от ряда условий, среди которых важнейшими являются содержание и распределение радионуклидов в среде обитания, биологические особенности разных видов животных, трофический уровень, которые занимают животные в пищевых цепях биогеоценоза, а также физико-химические свойства радионуклидов [Ильенко, 1974; Мальджюнайте, Мажейките 1980; Демидов, 1983; Криволуцкий, 1983].

Известно, что дозовая нагрузка на разные органы и ткани животных от инкорпорированных в них радионуклидов определяется эффективностью их всасывания в желудочно-кишечном тракте, периодом полувыведения, массой критических органов, средней эффективной энергией излучения. По всем этим показателям наибольшую опасность при попадании внутрь организма представляют альфа-излучающие радионуклиды (^{210}Po , ^{210}Pb , ^{239}Pu , ^{227}Ac , Th, Ra), несколько меньшую – бета-излучающие продукты деления ядра урана (^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{144}Ce), несколько ниже эффект действия радионуклидов, преимущественно испускающих гамма-излучение (^{22}Na , ^{89}Sr , ^{137}Cs , ^{65}Zn и др.).

Внутреннее облучение вызывает уменьшение массы тела животных, продолжительности их жизни, продуктивности, нарушения тканей, крови и др. патологий. Среди млекопитающих природных популяций - грызуны обладают высокой радиорезистентностью к поражающему действию ионизирующей радиации, их издавна относят к наиболее перспективным биоиндикаторам любого антропогенного воздействия. Имеется немало литературных данных посвященных радиоадаптации животных, которая выполнена на грызунах из радиационных биогеоценозов [Ильенко, Крапивко 1989; Леонгарт, 1984; Рыскулова, 2004; Кудряшов 1977; Маслова, 1977; Материй, 1977; Токтосунов, 2001; Токтосунов, 1955; Токтосунов, 1973]. В связи с этим нами были проведены исследования по определению уровней накопления альфа- и бета-излучающих

радионуклидов мышевидными грызунами обитающими в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля.

Измерения суммарной альфа- и бета – активности в общей массе тела мышевидных грызунов были проведены в лаборатории биогеохимии биолого-почвенного института НАН КР по соответствующим методикам на радиометре УМФ-2000.

Результаты измерений суммарной альфа - и бета-активности представлены в таблице (5.1).

Таблица 5.1

Уровни суммарной альфа- и бета-активности в мышевидных грызунах Прииссыккуля (на сухую массу)

№	Вид животного	Место вылова	Суммарная альфа-активность (Бк/кг)	Суммарная бета-активность (Бк/кг)
1.	<i>Apodemus sylvaticus</i>	Агроэкосистемы в районе с. Ак-Булун	13,3±1,1	14,8±1,3
2.	<i>Apodemus sylvaticus</i>	Агроэкосистемы в близи Курментинского цементного завода	10,1±0,9	11,4±1,0
3.	<i>Cricetulus migratorius</i>	Агроэкосистемы в районе с. Торт-Куль	14,8±1,3	16,2±1,5
4.	<i>Cricetulus migratorius</i>	Агроэкосистемы в районе с. Тамчи	16,2±1,4	17,3±1,6
5.	<i>Mus musculus</i>	Дома в окрестностях Техногенной зоны «Каджи-Сай»	25,7±2,3	27,7±2,5
6.	<i>Mus musculus</i>	Дома в с. Тон	17,5±1,6	18,7±1,7
7.	<i>Meriones tamariscinus</i>	Хвостохранилища техногенной зоны «Каджи-Сай»	26,2±2,4	36,7±3,2

Уровни суммарной альфа-активности в популяциях лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) отловленных в агроэкосистемах в окрестностях с. Ак-Булун и в близи Курментинского цементного завода варьировали в пределе 10,1 - 13,3 Бк/кг, бета-активности 11,4 – 14,8 Бк/кг. В популяциях серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) отловленных в агроэкосистемах в районе с. Торт-Куль и с. Тамчи альфа-активность составила 14,8 – 16,2 Бк/кг, бета-активность 16,2 - 17,3 Бк/кг. Уровни суммарной альфа-активности в домовых мышах (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах

и хозпостройках в окрестностях техногенной зоны «Каджи-Сай» и с. Тон варьировали в пределе 17,5 – 25,7 Бк/кг, бета-активности 18,7 - 27,7 Бк/кг. В популяции песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) обитающих на территории хвостохранилищ и отстойников техногенной зоны «Каджи-Сай» уровень суммарной альфа-активности составил 26,2±2,4 Бк/кг, бета-активности 36,7±3,2 Бк/кг.

Результаты исследований показали, что уровни суммарной альфа – и бета активности в популяции песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) обитающих на территории хвостохранилищ и домовых мышей (*Mus musculus*) отловленных в жилых домах, хозпостройках в окрестностях техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» несколько выше, чем у зверьков с других территорий Прииссыккуля.

Вероятно, сложившийся радиоэкологическая ситуация в техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» сказывается при постоянном обитании животных с повышенным содержанием радионуклидов в среде их обитания. Так, например, на территории хвостохранилища суммарная альфа-активность в поверхностном слое грунта (0-5 см) составила 5040 Бк/кг, бета-активность – 487,4 Бк/кг. В корневой системе гармалы обыкновенной произрастающей на территории хвостохранилища суммарная альфа-активность составила 670 Бк/кг, бета-активность 137,5 Бк/кг, в надземной части растения альфа-активность составила 490 Бк/кг, бета-активность – 125,0 Бк/кг. В общей массе тела песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) уровень альфа-активности составил 26,2 Бк/кг, бета-активности 36,7 Бк/кг. Полученные данные свидетельствуют о снижении уровней суммарной альфа- и бета-активности в ряду условной биогеохимической цепи: грунт > корень гармалы обыкновенной > надземная часть гармалы обыкновенной > песчанка тамарисковая. Вероятно, в организме мышевидных грызунов выработались различные типы адаптаций регуляции обмена радионуклидов из геохимических районов с неодинаковым уровнем содержания радиоактивных элементов во внешней среде. Мы предполагаем, что в условиях повышенного содержания радиоактивных элементов, обмен радиоактивных элементов у грызунов направлен в сторону уменьшения их концентраций в организме.

5.2 Уровни накопления тяжелых металлов мышевидными грызунами Прииссыккуля

Многочисленными авторами показано, что повышенное содержание токсичных элементов во внешней среде, и прежде всего в растительности, неизбежно ведет к повышенным концентрациям этих элементов в организмах млекопитающих – фитофагов. Их постоянное поступление приводит к таким биологическим последствиям, как кумуляция, возможность мутагенного, канцерогенного, тератогенного,

эмбрио- и гонадотоксичного действия. Живой организм реагирует на эмиссии путем аккумуляции значительных количеств загрязнителя изменениями в метаболических процессах. Как правило, высокие их концентрации вызывают хронические повреждения и другие микроэнтозы [Ковальчук и др., 2002; Матвеев, 2004; Мухачева, Безель, 2007; Ермаков, Тютиков 2008; Григорькина и др., 2008].

Анализы по определению содержаний тяжелых металлов в органах и тканях мышевидных грызунов были проведены в лаборатории биогеохимии биолого-почвенного института НАН КР, согласно методических указаний по проведению разрушения органических веществ в пробах пищевых продуктов с использованием микроволновой системы «Минотавр-2». Определение концентраций тяжелых металлов было проведено на атомно-абсорбционном спектрометре МГА-915.

Свинец является ведущим токсическим элементом способным депонироваться главным образом в скелете животных различных групп. Так, например, содержание свинца в скелете полёвок из Южного Урала варьировало в пределе 2,15 – 5,55 мг/кг [Безель, 1987]. Уровни накопления свинца в других органах на порядок ниже, так, например лесная мышь в костях способна концентрировать свинец от 11,5 до 672 мг/кг, а в почках от 12,7 до 65,2 мг/кг и в печени от 6,63 до 12,1 мг/кг. Аналогичные результаты были получены при анализе образцов органов других видов мышевидных грызунов [Покаряевский, 1985]. Содержание свинца на общую массу тела в европейских рыжих полевках, обитающих в природных экосистемах Приокско-Террасного заповедника составило 3,4 – 10,2 мг/кг, при среднем значении 7,0 мг/кг [Соболев, 1988].

Наши исследования по определению содержаний свинца в почвах, дикорастущих растениях и зерновых колосовых культурах Прииссыккулья показали, что содержание микроэлемента в основном находится в пределах естественных фоновых значений. Обитая в данных условиях, мышевидные грызуны также накапливали относительно невысокие концентрации металла на общую массу тела [таблица (5.2)]. В частности лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), отловленные в агроэкосистемах в окрестностях с. Ак-Булуи и вблизи Курментинского цементного завода накапливали свинец в пределе 7,2 – 8,7 мг/кг. В популяциях серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) отловленных в агроэкосистемах в районе с. Торт-Куль и с. Тамчи уровни накопления свинца составили 5,8 – 6,5 мг/кг. Содержание свинца в домашних мышках (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах и хозяйственных постройках в окрестностях техногенной зоны «Каджи-Сай» и с. Тон варьировали в пределе 4,3 – 5,7 мг/кг.

Таблица 5.2

Содержание тяжелых металлов на общую массу тела в популяциях мышевидных грызунов Прииссыккуля (на сухой вес)

№	Вид животного	Место вылова	Pb мг/кг	Cd мг/кг	Cu мг/кг	Zn мг/кг
1.	<i>Apodemus sylvaticus</i>	Окрестности с. Ак-Будун	7,2± 0,8	0,18± 0,07	4,5± 0,5	33± 3,5
2.	<i>Apodemus sylvaticus</i>	Вблизи Курментинского цементного завода	8,7± 1,0	0,35± 0,09	5,6± 0,6	42± 3,8
3.	<i>Cricetulus migratorius</i>	Окрестности с. Торт-Куль	6,5± 0,7	0,13± 0,06	8,2± 0,8	26± 2,4
4.	<i>Cricetulus migratorius</i>	Окрестности с. Тамчи	5,8± 0,6	0,15± 0,05	7,6± 0,8	34± 3,3
5.	<i>Mus musculus</i>	Промышленная зона Каджи-Сай	4,3± 0,4	0,10± 0,03	10,2± 0,1	38± 4,1
6.	<i>Mus musculus</i>	Окрестности с. Тон	5,7± 0,6	0,14± 0,05	8,4± 0,8	24± 2,5
7.	<i>Meriones tamariscinus</i>	Хвостохранилища промышленной зоны «Каджи-Сай»	1,7± 0,2	0,28± 0,08	10,4± 0,1	44± 3,9

Следует отметить, что при одинаковых уровнях содержания свинца во внешней среде различное содержание его в организмах, вероятно связано с различием их экологии, и прежде всего структурами рационов питания.

Несмотря на относительно повышенные концентрации свинца в поверхностном слое грунта и в дикорастущей растительности с территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» в популяции песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) обитающей в данных условиях обнаруживались наиболее низкие концентрации металла – 1,7 мг/кг. Вероятно в условиях повышенных концентраций свинца в среде обитания, в организме зверьков срабатывает физиологический механизм ограничивающий интенсивность включения данного микроэлемента в биогенные циклы в системе «почва – растительность - фитофаги». Исследования по уровням накопления свинца в отдельных органах песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) показали наличие следующих концентраций: в легких – 1,42 мг/кг, в печени – 1,59 мг/кг, в почках – 9,45 мг/кг, в костях – 4,27 мг/кг, в мышцах

– 1,17 мг/кг, в сердце – 0,85 мг/кг. Как видно из данных, уровни накопления свинца в отдельных органах животных примерно одинаковы, за исключением почек и костей. Повышенные концентрации свинца в почках, очевидно, свидетельствуют о выведении избыточных концентраций металла из организма, а в костях о его слабом депонировании. Все это вероятно может быть объяснено наличием систем элиминации, активизирующихся при избыточном поступлении соединений свинца в организм животного.

Кадмий, не являясь элементом, необходимым для нормальной жизнедеятельности животных, почти в течение 150 лет не привлекал внимания биологов. Развитие промышленности востребовало этот рассеянный микроэлемент, что привело к заметному увеличению его концентраций в биосфере. Первое определение кадмия в живых организмах осуществил Д.П. Малюга. По его данным среднее содержание кадмия в живом веществе составило 0,15 мг/кг. Уровни накопления кадмия мышевидными грызунами из природных популяций на фоновых территориях в среднем составляют для лесной мыши – 0,27 мг/кг, для рыжей полевки – 0,13 мг/кг [Покаржевский, 1985]. Накопление кадмия в отдельных органах рыжей полевки в печени составило 0,05 мг/кг, в почках – 0,39 мг/кг, в селезенке – 1,57 мг/кг. Для лесной мыши в печени – 0,10 мг/кг, в почках – 0,38 мг/кг, в селезенке – 0,95 мг/кг [Ковальчук и др., 2002].

Наши исследования показали, что в целом на территории Прииссыккуля содержание кадмия в почвах, дикорастущих видах растений и зерновых колосовых культурах не превышает фоновых значений и ПДК. Повышенные концентрации металла выявлены только в почвах и семенах озимой пшеницы выращенной из агроценозов прилегающих к Курментинскому цементному заводу и в отдельных видах дикорастущих растений произрастающих на территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции «Каджи-Сай». Содержание кадмия в среде обитания, безусловно, отражается на уровнях накопления микроэлемента мышевидными грызунами. Так лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), отловленные в окрестностях с. Ак-Булун содержали кадмий в концентрации 0,18 мг/кг, а лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), отловленные в агроценозах прилегающих к Курментинскому цементному заводу накапливали микроэлемент почти в два раза больших концентрациях – 0,35 мг/кг. В популяциях серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) отловленных в агроэкосистемах в районе с. Торт-Куль и с. Тамчи уровни накопления кадмия были практически одинаковыми и составили 0,13 и 0,15 мг/кг соответственно. Содержание кадмия в домовых мышях (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах и хозяйственных постройках в окрестностях техногенной зоны «Каджи-Сай» составило 0,14 мг/кг, а с села Тон – 0,10 мг/кг. Более повышенные концентрации кадмия на общую

массу тела обнаруживались в популяции зверьков песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) обитающих на территории хвостохранилища техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» - 0,28 мг/кг [таблица (4.39)]. В её отдельных органах наибольшие концентрации кадмия обнаруживались в печени - 0,55 мг/кг, более низкие концентрации металла выявлены в легких - 0,05 мг/кг, мышцах - 0,08 мг/кг, сердце - 0,12 мг/кг, почках - 0,15 мг/кг и в костях - 0,22 мг/кг.

По А.П. Виноградову [1935а], содержание меди в живом веществе составляет 2×10^{-4} %. Содержание меди в наземных животных варьирует в пределе 5 - 30 мг/кг [Ермаков, Тютиков, 2008]. В зависимости от условий обитания различные виды мышевидных грызунов способны накапливать данный микроэлемент в различных концентрациях, так например, в полевке обыкновенной может содержаться 3,6 - 10,4 мг/кг, а домовая мышь способна накапливать данный микроэлемент до 40,5 мг/кг [Покаряевский, 1985]. Накопление меди в органах мышевидных грызунов из природных популяций, обитающих на фоновых территориях составляет в среднем для полевки обыкновенной в печени - 5,28 мг/кг, в почках - 2,42 мг/кг, селезенке - 3,32 мг/кг; для лесной мыши в печени - 2,98 мг/кг, в почках - 3,35 [Ковальчук и др., 2002].

Концентрация меди в пище один из основных факторов, определяющих концентрацию данного микроэлемента в теле животных. Повышенные концентрации меди в теле соответствуют повышению концентрации меди в пище или субстрате. Так, например, у красно-серой полевки, обитающей в техногенных зонах содержание меди в почках может возрастает до 25,0 мг/кг, в селезенке до 18,0 мг/кг, в генеративных органах до 16 мг/кг [Безель, 1987]. Европейская рыжая полевка, обитающая в сельхозугодиях подверженных техногенному воздействию металлургического комбината способна накапливать медь до 45,1 мг/кг на общую массу тела [Соболев, 1988].

Наши исследования по определению меди в почвах, дикорастущих растениях и зерновых колосовых культурах Прииссыккулья показали, что содержание микроэлемента в основном находится в пределах естественных фоновых значений, незначительное превышение ПДК выявлено в грунте хвостохранилища техногенной урановой провинции «Каджи-Сай». Обитая в данных условиях, мышевидные грызуны содержали в общей массе тела сравнительно не высокие концентрации металла. Так, например, лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), отловленные в агроэкосистемах в окрестностях с. Ак-Булун и вблизи Курментинского цементного завода накапливали медь в пределе 4,5 - 5,6 мг/кг. В популяциях серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) отловленных в агроэкосистемах в районе с. Торт-Куль и с. Тамчи уровни накопления меди составили 5,8 - 6,5 мг/кг. Содержание меди в домовых мышах (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах и хозяйственных постройках в окрестностях

техногенной зоны «Каджи-Сай» и с. Тон варьировали в пределе 4,3 – 5,7 мг/кг.

В популяции зверьков песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) обитающей на территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» содержание меди также было сравнительно невысоким – 12,45 мг/кг [таблица (5.2)]. В отдельных её органах содержание микроэлемента было следующим: в легких – 2,5 мг/кг, в мышцах – 6,8 мг/кг, в печени – 12,0 мг/кг, в сердце – 10,0 мг/кг, в почках – 7 мг/кг, в костях – 8 мг/кг. Как видно из данных наибольшие концентрации меди обнаруживались в печени животных.

По А.П. Виноградову [1949] содержание цинка в живом веществе составляет 5×10^{-4} %. В органах и тканях наземных животных уровень металла обычно составляет 30 – 100 мг/кг сухого вещества [Ермаков, Тютиков, 2008]. Накопление цинка в органах мелких млекопитающих из природных популяций на фоновых территориях для рыжей полёвки в печени составляет 20,16 мг/кг, в почках – 18,30 мг/кг, в селезенке – 25,53 мг/кг; для лесной мыши в печени – 25,50 мг/кг, в почках – 13,10 мг/кг, в селезенке – 24,20 мг/кг [Ковальчук, 2002]. Уровни содержания цинка в полёвке обыкновенной на общую массу тела могут варьировать в пределе 29,4 – 81,6 мг/кг, у лесной мыши 35,8 – 114,6 мг/кг, в домовый мыши до 227 мг/кг [Покаржевский, 1985].

Многочисленными авторами показано, что повышенное содержание цинка как и других тяжелых металлов во внешней среде, и прежде всего в растительности, неизбежно ведет к повышенным концентрациям этого элемента в организме млекопитающих-фитофагов [Мухачева, Безель, 2007; Безель, 1987; Соболев, 1988].

Наши исследования показали, что в целом для территории Прииссыккуля содержание цинка в почвах, дикорастущих видах растений и зерновых колосовых культурах не превышает установленных фоновых значений и ПДК. Обитая в данных условиях, мышевидные грызуны содержали в общей массе тела сравнительно не высокие концентрации металла. Так, например, лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), обитающие в агроэкосистемах прилегающих к с. Ак-Булун содержали цинк в концентрации 33 мг/кг, а вблизи Курментинского цементного завода 42 мг/кг. Содержание цинка в популяциях серых хомячков (*Cricetulus migratorius*) из различных биотопов варьировало от 26 до 34 мг/кг. Содержание цинка в домовых мышах (*Mus musculus*), отловленных в жилых домах и хозяйстройках в окрестностях техногенной зоны «Каджи-Сай» и с. Тон варьировало в пределе 24 – 38 мг/кг.

В популяции зверьков песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) обитающей на территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» содержание цинка также было невысоким и составило 44 мг/кг [таблица (5.2)]. Анализ отдельных её

органов выявил следующие концентрации металла: в легких – 18 мг/кг, в мышцах – 34 мг/кг, в печени – 56 мг/кг, в сердце – 48 мг/кг, в почках – 33 мг/кг, в костях – 74 мг/кг. Как видно из данных наибольшие концентрации микроэлемента обнаруживаются в костях животных. Известно, что скорость и величина включения цинка в костную ткань выше, по сравнению с другими микроэлементами, в ней содержится до 20 % всего цинка, присутствующего в организме [Ермаков, Тютиков, 2008].

Таким образом, проведенные нами исследования показали, что уровни накопления тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn) мелкими мышевидными грызунами обитающих в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля незначительны. Лишь в популяции лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) обитающих в агроэкосистемах прилегающих к Курментинскому цементному заводу выявлено накопление по кадмию. Также в популяции зверьков песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) отловленных с территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» накапливали свинец и кадмий. Анализ отдельных органов песчанки тамарисковой показал, что свинец преимущественно накапливается в почках и костях, кадмий и медь в печени, цинк в костях.

В целом следует отметить, что при одинаковых уровнях содержания тяжелых металлов в почве, дикорастущих растениях и зерновых колосовых культурах различное содержание их в мышевидных грызунах, вероятно связано с различием их экологии, структурой рационов питания и другими факторами.

ГЛАВА 6 РЕАКЦИЯ ЖИВЫХ ОРГАНИЗМОВ НА ГЕОХИМИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ СРЕДЫ

6.1 Биологическое действие химических и радиоактивных элементов на растения и животных

Биологическое действие химических и радиоактивных элементов на растения. 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 приспосабливаются 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 [Виноградов, 1949]. 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. 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 [1964] 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 frominitii* 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 [1958] 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*) [Виноградов, 1952]. На почвах с наибольшим накоплением свинца и цинка обнаружены измененная форма мака крупнокоробочного (*Papaver macrostomus*) с расчлененными лопастными краями венчика (Малюга и др., 1959). Большой интерес представляет открытие Д.П. Малогой [1944] широко распространенных уродливых форм грудницы мохнатой (*Linosyris villosa* (L.)) на месторождениях никеля. Найдены также угнетенные формы качима (*Cypsiphila Patrinii* Serv.) на медистых, сульфидных месторождениях [Несвитайлова, 1955]. А.М. Швыряева и Н.С. Мальшикина [1960] обнаружили морфологические изменения у прутняка (*Kochia prostrate* Shr.) и биоргуна (*Anabasis salsa* var. *depressa*) на месторождениях бора. Н.И. Буялова и А.М. Швыряева [1955] отметили почти полное отсутствие растительности на почвах с высоким содержанием бора. К почвам с высоким содержанием никеля приурочены бурачек двусемянный (*Alyssum biovulatum*). На почвах богатых битумом, наблюдается уродливые формы растений, причем отдельные из них приобретают гигантские размеры [Малюга, 1944].

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 [Ковальский, 1959].

М.Я. Школьник и др. [1974] обнаружили морфологические изменения листьев подсолнечника, выросшего при недостатке бора. 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 [Пейве, 1956; Зверев, 2009].

Из литературных данных известны морфологические изменения растений, произрастающих в районах с повышенным содержанием урана. У растений (*Ferula gigantea* В. 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 м [Соколова, Хромова, 1960]. Изменчивость цветов описана для *Epilobium angustifolium* L., произрастающей на территории, обогащенной ураном. У этих же особей показана диплоидность пыльцы [Вострикова, 2007]. 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 ксантофила, вследствие чего растение принимало бледно-зеленую окраску с желтовато бурым оттенком [Виноградов, 1957; Гераськин и др., 2005; Гераськин и др., 2008; Калашник, 2008].

В.В. Ковальским и др. [1968] при исследовании территории Иссык-Кульской котловины обнаружена морфологическая изменчивость ряда видов растений в двух районах: Каджи-Сай и Кок-Майнок концентрирующие уран в повышенных концентрациях. Изменчивости подвергались вегетативные и генеративные органы. Наиболее часто проявлялись нарушения пигментаций цветка, форм листовой пластинки распространенное у разных видов растений. Так у герани (*Geranium collinum*) происходило варьирование окраски венчика от розовой до белой. Чертополох (*Carduus*) – также имел необычную окраску (белые цветы с розовой трубкой вместо ярко-малиновой). У змееголовника дваждыперистого (*Dracocephalum bipinnatum* Rupr.) наблюдались измененные листья в сторону упрощения дважды перистого листа до простого перистого и даже простого листа с узкой нерасчлененной листовой пластинкой. У остролодочника *Oxytropis nutans* (Bge) выявлены измененные экземпляры, варьирующие по окраске венчика цветка. У Астрагала Бородина (*Astragalus Borodini* Krassn.) наблюдалась

морфологическая изменчивость, направленная в сторону расщепления листовой пластинки: вместо типичных одно-трех листочков в составе сложного перистого листа обнаружено увеличение числа листочков до пяти. У горноколосьника (*Orostachys thyrsiflora* Fisch.) наблюдались низкорослые формы с ветвистыми соцветиями вместо прямой одиночной стрелки. В районе Каджи-Сая, несмотря на угнетение ряда растений, наблюдалось пышное развитие различных видов караганы (*Caragana*), шмеляника (*Scutellaria Przewalski-Juz.*), перовския (*Perovskia abrotanoides* Kar.), гармала (*Peganum harmala* L.) в таких районах образовывала много махровых цветов с шестью – девятью лепестками, вместо обычных пяти.

Источником информации относительно влияния повышенной природной радиоактивности на растения являются работы, связанные с геологическими изысканиями. Это в первую очередь могут быть исследования Cannon [1952] 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.

В этой связи большой интерес вызывают работы Востаковой Е.А. [1961] при исследовании растений собранных с участков с повышенным естественным фоном радиации, у ряда растений, рост которых приурочен к “активным” участкам, наблюдается угнетение роста и ветвистости стебля, уменьшение числа генеративных побегов, повышение бесплодности цветков. Ряд представлений относительно возможного влияния повышенных уровней радиоактивности на растения можно выделить в работах Кузина М.Ф. с соавт. [1969] проводивших исследования в районе ториевой аномалий. Из наблюдений следует, что растения, характеризуясь высокой изменчивостью морфологического облика на подобных территориях, могут выступать в качестве индикаторов при геологических поисках рассеянных элементов.

Представления о возможных действиях естественного фона, как экологического фактора развития в исследованиях польских авторов [Sarosler, 1967], проводивших свои наблюдения на природной растительности в районе Судетских гор. Целый перечень морфологических и физиологических аномалий у растений дикой флоры приводят французские авторы, исследовавшие территорию с повышенной естественной радиоактивностью на юго-западе Франции [Leonard et al, 1967]. В изучении природных популяций растений из районов естественных радиоактивных аномалий широко используются методы цитогенетического анализа. Путём учёта частоты хромосомных аберраций

делаются попытки оценить мутагенные свойства повышенного естественного фона радиации, обусловленного близким залеганием к поверхности рудных жил, содержащих естественные радионуклиды. Обстоятельные цитогенетические обследования растений районов с повышенной природной радиоактивностью проведены в Индии. Наличие огромных залежей монацитовых песков с высоким содержанием тория создаёт весьма своеобразные условия для произрастающей здесь флоры. Мощность γ -фона на отдельных участках монацитового пояса достигает 5 мР/ч. У некоторых видов аборигенных растений авторами удалось зарегистрировать повышенный выход хромосомных нарушений в период прохождения мейотической фазы [Gopal-Ajengar et al., 1977; Najar et al., 1982]. Несмотря на достаточно убедительные данные о повышении частоты встречаемости хромосомных аномалий у растений, произрастающих в районах с повышенным радиационным фоном, остаётся большая доля сомнения, действительно ли эти аномалии обязаны влиянию радиационного фактора. Известно, что районы радиоактивных аномалий представляют собой сложные геохимические системы, где наряду с повышенным фоном радиации действуют и другие факторы нерадиационной природы, например, тяжёлые металлы, которым также присуща мутагенная активность [Abba, Deluca, 2000; Zenzen, 2001; Majer et al., 2002; Palus at al., 2003; Fusconi, 2007]. Ситуация усложняется также существенными различиями сопоставляемых контрольных и опытных участков, поскольку в природной среде практически невозможно выбрать во всех отношениях безукоризненный контроль. Неоднократно отмечаемая исследователями большая флуктуация основных экологических факторов, способность “перекрывать” действие радиационного фактора низкой мощности, сильно осложняют интерпретацию полученных данных и затрудняет оценку действия ионизирующих излучений, что отмечают и другие [Алексахин, 1982; Ахматулина, 2005; Bezrukov, Lazarenko, 2002; Geras'kin et al., 2005].

Большим стимулом к проведению радиоэкологических исследований послужили события, связанные с испытанием ядерного оружия, авариями и выбросами предприятий атомной промышленности [Позолотина и др., 2005; Артюхов, Калаев, 2006; Васильева и др., 2008]. Так, к примеру, при обследовании почвенно-растительного покрова на территории Свердловской области в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) после Кыштымской аварии было установлено, что спустя 33 года после аварии в Южном Урале на загрязнённых ^{90}Sr почвах сформировалась популяция одуванчика (*Taraxacum officinale wigg*) с повышенным уровнем цитогенетических нарушений [Полотина и др., 1992; Позолотина и др., 2009; Абрамов и др., 2010]. Шевченко В.В. с соавт. [1998] были проанализированы генетические последствия длительного действия ионизирующего

излучения в пяти природных популяциях растений *Crepis tectorum* L., произрастающих на территории с разной степенью радиоактивного загрязнения в зоне ВУРСа. Показано что через 38 лет после аварии отмечается статистически значимое увеличение частоты aberrаций хромосом в первом митозе проростков семян, лишь в популяции, обитающей на участке с самым высоким уровнем загрязнения (500 Ки/км^2). В остальных четырёх популяциях наблюдалась лишь тенденция к повышению частоты aberrаций хромосом. Позднее Шевченко В.В с соавторами [1999] приводят результаты исследований мутационного процесса в зависимости от времени хронического облучения природных популяций *Crepis tectorum*, произрастающих в районах с радиоактивным загрязнением, произошедшим в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В этих работах изучена связь цитогенетического эффекта от мощности дозы и продолжительности хронического облучения. На 2-4-й год после начала хронического облучения популяций были выявлены растения с мутациями кариотипа (перичентрические инверсии, реципрокные транслокации, повышенное число aberrаций хромосом). Через 4-7-лет после начала радиоактивного загрязнения в природных популяциях *C. tectorum* наблюдалась повышенная частота aberrаций хромосом как в 30-км зоне ЧАЭС, так и прилегающей Брянской области.

В исследованиях Фроловой Н.П. [1993] с соавт. на пятом году мониторинга семян *Plantago lanceolata* L., репродуцируемых в 30-км зоне аварии ЧАЭС, обнаружена высокая частота тератологических изменений в проростках; различные морфологические отклонения от нормы, проявляющиеся в отсутствии или недостаточном развитии одной из семядолей, сростание семядолей, их недоразвитие и утолщении связанной с кумулятивным действием радиационного фактора. Несмотря на ярко выраженную тенденцию со временем снижения радиационного фона, даже спустя несколько лет после Чернобыльской катастрофы, наблюдается повышенный и достоверно зависящий от уровня радиоактивного загрязнения цитогенетический эффект в клетках корневых меристем сельскохозяйственных растений. Шкварников П.К. [1990] исследовал сельскохозяйственные растения, произрастающие в 30-км зоне ЧАЭС, и установил повышенную частоту хромосомных aberrаций, достигавшей у ржи-2,66 % и у пшеницы-2,57 %, при контрольном уровне мутабельности - 0,49 % и 0,47 % соответственно. Анализ генетической изменчивости в трёх последовательных поколениях озимой ржи и пшеницы, произрастающих в условиях радиоактивного загрязнения, показал повышенный выход цитогенетических повреждений во втором и третьем поколениях [Гераськин и др., 1998; Гераськин и др., 2007; Евсева и др., 2007; Гераськин и др., 2008]. Результаты исследований ряда авторов свидетельствуют, что хроническое низкодозовое облучение в районах, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате радиационных

катастроф, способно приводить к наследуемой дестабилизации генетических структур, выражающийся, в частности, в увеличении выхода цитогенетических повреждений к кариотипической изменчивости потомков облучённых организмов. Можно полагать, что это является отражением процессов цитогенетической адаптации, происходящей в популяциях растений и животных под воздействием хронического низкодозового облучения. Процесс радиоадаптации в существенной мере зависит от уровня содержания искусственных радионуклидов в районах обитания популяций и от биологических особенностей видов. Для разных видов существуют свои оптимальные уровни радиоактивного загрязнения, при которых процесс адаптации происходит наиболее быстрым путём. Доказана генетическая стабильность приобретаемого повышенного уровня радиорезистентности. Выявлено, что скорость приспособительных процессов зависит от исходной радиочувствительности видов (более чувствительные виды адаптируются раньше, чем радиоустойчивые). Повышенная радиоустойчивость отдельных популяций растений, по мнению авторов очевидно связано с более эффективной работой систем репарации растительных форм в облучаемой популяции. Схема, отражающая динамику мутационного процесса в хронически облучаемых популяциях, состоит из этапа нарастания уровня мутационного процесса, стабилизацией уровня мутантных особей, далее этапа перестройки с возрастанием концентрации радиорезистентных особей и, наконец, стабилизации популяции на новом уровне мутагенеза и радиорезистентности. Своеобразие радиационной обстановки каждый раз может налагать свой отпечаток на ход микроэволюционных событий, которые могут происходить в хронически облучаемых природных популяциях, оказавшихся по той или иной причине под прессом воздействия радиационного фактора [Шевченко и др., 1998; Шевченко и др., 1999; Абрамов и др., 2006].

Постоянное увеличение антропогенного загрязнения окружающей среды сопровождается рядом негативных воздействий на живые организмы. В радиационно-загрязнённых районах ионизирующее излучения могут действовать в сочетании с различными химическими генотоксичными агентами, что является важнейшей проблемой экологии и генетики. Изучение сочетанных эффектов особенно важно в случае возможного взаимоусиливающего действия факторов, т.е. синергизма, хотя теоретически их реализация может иметь и другую направленность (антагонизм, аддитивность). Так к примеру, при изучении совместного влияния гамма-облучения и антропогенного загрязнения свинцом на семена растений, произрастающих вблизи перекрёстков автотрасс, было обнаружено, что под влиянием загрязнения свинцом индуцированный генетический эффект радиации в растениях усугублялся [Raddy, Vaidyanath, 1989; Venugopal, Luckey, 1990; Гудков и др., 1990]. Динева

С.Б. с соавторами [1993] обрабатывая нитратом свинца семена *Arabidopsis thaliana* (L) Heynh показали, что свинец является слабым мутагеном. Однако в экспериментах на хронически облучавшихся в малых дозах семенах *Arabidopsis thaliana* при комбинированном воздействии нитрата свинца проявлялся мутагенный эффект синергизма. Невысокие, близкие к ПДК концентрации кадмия оказывали преимущественно мутагенное действие, а в сочетании с ионизирующим излучением приводили к синергетическому эффекту. Высокие концентрации кадмия, вызывая серьёзные нарушения плоидности и летальные поражения клеток, практически не увеличивали частоту aberrаций, что обуславливает преимущественно аддитивность и даже антагонистическое действие, при проявлении генетического эффекта совместного действия ионизирующего излучения и солей кадмия в токсических концентрациях. Отсутствие достоверного увеличения частоты aberrаций при исследовании биологического действия солей кадмия в токсических концентрациях отмечалось в опытах клетках млекопитающих и *Streptococcus capillaris* [Сушко, 1992]. Таким образом, существует огромное число факторов техногенного происхождения, способных оказывать влияние на индукцию генетических эффектов. В соответствии с многочисленными исследованиями, наибольшую опасность для окружающей среды представляет радиоактивное и химическое загрязнение и в первую очередь возрастание количества тяжёлых металлов и других химических элементов. Существуют серьёзные отличия в механизмах действия физических и химических факторов, связанные с различием не только внутриклеточных мишеней, но и форм передачи энергии и путей поступления агента в клетки мишени. Химические агенты, в том числе соединения тяжёлых металлов, пройдя через метаболическую систему организма, способны измениться самым непредсказуемым образом. При этом в отличие от ионизирующих излучений, могут потерять свои токсические свойства, так и усилить их. Поскольку многие химические элементы способны оказывать влияние на работу систем репарации и процессы реализации первичных повреждений, в случае комбинированного действия с повреждающим фактором другой природы существует вероятность индукции нелинейного отклика биологической системы на такое воздействие. Поэтому результирующий отклик биологической системы на комбинированное воздействие нескольких факторов нельзя предвидеть, исходя только из информации об эффектах раздельного действия каждого из них. Это обстоятельство создаёт принципиальные трудности при попытках построения количественных оценок результатов комбинированного воздействия, особенно в том случае, когда дозы и концентрации повреждающих агентов относительно невелики [Зайнулин, Таскаев 2005; Васильева и др., 2008].

Биологическое действие химических и радиоактивных элементов на животных. Исследования ученых многих стран с полной очевидностью показывают, что недостаток или избыток в рационе животных химических элементов может значительно влиять на физиологические процессы, вызывать состояние дисфункции и создавать условия для возникновения патологических явлений. С полной определенностью установлено наличие реакций у животных и человека на геохимические факторы среды – содержание химических элементов в почвах, водах, растениях, растительных кормах и пищевых продуктах. Особенно большое значение имеет реакция организмов на химические элементы среды за пределами пороговых концентраций (ниже или выше). В этих случаях у животных могут развиваться различные типы заболеваний и патологий, нарушаться обмен веществ [Дженбаев, 2009].

Установлено, что многие химические элементы являются природными компонентами организмов, а такие элементы, как например магний, кальций, цинк, входят в состав нуклеиновых кислот и участвуют в стабилизации двойной спирали ДНК. Поэтому при отсутствии ионов Ca^{2+} и Mg^{2+} возможны деспирализация, удлинение хромосом, в результате чего они становятся хрупкими и легче возникают разрывы. Но при увеличении тех же катионов в клетке увеличивается количество aberrаций хромосом и других мутаций.

Многочисленные исследования показывают, что в результате хозяйственной деятельности человека концентрации некоторых тяжелых металлов в природе и живых организмах достигли такого уровня, когда равновесие во многих случаях необратимо нарушено и можно ожидать самые различные последствия увеличения генетического и канцерогенного эффекта, вызванного ионами металлов, что наглядно продемонстрировано в работах Дубинина, Пашина, 1978; Бигалиева, 1979; Бигалиева, 1982; Бигалиева, 1986; Лежавичуса, 1983; Дмитрева, 1997; Жолтаевой, 2000; Ищановой, 2000; Калдыбаева, 2002; Калдыбаева, 2005; Колумбаевой, 2010 и др.

Так, например, в исследованиях направленных на выяснение способности мышевидных грызунов поддерживать нормальную жизнедеятельность в условиях постоянного действия радиоактивных элементов, были выявлены различия в состоянии популяций, испытывающих их воздействие по сравнению с контрольной популяцией. Под влиянием радиоактивных элементов морфологические показатели у полевок резко изменялись. Изменчивость была направлена в сторону снижения показателей крови, уменьшения индексов печени, почек, селезенки и семенников. Выявлены отклонения от физиологической нормы в пропорциях роста основных органов обмена – печени, почек, щитовидной железы. Ответная реакция полевок на воздействие

радиоэкологического фактора представляет сложный комплекс чередующихся и накладывающихся друг на друга процессов поражения и восстановления. На характер приспособительных реакций в организме указывали повышенный темп клеточного деления в костном мозге и селезенке, перераспределение белковых компонентов в плазме крови, изменение морфологического состава клеток в периферическом русле, сдвиги в сторону повышения активности дегидрогеназ в головном мозге взрослых животных, восстановление процесса сперматогенеза с возрастом самцов и т.п. Однако активизация клеточного деления у зверьков с опытных участков сопровождалась увеличением выхода aberrантных клеток с хромосомными нарушениями типа мостов и фрагментов [Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990; Елисеева и др., 1996; Рябокоп, 1999; Ермакова, Раскоша, 2005; Шишкина и др., 2006; Bhilwade, Chaubey, 2004]. Гераськиным С.А. и др., [2007] обобщены результаты многолетних радиоэкологических исследований в районах севера России с повышенным уровнем естественной радиоактивности. Выявлены негативные изменения у животных и растений, населяющих территории с повышенным уровнем естественной радиоактивности, выражающиеся в повышенной частоте хромосомных и геномных мутаций, деструктивных процессах в тканях жизненно важных органов животных, нарушении репродуктивных функций, снижении жизнеспособности потомства. Ряд других исследований по изучению действия повышенного фона радиации на генетический аппарат мелких мышевидных грызунов отражены в работах Померанцовой и др., 2006; Зайнулин, Таскаев, 2005; Гилева и др., 2006; Bhilwade, Chaubey, 2004. В Кыргызстане пока недостаточно изучено влияние естественной радиации на природные популяции животных, особенно радиационного фона, создаваемого за счет рассеянного в почве урана, а также искусственно накопленного в отвалах и хвостохранилищах. Следует отметить комплексную работу, проведенную Токтосуновым Т.А. [2001] в которой было изучено действие физических факторов среды, таких, как тектонические процессы, гипоксия, изоляция, естественная радиация, сейсмические явления, на кариотипы широко распространенных видов рыб, земноводных, пресмыкающихся и млекопитающих. В частности было установлено, что радоновые воды, урановые руды и хвостохранилища способствуют возникновению у некоторых популяций видов животных явления анеуплоидии.

6.2 Цитогенетический анализ клеток корневых меристем семян зерновых колосовых культур Прииссыккуля

Длительное нахождение популяций растений и животных на территориях с повышенным естественным радиационным фоном может приводить к возникновению изменений в генетическом аппарате

составляющих популяции организмов. В связи с этим наблюдения за хронически облучаемыми природными популяциями живых организмов представляют особый интерес, так как именно на популяционном уровне особенно важны микрорезволюционные изменения, возникающие у растений и животных под действием мутагенных факторов. Отличительная черта высших растений (по сравнению, например, с позвоночными животными состоит в том, что органогенез у них не ограничивается эмбриональным периодом, а протекает в течение всей жизни. Это возможно благодаря наличию у растений эмбриональных тканей – меристем, сохраняющих способность к клеточному делению на протяжении всего онтогенеза. Для этих тканей характерна очень высокая чувствительность к действию повреждающих факторов, включая ионизирующие излучения. Радиочувствительность меристем в десятки и сотни раз больше, чем у дифференцированных и специализированных тканей. Радиационное поражение меристем приводит к повреждению всего растения, а гибель этих тканей – к гибели всего организма. Способность меристем сохранять постоянный клеточный состав и поддерживать нормальные темпы клеточного деления определяет реакцию растений на облучение [Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991]. Радиационные эффекты на клеточном уровне выявляются в виде цитогенетических повреждений, оцениваемых по снижению митотической активности клеток, увеличению количества хромосомных aberrаций и геномных нарушений, изменению длительности митотического цикла клеток меристем. Повреждение на клеточном уровне меристематических тканей находит отражение в эффектах на организменном уровне, связанных с нарушением ростовой активности, торможением роста и темпов развития, уменьшением выживаемости растений к концу вегетационного периода. Поэтому по таким визуально обнаруживаемым после облучения признакам, как изменение размеров растений и отдельных органов, массы вещества, количества органов, можно судить о действии излучения на растения в целом. В свою очередь степень выраженности количественных признаков при воздействии излучений на семена и вегетирующие растения адекватно отражает суммарный радиобиологический эффект, учитываемый по общей продуктивности растений в конце периода вегетации [Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990].

В генетическом мониторинге окружающей среды широко используются как дикорастущие, так и культурные растения, в частности зерновые колосовые культуры позволяющие оценить с достоверной точностью цитогенетические изменения способные происходить в наследственном аппарате растений под влиянием природных и антропогенных факторов [Дмитрева, Парфенов, 1991].

Цитогенетические исследования по определению уровня мутабельности в популяциях дикорастущих растений, зерновых колосовых культур в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля были выполнены на кафедре экологии БГУ им. К. Тыныстанова по соответствующим методикам. Микроскопирование проводилось с помощью светооптического микроскопа фирмы Leica DM LB 2 с программным обеспечением Bio Vision 4.0 и фотонасадкой Leica DFC 320.

Результаты изучения мутационного процесса в семенах зерновых колосовых культур из различных зон Прииссыккуля представлены в таблице (6.1). Как видно из данных, уровень хромосомных аномалий в семенах мягкой озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) выращенной на светло-бурых почвах в окрестностях с. Торт-Куль Тонского района составил 2,6 % и для ярового ячменя (*Hordeum distichum L.*) с окрестностей с. Кара-Ой Иссык-Кульского района 2,8 %. В спектре хромосомных нарушений обнаруживались aberrации хромосомного и хроматидного типов, изолюкусные разрывы, микрофрагменты, полиплоидные клетки. Увеличение выхода aberrантных клеток происходило главным образом за счет изолюкусных разрывов и хроматидных концевых делеций. Всхожесть семян пшеницы составила 92 %, ячменя – 88 %. Митотическая активность клеток варьировала в пределах 7 – 8 %.

При анализе семян озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) выращенной на серо-бурых почвах вблизи села Тамчи Иссык-Кульского района и ярового ячменя (*Hordeum distichum L.*) выращенного в окрестностях с. Оттук Тонского района доля клеток с генетическими аномалиями составила для пшеницы – 2,4 %, для ячменя – 2,6 %. Увеличение выхода aberrантных клеток происходило главным образом за счет изолюкусных разрывов и aberrаций хроматидного типа. Незначительную долю составили aberrации хромосомного типа (парные концевые делеции) и микрофрагменты. Геномные нарушения были представлены анеуплоидными и полиплоидными клетками. Митотическая активность клеток варьировала в пределах 10 – 12 %, при всхожести семян 92 – 96 %.

Цитогенетический анализ семян озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) и ярового ячменя (*Hordeum distichum L.*) выращенных на горно-долинных светло-каштановых почвах в районе с. Тюп Тюпского района и с. Кабак Джеты-Огузского района выявил наличие клеток с генетическими аномалиями для пшеницы – 2,0 %, для ячменя – 1,8 %. В спектре хромосомных нарушений преобладали изолюкусные разрывы и aberrации хроматидного типа, а также обнаружены хромосомная концевая делеция, микрофрагмент, полиплоидные клетки.

Таблица 6.1

Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем зерновых колосовых культур
Прииссыкулья

№	Вид растений	Кол-во просм. метафаз	Типы aberrаций								Геномные нарушения		Все го нарушений	Метафазы с нарушениями
			Хромосомные		Хроматидные		Изолюкусные разрывы		Микрофрагменты					
			Число	%	Число	%	Число	%	Число	%	Число	%		
1	<i>Triticum aestivum</i> L.	500	1	7,7	3	23,1	4	31	3	23,1	2	15,4	13	2,6±0,71
2	<i>Hordeum distichum</i> L.	500	2	14,3	4	28,6	5	35,7	0	0	3	21,4	14	2,8±0,74
3	<i>Triticum aestivum</i> L.	500	1	8,3	3	25	6	50	0	0	2	16,6	12	2,4±0,68
4	<i>Hordeum distichum</i> L.	500	1	7,7	4	30,7	5	38,4	1	7,7	2	15,4	13	2,6±0,71
5	<i>Triticum aestivum</i> L.	500	0	0	3	30	4	40	2	20	1	10	10	2,0±0,62
6	<i>Hordeum distichum</i> L.	500	1	8,3	4	33,3	5	41,6	1	8,3	1	8,3	12	2,4±0,68
7	<i>Triticum aestivum</i> L.	500	0	0	3	33,3	6	66,7	0	0	0	0	9	1,8±0,59
8	<i>Hordeum distichum</i> L.	500	0	0	3	27,2	4	36,4	2	18,2	2	18,2	11	2,2±0,65
9	<i>Triticum aestivum</i> L.	500	3	18,7	4	25	4	25	2	12,5	3	18,7	16	3,2±0,78
10	Всего	4500	9	8,2	31	28,2	43	39,1	11	10	16	14,5	110	2,4±0,68

Митотическая активность клеток варьировала в пределах 8 – 9 %. Всхожесть семян пшеницы составила 93 % а ячменя 86 %.

При анализе семян озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) и ярового ячменя (*Hordeum distichum* L.) произрастающих на черноземных почвах контрольных участков с. Ак-Булун Ак-Суйского района и с. Кен-Суу Тюпского района общая частота клеток с хромосомными нарушениями составила для пшеницы – 1,8 %, для ячменя – 2,2 %. Увеличение выхода aberrантных клеток происходило главным образом за счет изолюкусных разрывов и aberrаций хроматидного типа, aberrации хромосомного типа не обнаруживались. В клетках корневой меристемы семян ярового ячменя обнаруживались с небольшой частотой микрофрагменты и полиплоидные клетки. Митотическая активность клеток варьировала в пределах 9 – 11 %, при всхожести семян пшеницы – 96 %, ячменя – 94 %.

Основные типы хромосомных нарушений в клетках корневых меристем зерновых колосовых культур представлены на рисунках 6.1, 6.2, 6.3, 6.4.

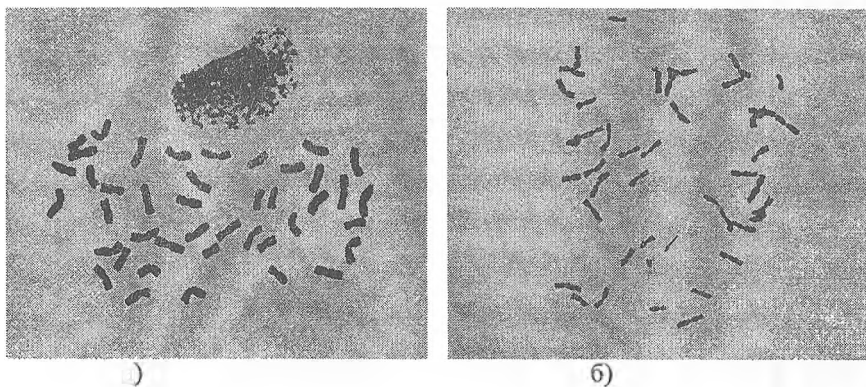
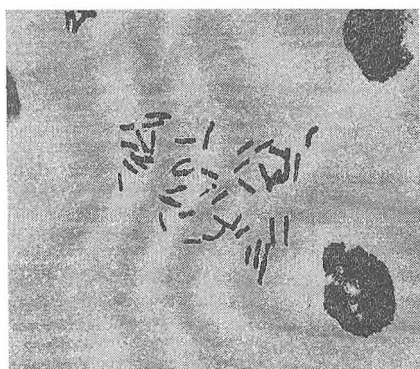
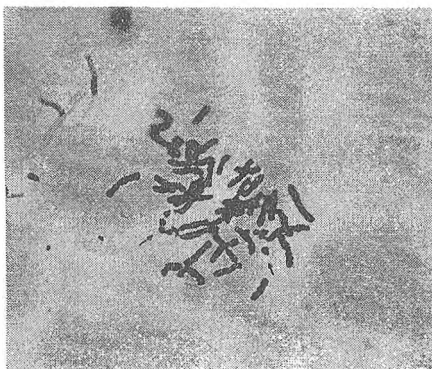


Рис. 6.1. а) метафазная пластинка озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) в норме $2n=42$,
б) метафазная пластинка с парным фрагментом

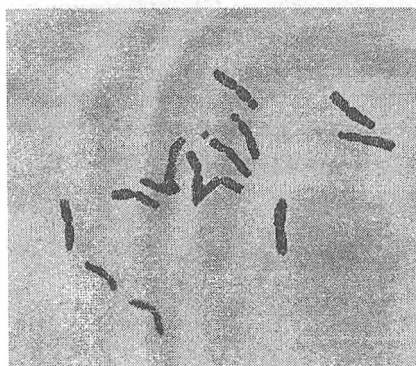


а)

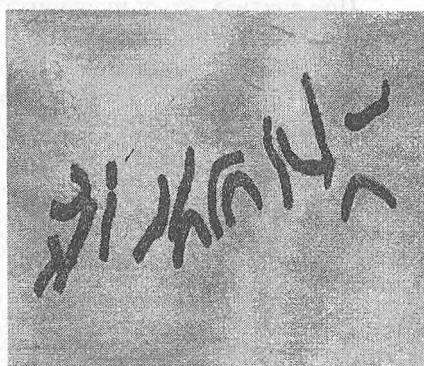


б)

Рис. 6.2. а) метафазная пластинка озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) с ацентрическим кольцом, б) метафазная пластинка с множественными повреждениями хромосом

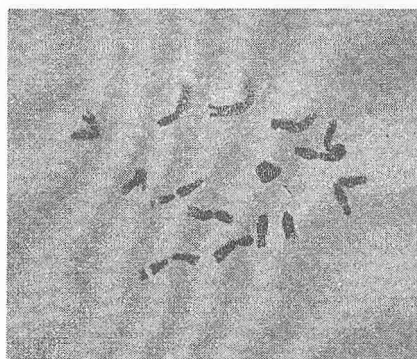


а)

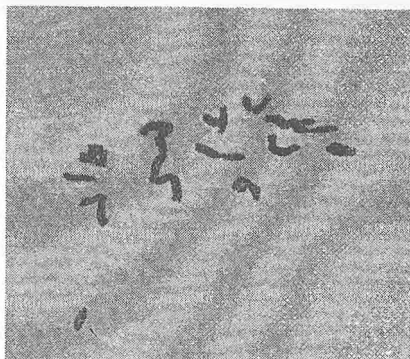


б)

Рис.6.3. а) метафазная пластинка ярового ячменя (*Hordeum distichum* L.) в норме $2n=14$, б) метафазная пластинка с изолюкусным разрывом



а)



б)

Рис. 6.4. а) метафазная пластинка ярового ячменя (*Hordeum distichum L.*) с центрическим кольцом, б) метафазная пластинка с парным фрагментом

При анализе семян пшеницы (*Triticum aestivum L.*) выращенных на каштановых и темно-каштановых почвах в окрестностях Курментинского цементного комбината была выявлена некоторая морфологическая изменчивость растений. В частности, семена были меньше в размерах и массе, а в отдельных из них наблюдалась дегенерация эндосперма. При прорастании семян мацерировалась точка роста, всхожесть семян была ниже по сравнению с другими территориями региона и составила 74 %, при митотической активности клеток 5 – 7 %. Уровень хромосомных нарушений в клетках корневой меристемы семян пшеницы составил 3,2 %. Увеличение выхода aberrантных клеток происходило главным образом за счет изолюкусных разрывов, aberrаций хроматидного типа представленные хроматидными концевыми делециями и ацентрическими кольцами. При анализе была обнаружена клетка, имеющая множественные нарушения: два изолюкусных разрыва, одну концевую делецию, также наблюдалась фрагментация хромосом [рис. 6.2 (б)]. Дигцентрические хромосомы и центрические кольца не обнаруживались. Здесь же были выявлены многообразные и морфологические типы мутаций. У озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) встречались высокорослые, низкорослые, карликовые, полукарликовые формы, а также растения с ветвящимися или стелющимся стеблями, с вегетативными стеблями, которые проявлялись из наземных узлов.

Результаты цитогенетических исследований показали, что средний уровень мутабельности семян озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) и ярового ячменя (*Hordeum distichum L.*) составил 2,4 %, частота хромосомных нарушений варьировала в пределах 1,8 – 3,2 %. Всего было

просмотрено 4500 клеток, выявлено 110 хромосомных нарушений, из них aberrации хромосомного типа составили – 8,2 %, хроматидного типа – 28,2 %, изолюкусные разрывы – 39,1 %, микрофрагменты – 10 %, полиплоидные и анеуплоидные клетки – 14,5 % [рис. 6.5]. Митотическая активность клеток варьировала в пределах 5 – 12 %, всожесть семян составила 74 – 96 %.



Рис.6.5. Основные типы нарушений хромосом в клетках корневых меристем семян зерновых колосовых культур Прииссыккуля

Как видно из рисунка 6.5, в спектре нарушений хромосом, как в клетках корневых меристем семян пшеницы (*Triticum aestivum* L.), так и ячменя (*Hordeum distichum* L.) преобладают изолюкусные разрывы и aberrации хроматидного типа, что говорит о воздействии мутагенов химической природы на генетический аппарат возделываемых зерновых колосовых культур. Однако увеличение выхода изолюкусных разрывов вероятно связано не только воздействием химических мутагенов, но и особенностями природного радиационного фона в регионе, корневым поступлением тяжелых естественных радионуклидов в растения.

Сравнительный анализ результатов цитогенетического изучения семян зерновых колосовых культур из различных агроэкосистем Прииссыккуля показал, что наиболее высокая частота хромосомных нарушений характерна для озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) выращенной в окрестностях Курментинского цементного комбината, вероятно, это связано с повышенными концентрациями кадмия в почве и в растениях [рис. 6.6, 6.7].

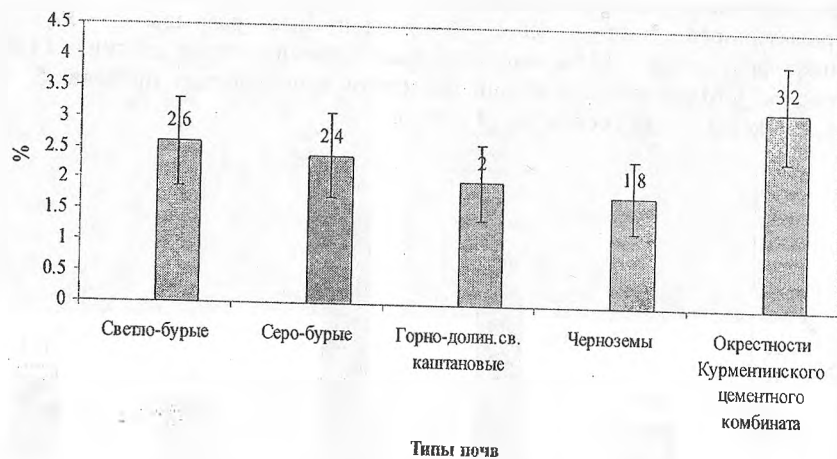


Рис.6.6. Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) из различных зон Прииссыккуля

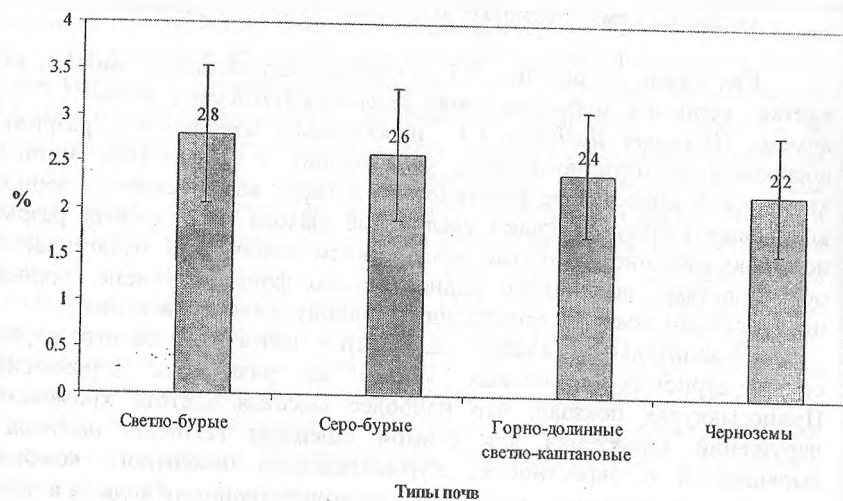


Рис. 6.7. Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем ярового ячменя (*Hordeum distichum L.*) из различных зон Прииссыккуля

Результаты корреляционного анализа показали достоверную корреляционную зависимость между уровнем цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем семян озимой мягкой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) от значений коэффициентов накопления в семенах — урана ($r=0,99$, $p \leq 0,01$), тория ($r=0,92$, $p \leq 0,01$). Для радия, калия-40, стронция-90, цезия-137 значения коэффициентов корреляции были недостоверными ($p \geq 0,05$). Среди тяжелых металлов достоверные значения коэффициентов корреляции наблюдались по свинцу ($r=0,59$, $p \leq 0,05$), кадмию ($r=0,73$, $p \leq 0,01$), меди ($r=0,96$, $p \leq 0,01$). Для цинка и железа коэффициенты корреляции были недостоверными ($p \geq 0,05$). Наиболее высокая частота хромосомных нарушений по региону обнаруживалась у озимой пшеницы, выращенной в окрестностях Курментинского цементного комбината $3,2 \pm 0,78$ %, вероятно это связано с загрязнением агроэкосистем тяжелыми металлами, в частности здесь выявлена достоверная корреляционная зависимость накопления кадмия в семенах растений от содержания его в почве ($r=0,94$, $p \leq 0,01$).

Аналогичные коэффициенты корреляции наблюдались у ярового ячменя (*Hordeum distichum L.*) выращенного в различных зонах Прииссыккуля, по урану ($r=0,99$, $p \leq 0,01$), торию ($r=0,98$, $p \leq 0,01$). Для радия, калия-40, стронция-90, цезия-137 значения коэффициентов корреляции были недостоверными ($p \geq 0,05$). Среди тяжелых металлов достоверные значения коэффициентов корреляции наблюдались по свинцу ($r=0,93$, $p \leq 0,01$), кадмию ($r=0,81$, $p \leq 0,01$), меди ($r=0,96$, $p \leq 0,01$), цинку ($r=0,72$, $p \leq 0,01$). Для железа корреляционная зависимость была не достоверной ($r=0,26$, $p \geq 0,05$).

Таким образом, выше приведенные результаты корреляционного анализа показывают, что на генетический аппарат возделываемых зерновых колосовых культур Прииссыккуля синергетически способны воздействовать тяжелые естественные радионуклиды в сочетании с тяжелыми металлами [Калдыбаев и др., 2001; Калдыбаев, 2005; Калдыбаев, Дженбаев 2010].

6.3 Урожайность зерновых колосовых культур агроэкосистем Прииссыккуля

По данным отдела аграрного развития и природных ресурсов Иссык-Кульской областной государственной администрации в 2009 году площадь уборки зерновых и зернобобовых культур по Иссык-Кульской области составила 99968 га, из них пшеницы 77491 га, ячменя 21378 га. Средняя урожайность зернобобовых культур составила 25,4 ц/га, в том числе пшеницы 26,3 ц/га, ячменя 22,5 ц/га. Анализ урожайности зернобобовых культур за последние четыре года представлен на рисунке 6.8.

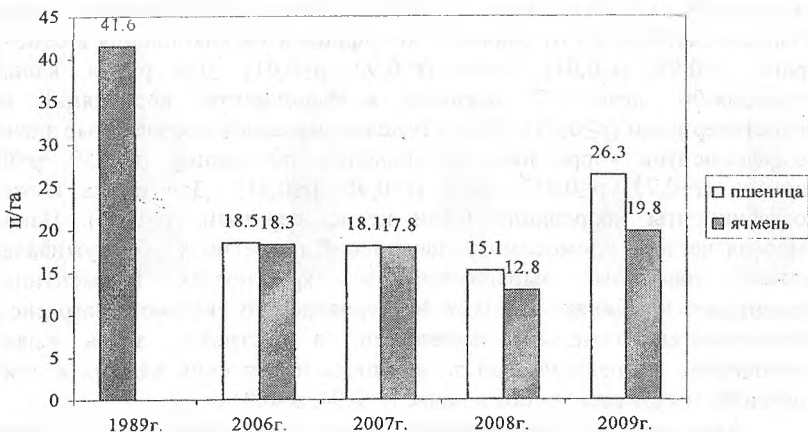


Рис. 6.8. Анализ урожайности зерновых культур за 2006-2010 гг.

Как видно из данных рисунка 6.8, наиболее высокие показатели урожайности как пшеницы, так и ячменя отмечались в 2009 году. Среди районов области наиболее высокие показатели урожайности зерновых колосовых культур отмечены в Тюпском районе: для пшеницы 29,3 ц/га, для ячменя 25,9 ц/га. Наиболее низкие показатели урожайности пшеницы характерны для Тонского района 21,8 ц/га, а ячменя для Джеты-Огузского района 18,5 ц/га.

Если сравнить данные урожайности зерновых колосовых культур 2005-2010 годов с урожайностью конца 80-х годов XX века, то наблюдается значительное ее снижение. Так, по данным Иссык-Кульской областной проектно-изыскательской станции химизации сельского хозяйства на 1989 год средняя урожайность зерновых культур по области составляла 41,6 ц/га, при средней урожайности в 2009 году пшеницы 26,3 ц/га и ячменя 22,5 ц/га.

По другим сельскохозяйственным культурам наблюдаются аналогичные закономерности, что говорит о снижении продуктивности и истощении земельного фонда агроэкосистем Прииссыккулья.

В целом в Кыргызстане основные проблемы в области сельскохозяйственного использования окружающей среды возникают из-за низкой продуктивности земель, что происходит вследствие эрозии почвы и засоления земли, орошаемой неправильным путем. Качественная

характеристика сельхозугодий по данным 1990 и 1995 годов показывает, что даже за этот короткий промежуток времени установилась стойкая тенденция ухудшения качества сельскохозяйственных угодий. В результате выноса эрозией и не внесения необходимых доз минеральных и органических удобрений, не соблюдение севооборотов сельскохозяйственных культур, вынос гумуса растениями из пахотного горизонта, составил от 20 до 45 %, а его содержание в почвах снизилось до 2,5%. Отсутствие учета изменений качества земель в последние годы не позволяет привести анализ развития факторов, влияющих на плодородие земель, учитывая, что в последнее время практически не выделялись средства на мелиоративные мероприятия, можно сделать предположение, что заболачивание, засоление и осолонцевание почв, эрозийные процессы на интенсивно используемых земельных участках и склонах прогрессируют [Национальный доклад о состоянии окружающей среды, 2000].

6.4 Цитогенетический анализ клеток корневых меристем семян дикорастущих растений Прииссыккулья

Результаты изучения мутационного процесса в популяциях дикорастущих растений из различных зон Прииссыккулья представлены в таблице 6.2. Как видно из данных, уровень хромосомных нарушений в популяциях одуванчика (*Traxacum sp.*) произраставшего на светло-бурых почвах в окрестностях с. Тон Тонского района составил 2,0 %, в районе техногенной урановой провинции Каджи-Сай - 4,2 %, в окрестностях с. Кара-Ой – 1,8 %. В спектре хромосомных нарушений преобладали как абберации хромосомного, так и хроматидного типов. В популяциях одуванчика с территории техногенной урановой провинции Каджи-Сай увеличение выхода абберантных клеток происходило главным образом за счет одиночных фрагментов и хроматидных мостов, встречались также парные фрагменты и хромосомные мосты, геномные мутации были представлены отставаниями хромосом.

Уровень хромосомных нарушений в популяциях Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) произраставшей на светло-бурых почвах в окрестностях с. Тон Тонского района составил 1,6 %, а в популяциях, произраставших на территории хвостохранилища техногенной урановой провинции Каджи-Сай 3,4 %. Увеличение выхода хромосомных нарушений происходило главным образом за счет одиночных фрагментов, хроматидных мостов, парных фрагментов и отставаний хромосом.

Митотическая активность клеток корневых меристем семян одуванчика (*Traxacum sp.*) с с. Тон составила 11 %, с с. Кара-Ой – 12 %, с техногенной урановой провинции Каджи-Сай – 7 %. Митотическая

Таблица 6.2

Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем дикорастущих растений Прииссыккуля

	Вид растений	Кол-во просм. ана-тело фаз	Типы aberrаций								Отставания хромосом		Всего нарушений	Ана-тело фазы с нарушениями
			Одиночные фрагменты		Хроматидные мосты		Парные фрагменты		Хромосомные мосты					
			Число	%	Число	%	Число	%	Число	%	Число	%		
1	Трахасум sp.	500	6	60	2	20	-	-	2	20	-	-	10	2,0±0,62
2	Peganum harmala	500	4	50	3	37,5	-	-	-	-	1	1,25	8	1,6±0,56
3	Трахасум sp.	500	9	43	5	24	3	14	2	9,5	2	9,5	21	4,2±0,89
4	Peganum harmala	500	10	58,8	3	17,6	1	5,9	1	5,9	2	11,8	17	3,4±0,81
5	Трахасум sp.	500	5	55,6	3	33,3	-	-	1	11,1	-	-	9	1,8±0,59
6	Трахасум sp.	500	7	63,6	3	27,3	-	-	1	9,1	-	-	11	2,2±0,65
7	Peganum harmala	500	4	57,1	2	28,6	-	-	1	14,3	-	-	7	1,4±0,52
8	Plantago maritime	500	6	60	2	20	-	-	1	10	1	10	10	2,0±0,62
9	Трахасум sp.	500	5	31,2	3	18,8	2	12,5	4	25	2	12,5	16	3,2±0,78
10	Plantago lanceolata	500	3	33,3	3	33,3	1	11,1	2	22,2	-	-	9	1,8±0,59

11	Трахасум sp.	500	4	36,3	3	27,3	1	9,1	2	18,2	1	9,1	11	2,2±0,65
12	Трахасум sp.	500	2	22,2	5	55,6	-	-	-	-	2	22,2	9	1,8±0,59
13	Plantago lanceolata	500	5	62,5	3	37,5	-	-	-	-	-	-	8	1,6±0,56
14	Трахасум sp.	500	2	22,2	4	44,4	1	11,1	1	11,1	1	11,1	9	1,8±0,59
15	Трахасум sp.	500	2	25	3	37,5	1	12,5	2	25	-	-	8	1,6±0,56
	Всего:	7500	74	45,4	47	28,8	10	6,1	20	12,3	12	7,4	163	2,2±0,64

Примечание: №1-Одуванчик с светло-бурых почв (с.Тон), №2-Гармала обыкновенная с светло-бурых почв (с.Тон), №3-Одуванчик с территории техногенной урановой провинции Каджи-Сай, №4-Гармала обыкновенная с территории хвостохранилищ, №5-Одуванчик с светло-бурых почв (с.Кара-Ой), №6-Одуванчик с серо-бурых почв (с.Тамчи), №7-Гармала обыкновенная с серо-бурых почв (с.Сары-Камыш), №8-Одуванчик с серо-бурых почв (с.Кызыл-Туу), №9-Одуванчик с горных светло-каштановых Подорожник приморский с серо-бурых почв (с.Кызыл-Туу), №10-Подорожник ланцетный с горно-долинных светло-каштановых почв (с. Кабак), №11-Одуванчик с горно-долинных светло-каштановых почв (с.Григорьевка), №12-Одуванчик с горно-долинных светло-каштановых почв (с.Тюп), №13-Подорожник ланцетный с черноземов (с. Кен-Суу), №14-Одуванчик с черноземов (с. Ак-Булун), №15-Одуванчик с черноземов (Каракольский национальный природный парк).

активность клеток корневых меристем семян Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) была ниже по сравнению с одуванчиком, так для с. Тон составила – 8 %, с территории хвостохранилища техногенной урановой провинции Каджи-Сай – 6 %. Всхожесть семян одуванчика (*Traxacum sp.*) из выше перечисленных точек отбора составила 92 %, 96 %, 84 % соответственно. Для семян гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с с. Тон – 85 %, с территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции Каджи-Сай – 70 %.

В популяциях дикорастущих растений произрастающих на серо-бурых почвах Прииссыккуля уровень хромосомных нарушений варьировал в пределах 1,4 – 2,2 %, в частности для популяций одуванчика (*Traxacum sp.*) собранного с окрестностей с. Тамчи Иссык-Кульского района – 2,2 %, Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с с. Сары-Камыш Иссык-Кульского района – 1,4 %, Подорожника приморского (*Plantago maritime*) в районе с. Кызыл-Туу Тонского района – 2,0 %. В спектре хромосомных нарушений преобладали одиночные фрагменты и хроматидные мосты. Митотическая активность клеток корневых меристем дикорастущих растений составила для одуванчика (*Traxacum sp.*) – 12 %, Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) – 10 %, Подорожника приморского (*Plantago maritime*) – 11 %. Всхожесть семян составила у одуванчика (*Traxacum sp.*) – 96 %, Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) – 88 %, Подорожника приморского (*Plantago maritime*) – 92 %.

Уровень хромосомных аномалий в популяциях дикорастущих растений произрастающих на горных светло-каштановых и горно-долинных светлокаштановых почвах составил 1,8 – 3,2 %. Для популяций одуванчика (*Traxacum sp.*) произрастающих на горно-долинных светло-каштановых почвах в районе с. Григорьевка составил 2,2 %, в окрестностях с. Тюп – 1,8 %, Подорожника ланцетного (*Plantago lanceolata*) с с. Кабак Джеты-Огузского района – 1,8 %. Популяции одуванчика (*Traxacum sp.*) произрастающие на горных светло-каштановых почвах выше с. Кара-Ой Иссык-Кульского района в сторону гор характеризовались более высоким уровнем мутабельности – 3,2 %. Вероятно, это связано с тем, что горные светло-каштановые почвы занимают верхние части подгорного шлейфа и предгорья, которые формируются на продуктах разрушения горных пород, в основном гранитах, содержащих $6,0 \times 10^{-4}$ % урана [Ковальский, 1968]. Как показали наши исследования надземные части растений горных светло-каштановых почв содержат больше урана, чем растения, относящиеся к другим типам почв. Увеличение общего числа аберрантных клеток связано главным образом с возрастанием количества ана- и телофаз с фрагментацией хромосом, хроматидными и хромосомными мостами и отставаниями хромосом. Митотическая активность клеток корневых меристем семян Одуванчика (*Traxacum sp.*) варьировала в пределах 10 – 11 %,

Подорожника ланцетного (*Plantago lanceolata*) – 8 %. Всожесть семян Одуванчика (*Traxacum sp.*) составила 92 – 96 %, подорожника ланцетного (*Plantago lanceolata*) – 88 %.

Популяции дикорастущих растений произрастающих на черноземных почвах характеризовались сравнительно не высоким уровнем мутабельности 1,6 – 1,8 %. В частности для популяций Одуванчика (*Traxacum sp.*) произрастающих в окрестностях с. Ак-Булун Ак-Суйского района – 1,8 %, на территории Каракольского национального природного парка – 1,6 %, для подорожника ланцетного (*Plantago lanceolata*) с окрестностей села Кен-Суу Тюпского района – 1,6 %. Увеличение общего числа aberrантных клеток связано главным образом с возрастанием количества ана- и телофаз с одиночными фрагментами и хроматидными мостами, небольшой процент составили парные фрагменты, хромосомные мосты и отстаивания хромосом. Митотическая активность клеток корневых меристем семян одуванчика (*Traxacum sp.*) варьировала в пределах 11 – 12 %, подорожника ланцетного (*Plantago lanceolata*) – 10 %. Всожесть семян Одуванчика (*Traxacum sp.*) составила 96 – 98 %, подорожника ланцетного (*Plantago lanceolata*) – 92 %.

Результаты цитогенетических исследований показали, что средний уровень мутабельности популяций дикорастущих растений Прииссыккуля составляет 2,2 %, частота хромосомных нарушений варьировала в пределах 1,6 – 4,2 %. Всего было просмотренно 7500 клеток, выявлено 163 хромосомных нарушений, из них одиночных фрагментов – 45,4 %, хроматидных мостов – 28,8 %, парных фрагментов – 6,1 %, хромосомных мостов – 12,3 %, отстаиваний хромосом – 7,4 % [рис. 6.9].

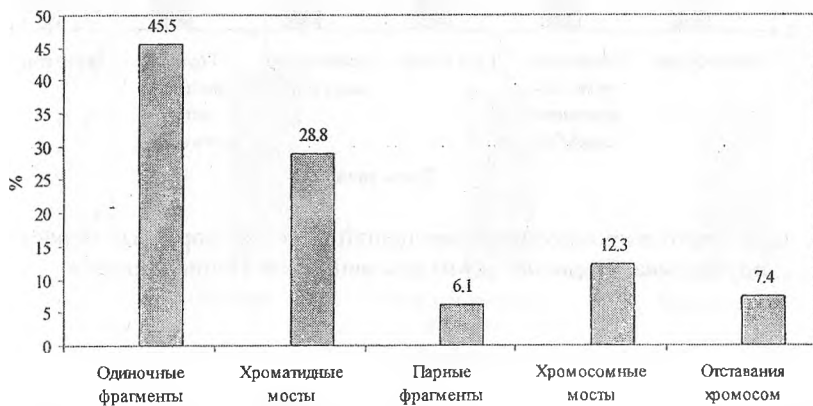


Рис. 6.9. Основные типы нарушений хромосом в клетках корневых меристем дикорастущих растений Прииссыккуля

Как видно из данных, в спектре нарушений хромосом преобладают aberrации хроматидного типа – одиночные фрагменты, хроматидные мосты, что говорит о воздействии мутагенов химической природы на генетический аппарат дикорастущих растений Прииссыккуля. Следует заметить, что в спектре нарушений хромосом незначительный процент составляют aberrации хромосомного типа – парные фрагменты и хромосомные мосты, вероятно, это связано с воздействием низкодозового радиационного фактора, корневым поступлением тяжелых естественных радионуклидов в растения.

Сравнительный анализ результатов цитогенетического изучения популяций дикорастущих растений Прииссыккуля показал, что наиболее высокая частота хромосомных нарушений характерна для Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции Каджи-Сай – 3,4 % и Одуванчика (*Traxacum sp.*) – 4,2 % [рис. 6.10, 6.11, 6.12].

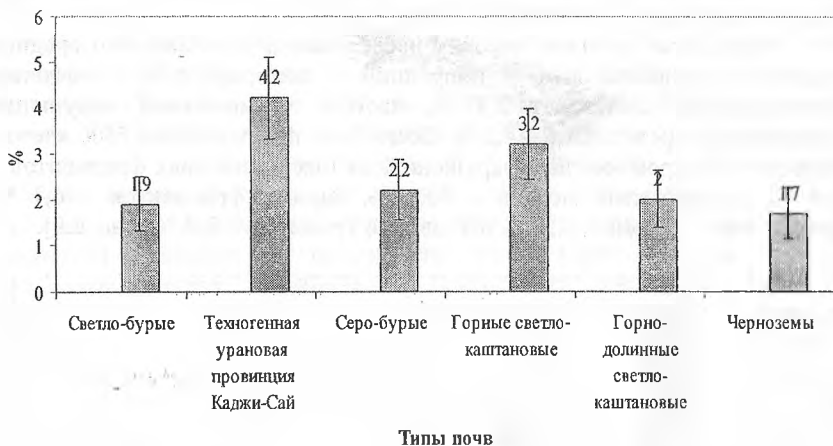


Рис. 6.10. Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем одуванчика (*Traxacum sp.*) из различных зон Прииссыккуля



Рис. 6.11. Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) из различных зон Прииссыккуля

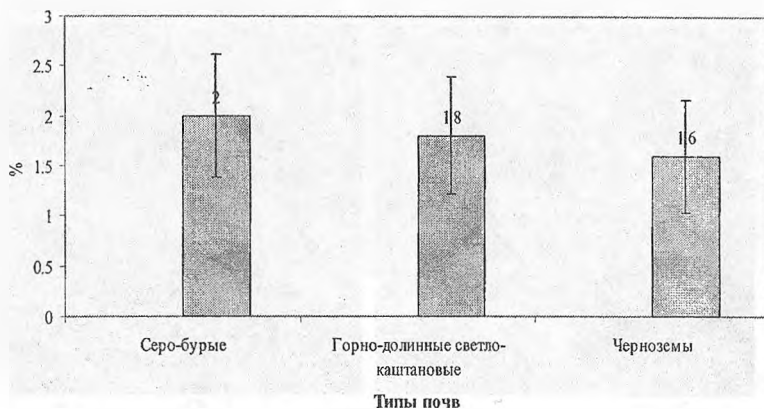
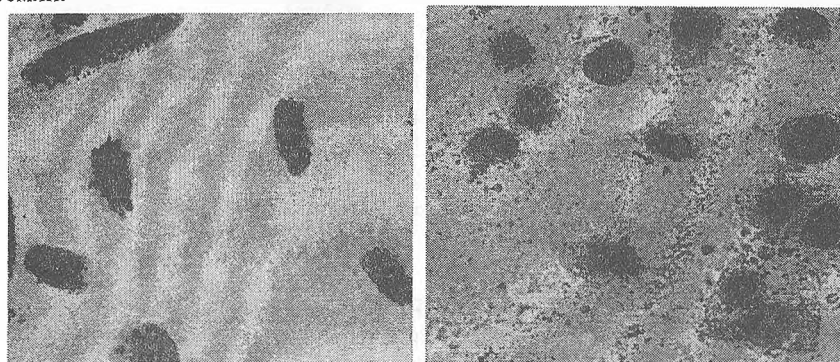


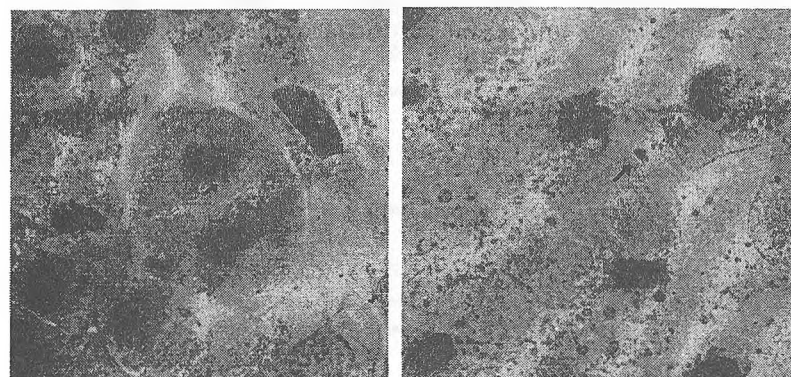
Рис. 6.12. Частота хромосомных нарушений в клетках корневых меристем Подорожника (*Plantago maritima*), (*Plantago lanceolata*) из различных зон Прииссыккуля

Увеличение числа aberrантных клеток здесь связано главным образом с возрастанием количества aberrаций хроматидного, хромосомного типов и отставаний хромосом. Основные типы хромосомных нарушений в клетках корневых меристем дикорастущих растений представлены на рисунках 6.13, 6.14, 6.15, 6.16, 6.17. Кроме этого в корневых меристемах данных популяций растений наблюдается снижение митотической активности деления клеток и процента всхожести семян.



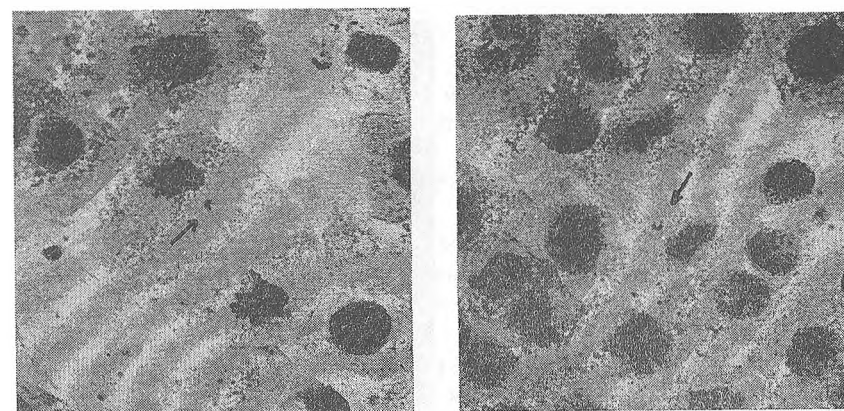
а) б)

Рис. 6.13. а) ана-телофазная пластинка Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) в норме, б) ана-телофазная пластинка с одиночным фрагментом



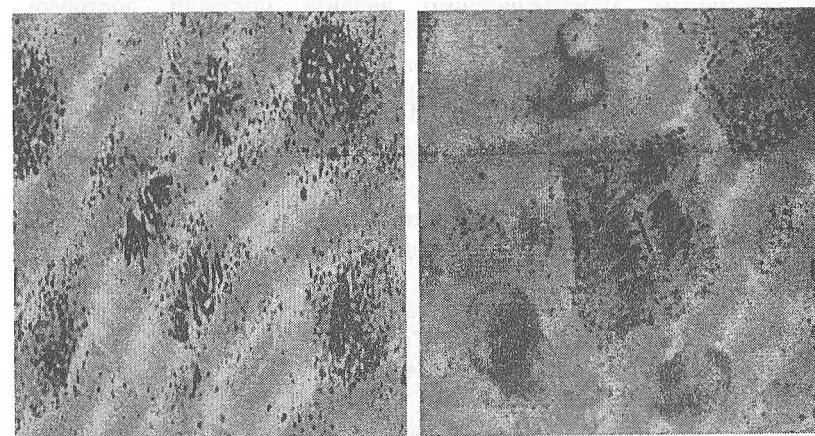
а) б)

Рис. 6.14. а) ана-телофазная пластинка Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с двумя одиночными фрагментами, б) ана-телофазная пластинка с парным фрагментом



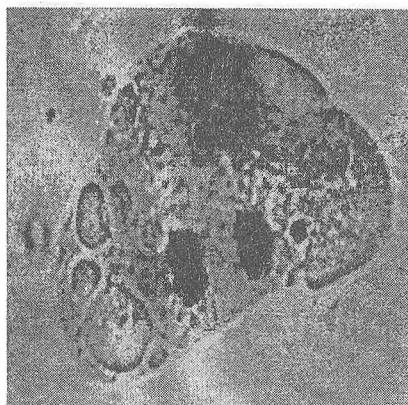
а) б)

Рис.6.15. а), б) ана-телофазные пластинки Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с отставаниями хромосом

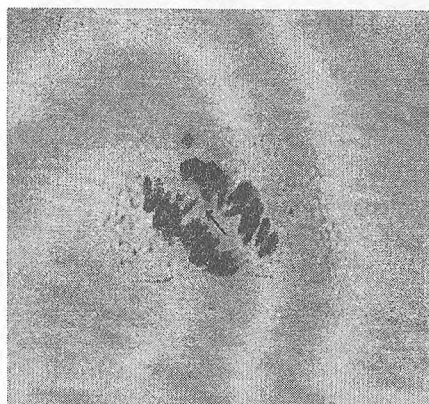


а) б)

Рис.6.16. а) ана-телофазная пластинка Одуванчика (*Traxacum sp.*) в норме, б) ана-телофазная пластинка с хроматидным мостом



а)



б)

Рис.6.17. а) ана-телофазная пластинка Подорожника ланцетного (*Plantago lanceolata*) в норме, б) ана-телофазная пластинка Подорожника ланцетного (*Plantago lanceolata*) с хроматидным мостом

Результаты корреляционного анализа показали достоверную корреляционную зависимость между уровнем цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем семян Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) от значений коэффициентов накопления в растениях – урана ($r=0,57$, $p \leq 0,05$), тория ($r=0,57$, $p \leq 0,05$), радия ($r=0,57$, $p \leq 0,05$). Для калия-40, стронция-90, цезия-137 значения коэффициентов корреляции были недостоверными ($p \geq 0,05$). По всем тяжелым металлам наблюдались достоверные значения коэффициентов корреляции – свинца ($r=0,99$, $p \leq 0,01$), кадмия ($r=0,91$, $p \leq 0,01$), меди ($r=0,81$, $p \leq 0,01$), цинка ($r=0,97$, $p \leq 0,01$), железа ($r=0,99$, $p \leq 0,01$). У одуванчика (*Traxacum sp.*) произрастающего в различных зонах Прииссыккуля и техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» наблюдается достоверная корреляционная зависимость между уровнем цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем семян от значений коэффициентов накопления в растениях – урана ($r=0,57$, $p \leq 0,05$), тория ($r=0,56$, $p \leq 0,05$), по другим радионуклидам коэффициенты корреляции были недостоверными ($p \geq 0,05$).

Повышенная частота хромосомных нарушений Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) и Одуванчика (*Traxacum sp.*) произрастающих на территории хвостохранилища и промплощадки техногенной урановой провинции Каджи-Сай, вероятно связано с действием повышенного радиационного фона, накоплением в растениях тяжелых естественных радионуклидов и тяжелых металлов, о чем свидетельствуют результаты корреляционного анализа. Известно, что

районы таких радиоактивных аномалий представляют собой сложные геохимические системы, где наряду с повышенным фоном радиации действуют и другие факторы нерадиационной природы, например, тяжелые металлы, которым также присуща мутагенная активность.

У подорожника ланцетного (*Plantago lanceolata*) также наблюдается достоверная корреляционная зависимость между уровнем цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем семян от значений коэффициентов накопления в растениях – урана ($r=0,92$, $p\leq 0,01$), тория ($r=0,98$, $p\leq 0,01$), по другим радионуклидам коэффициенты корреляции были недостоверными – радия ($r=0,23$, $p\geq 0,05$), калия-40 ($r=-0,67$, $p\geq 0,05$), стронция-90 ($r=-0,97$, $p\geq 0,05$), цезия-137 ($r=-0,95$, $p\geq 0,05$). По всем тяжелым металлам выявлены достоверные значения коэффициентов корреляции – свинца ($r=0,92$, $p\leq 0,01$), кадмия ($r=0,96$, $p\leq 0,01$), меди ($r=0,88$, $p\leq 0,01$), цинка ($r=0,97$, $p\leq 0,01$), железа ($r=0,99$, $p\leq 0,01$).

Выше приведенные результаты корреляционного анализа показывают, что на генетический аппарат дикорастущих растений природно-техногенных экосистем Прииссыккуля синергетически способны воздействовать тяжелые естественные радионуклиды и тяжелые металлы [Калдыбаев и др., 2001; Калдыбаев, 2005; Калдыбаев, Дженбаев 2010].

Как показали результаты наших исследований, большинство видов растений Каджи-Сайского региона способны концентрировать уран и другие тяжелые естественные радионуклиды в повышенных концентрациях по сравнению с другими территориями региона. Произрастание растений в среде с повышенной концентрацией урана сопровождается некоторой морфологической изменчивостью вегетативных и генеративных органов. Так популяция гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) произрастающей на территории хвостохранилища техногенной урановой провинции Каджи-Сай образует цветки с шестью – девятью лепестками, вместо обычных пяти [рисунок 6.18 (а)]. В отдельных местах хвостохранилища, где мощность экспозиционной дозы достигает до 1000 мкР/ч, растения сильно угнетены в росте, наблюдается уменьшение числа генеративных побегов, увеличение количества бесплодных цветков [рисунок 6.18 (б)]. Проявляется хлорофильная недостаточность листьев, стеблей, растения имели бледно-желтую окраску.

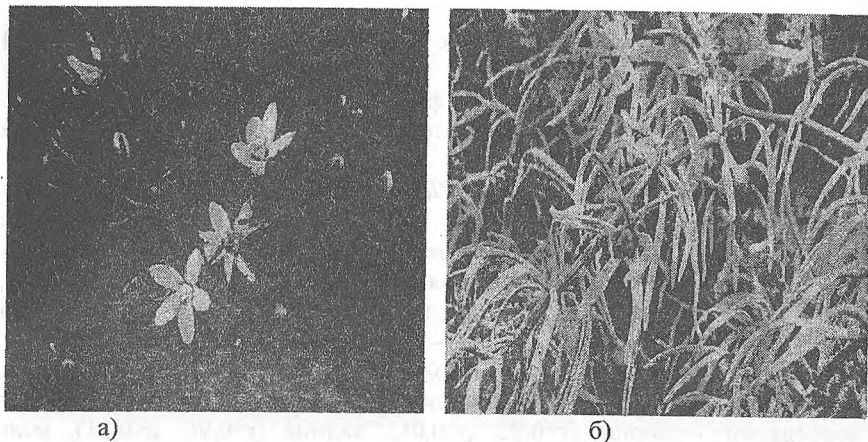


Рис.6.18. а) у цветков гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) вместо обычных 5 лепестков было отмечено 6-7 и частичное их раздвоение, б) бесплодие цветков Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*)

Популяции одуванчика (*Traxacum sp.*) практически не встречаются на территории хвостохранилища и отстойников.

Данные наблюдения показывают, что растительность, обживающая такие техногенные ландшафты участвует непосредственно в круговороте ТЕРН и испытывает увеличивающиеся во времени воздействие радиационного фактора. Эволюция данного техногенного фитоценоза представляет несомненный интерес. Произрастание травянистых растений на сильно – загрязненных урановыми отходами субстратах откладывает свой отпечаток на их облике – замедленный рост, бедность, специфичность и однообразие флоры. На территориях, занятых отходами уранового производства, обстановка усугубляется действием радиационного фактора, который может быть причиной усиления мутационной изменчивости у утверждающихся здесь флоры и элиминацией из фитоценоза радиочувствительных видов растений.

6.5 Цитогенетический анализ клеток костного мозга мелких мышевидных грызунов из различных районов Прииссыккулья

Частота клеток с хромосомными aberrациями в костном мозге грызунов является важной характеристикой генотоксичных свойств среды [Гилева и др., 1992]. Этот вид анализа хромосомного аппарата клетки давно с успехом применяется для лабораторного тестирования мутагенных свойств различных веществ. В то же время число работ по

цитогенетическому изучению природных популяций животных сравнительно не велико. Так, например, исследовались регионы с повышенным содержанием ТЕРН на юге Индии (штат Керала), где на монацитовых песках изучались популяции черных крыс. Эти исследования направлены на выяснение возможных радиационно-генетических последствий. Аналогичные исследования проводились в Бразилии (область Араша-Ташира), где в районе вулканических интрузий (Морро-де-Ферро) изучалось состояние флоры и фауны приповышенном в 5 – 100 раз уровне γ -излучения. На юго-западе Франции исследовались районы, где большое содержание ТЕРН в природной среде связано с присутствием радионуклидов урана, в этих условиях у кроликов и мышей наблюдается увеличение хромосомных aberrаций. [Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере, 1990]. Из данного перечня работ видно, что каждый из рассмотренных регионов характеризуется только ему присущими условиями радиационной обстановки, а проводимые радиоэкологические исследования – специфическим выбором задач и методов исследований. В связи с этим основной целью нашей работы было определение частоты aberrантных клеток в костном мозге мелких мышевидных грызунов на территории Прииссыккулья и оценки спонтанного уровня мутабельности в условиях естественной урановой биогеохимической провинции.

Цитогенетические исследования по определению уровня мутабельности в популяциях мелких мышевидных грызунов обитающих в различных зонах природно-техногенных экосистем Прииссыккулья были выполнены на кафедре экологии БГУ им. К. Тыныстанова по соответствующим методикам. Метафазные пластинки анализировали и фотографировали с помощью светооптического микроскопа фирмы Leica DM LB 2 с программным обеспечением Bio Vision 4.0 и фотонасадкой Leica DFC 320.

Результаты цитогенетического анализа клеток костного мозга Лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*), Домовых мышей (*Mus musculus*) и Серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) обитающих в различных зонах Прииссыккулья представлены в таблице 6.3. Как видно из данных уровень генетических аномалий в клетках костного мозга популяций Серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) отловленных на светло-бурых почвах с озимой пшеницей в окрестностях с. Торт-Куль составил 3,2 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 1,6 %, анеуплоидных – 0,4 %, полиплоидных – 1,2 %. В спектре хромосомных нарушений зарегистрировано 4 aberrации, из них 3 хроматидных концевых делеций и 1 парная концевая делеция.

Уровень клеток с генетическими аномалиями в популяциях Серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) обитающих на серо-бурых почвах, с зерновыми колосовыми культурами в районе с Тамчи составил 2,8 %, из

них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 1,2 %, анеуплоидные клетки не обнаружены, полиплоидные – 1,6 %. В спектре хромосомных нарушений зарегистрированы три концевые делеции, aberrации хромосомного типа не выявлены.

Результаты цитогенетического анализа клеток костного мозга Лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) отловленных на горно-долинных светло-каштановых почвах с посевами зерновых колосовых культур в районе с. Тюп показал наличие клеток с генетическими аномалиями в количестве 3,2 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 1,6 %, анеуплоидные клетки не обнаружены, полиплоидных – 1,6 %. Спектр хромосомных нарушений был представлен одиночными концевыми делециями, одиночными точечными фрагментами, ацентрическими кольцами. Лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*) обитающие на черноземных почвах с посевами зерновых колосовых культур в окрестностях с. Ак-Булуң характеризовались невысоким уровнем клеток с генетическими аномалиями – 2,0 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 1,2 %, анеуплоидные клетки не обнаруживались, полиплоидных – 0,8 %. Спектр хромосомных нарушений был представлен aberrациями хроматидного типа – 3 одиночные концевые делеции.

Популяция Лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) обитающие на каштановых почвах с посевами озимой пшеницы вблизи Курментинского цементного комбината характеризовались более высоким уровнем клеток с генетическими аномалиями – 4,0 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 1,6 %, анеуплоидных – 0,8 %, полиплоидных – 1,6 %. Среди полиплоидных метафаз, отмечены метафазы с тетраплоидными, гексаплоидными наборами хромосом. В спектре структурных нарушений хромосом присутствовали как aberrации хроматидного, так и хромосомного типов.

В хозпостройках, сараях и подвальных помещениях с. Тон нами были отловлены 8 особей домовых мышей (*Mus musculus*) уровень генетических аномалий в клетках костного мозга в популяции данного вида мышей составил 2,8 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 1,6 %, анеуплоидные клетки не обнаружены, полиплоидных – 1,2 %. Спектр структурных нарушений хромосом был представлен aberrациями хроматидного типа – хроматидные концевые делеции.

Таблица 6.3
 Частота клеток с генетическими аномалиями в клетках костного мозга Лесных мышей (*Arodemus sylvaticus*),
 Домовых мышей (*Mus musculus*) и Серых хомячков (*Cricetus migratorius*) из различных зон Прииссыкулья

Место отлова	Вид животных	Всего проанализированных клеток	Клетки с аберрациями хромосом			Клетки с геномными нарушениями			Всего генетически аномальных клеток			
			Хроматидные		Хромосомные		Анеуплоидные		Полиплоидные		число	%
			число	%	число	%	число	%	число	%		
с. Торт-Куль	<i>Cricetus migratorius</i>	250	3	1,2± 0,68	1	0,4± 0,2	1	0,4± 0,2	3	1,2± 0,68	8	3,2± 1,11
с. Тамчи	<i>Cricetus migratorius</i>	250	3	1,2± 0,68	-	-	-	-	4	1,6± 0,79	7	2,8± 1,04
с. Тюп	<i>Arodemus sylvaticus</i>	250	4	1,6± 0,79	-	-	-	-	4	1,6± 0,79	8	3,2± 1,11
с. Ак-Булуя	<i>Arodemus sylvaticus</i>	250	3	1,2± 0,68	-	-	-	-	2	0,8± 0,55	5	2,0± 0,88
Вблизи Курментинского дем. комбината	<i>Arodemus sylvaticus</i>	250	3	1,2± 0,68	1	0,4± 0,2	2	0,8± 0,55	4	1,6± 0,79	10	4,0± 1,23
с. Тон	<i>Mus musculus</i>	250	4	1,6± 0,79	-	-	-	-	3	1,2± 0,68	7	2,8± 1,04
Техногенная урановая провинция Каджи-Сай	<i>Mus musculus</i>	250	3	1,2± 0,68	2	0,8± 0,55	1	0,4± 0,2	6	2,4± 0,96	12	4,8± 1,35
Всего	Всего	1750	23	1,3	4	0,5	4	0,5	26	1,5	57	3,2

В жилых домах и хозпостройках прилегающих к техногенной урановой провинции Каджи-Сай нами были отловлены 4 особи домовых мышей (*Mus musculus*). Уровень генетических аномалий в клетках костного мозга в популяции домовых мышей составил 4,8 %, из них доля клеток с хромосомными aberrациями составила 2,0 %, анеуплоидных – 0,4 %, полиплоидных – 2,4 %. В спектре хромосомных нарушений присутствовали как aberrации хроматидного типа – хроматидные концевые делеции, одиночные разрывы, так и хромосомного – единичные центрические кольца, парные концевые делеции и парные точечные фрагменты.

Результаты цитогенетических исследований показали, что средний уровень мутабельности в популяциях мелких мышевидных грызунов составляет 3,2 %, частота клеток с генетическими аномалиями варьировала в пределах 2,0 – 4,8 %. Всего было просмотрено 1750 клеток, выявлено 57 клеток с генетическими нарушениями, из них 27 метафазных пластинок с хромосомными aberrациями, 4 анеуплоидных и 26 полиплоидных клеток [рис. 6.19]. 85 % хромосомных нарушений составили aberrации хроматидного типа и 15 % хромосомного. Aberrации хроматидного типа были представлены хроматидными концевыми делециями, хроматидными разрывами, ацентрическими кольцами. Повышенный уровень нарушений хроматидного типа у представителей данных видов мышевидных грызунов, вероятно, связан с воздействием мутагенов химической природы в среде их обитания. Aberrации хромосомного типа были представлены в основном парными концевыми делециями.



Рис.6.19. Спектр хромосомных нарушений в клетках костного мозга мышевидных грызунов

Сравнительный анализ результатов цитогенетических исследований клеток костного мозга Лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*), Домовых мышей (*Mus musculus*) и Серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) обитающих в различных зонах Прииссыккуля, показал, что спонтанный уровень мутабельности варьирует в пределе 2,0 – 3,0 % [рис. 6.20], это соответствует фоновому уровню клеток с хромосомными нарушениями (около 2 – 3 %) установленному для популяций мелких млекопитающих из условно чистых районов [Крюков и др., 1993; McBee, K. et al., 1987; Дмитрев и др., 1997]. Однако в популяции Лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) обитающих в окрестностях Курментинского цементного комбината уровень мутабельности был несколько выше среднего и составил 4,0 %. Хотя различия по этому показателю статистически не достоверны, но выявленный количественный и качественный состав цитогенетических нарушений вблизи источника загрязнения свидетельствует о наличии здесь кластогенов химической природы. Несмотря на малочисленность выборок, общая реакция исследованных животных позволяет с достаточной вероятностью говорить о реальности обнаруженного эффекта.

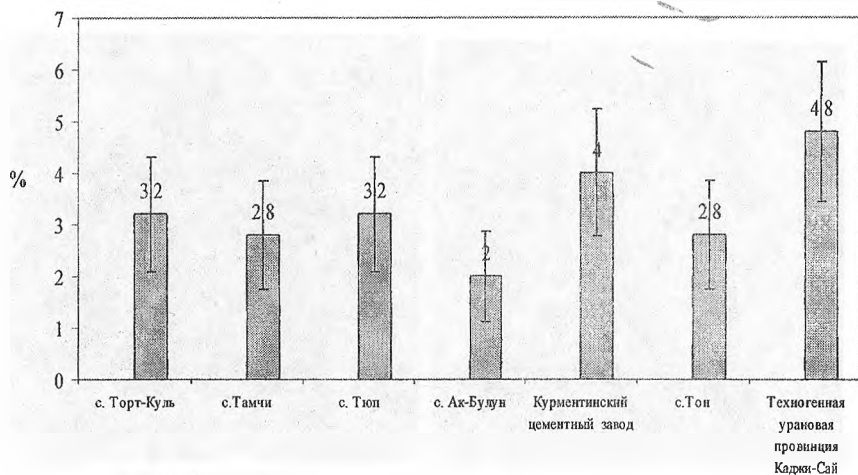


Рис.6.20. Сравнительный анализ уровня мутабельности мышевидных грызунов из различных зон Прииссыккуля

Наиболее высокий уровень хромосомных нарушений характерен для популяции Домовых мышей (*Mus musculus*) из техногенной урановой

провинции «Каджи-Сай» – 4,8 %. Несмотря на не большое число просмотренных клеток у домашних мышей с территории техногенной провинции, были обнаружены грубые нарушения структуры хромосом – парные концевые делеции, центромерные разрывы, увеличение числа анеу- и полиплоидных клеток, что крайне редко отмечается в клетках при фоновом уровне загрязнения окружающей среды. Полученные результаты свидетельствуют о возрастании генетического груза в популяциях мелких мышевидных грызунов в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля, подверженных антропогенному прессу. Ускорение частоты мутаций ведет к увеличению числа особей с врожденными дефектами. Расчеты показывают, что удвоение частоты мутаций увеличивает объем генетического груза настолько, что это может стать опасным для существования популяций [Дубинин, 1986]. Повышенная частота хромосомных нарушений у *Apodemus sylvaticus* и *Mus musculus* из техногенных районов Прииссыккуля свидетельствует о присутствии генотоксичных факторов в среде обитания изучаемых животных.

Основные типы хромосомных нарушений в клетках костного мозга мелких мышевидных грызунов представлены на рисунках 6.21, 6.22, 6.23, 6.24, 6.25, 6.26, 6.27, 6.28.

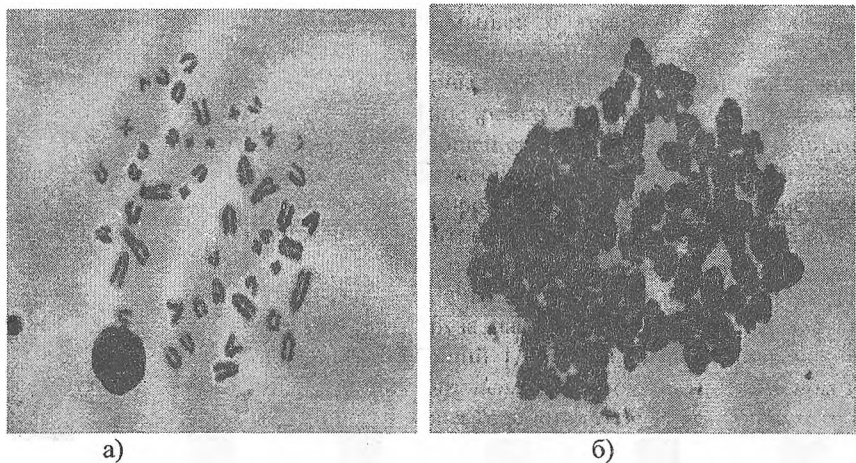


Рис.6.21. а) метафазная пластинка Лесной мыши (*Apodemus sylvaticus*) в норме $2n=48$, б) Полиплоидная метафазная пластинка $4n=96$

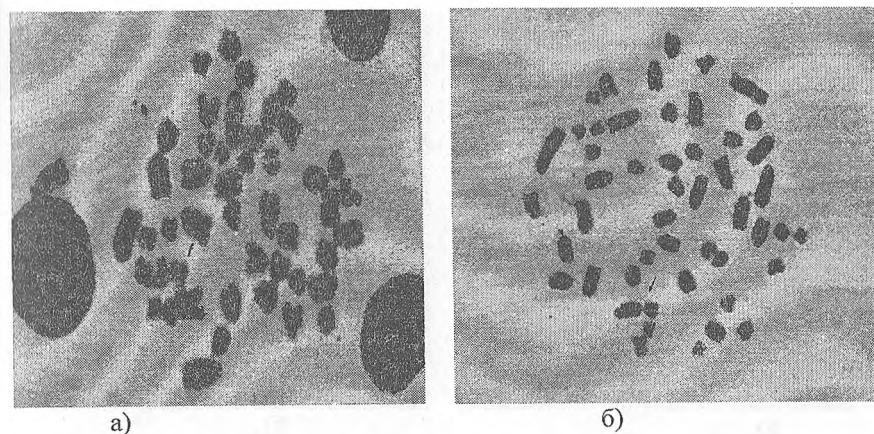


Рис. 6.22. а) метафазная пластинка Лесной мыши (*Apodemus sylvaticus*) с хроматидной концевой делецией, б) метафазная пластинка с парной концевой концевой делецией

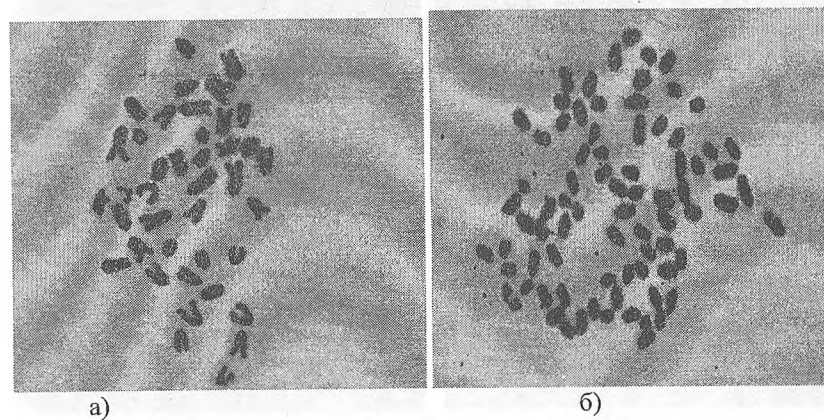


Рис.6.23. а) метафазная пластинка Домовой мыши (*Mus musculus*) в норме $2n=40$, б) полиплоидная метафазная пластинка $4n=80$

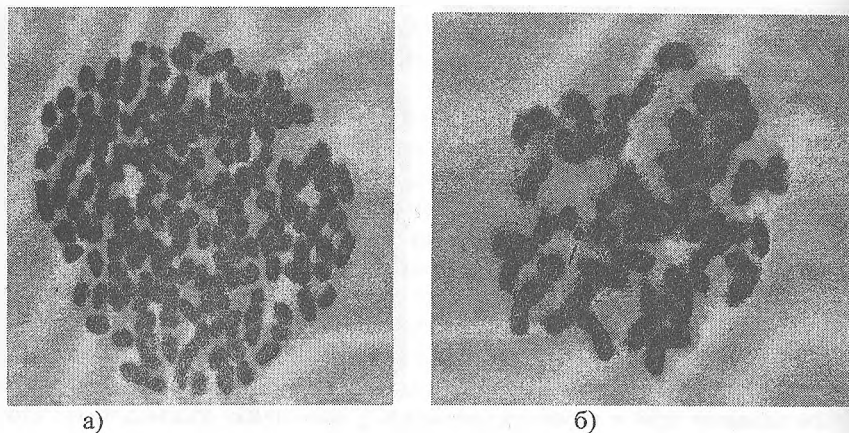


Рис.6.24. а) полиплоидная метафазная пластинка Домовой мыши (*Mus musculus*) $8n=160$, б) метафазная пластинка с ацентрическим кольцом

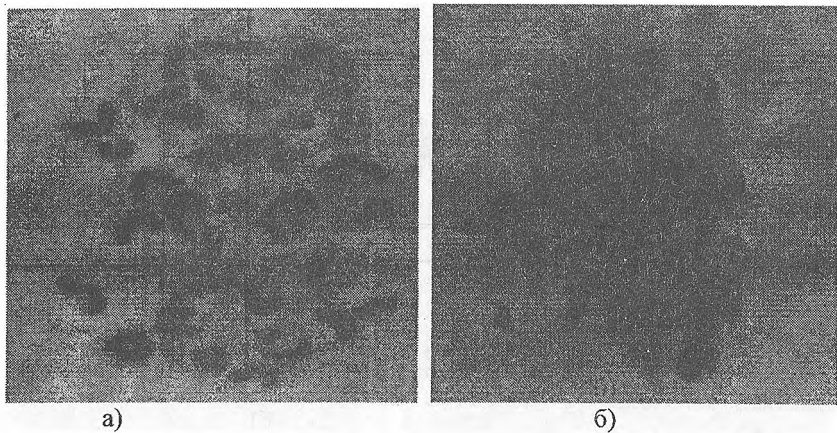


Рис.6.25. а) метафазная пластинка Домовой мыши (*Mus musculus*) с хроматидной делецией, б) метафазная пластинка с парной концевой делецией

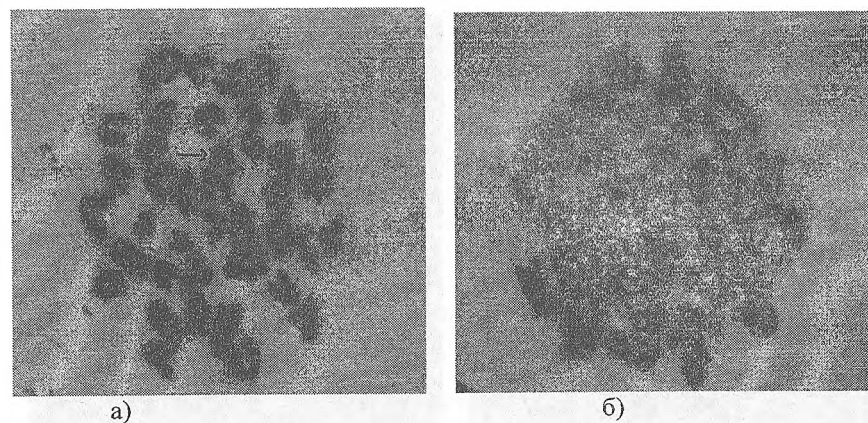


Рис.6.26. а) метафазная пластинка Домовой мыши (*Mus musculus*) с парной концевой делецией, б) метафазная пластинка с робертсоновской транслокацией

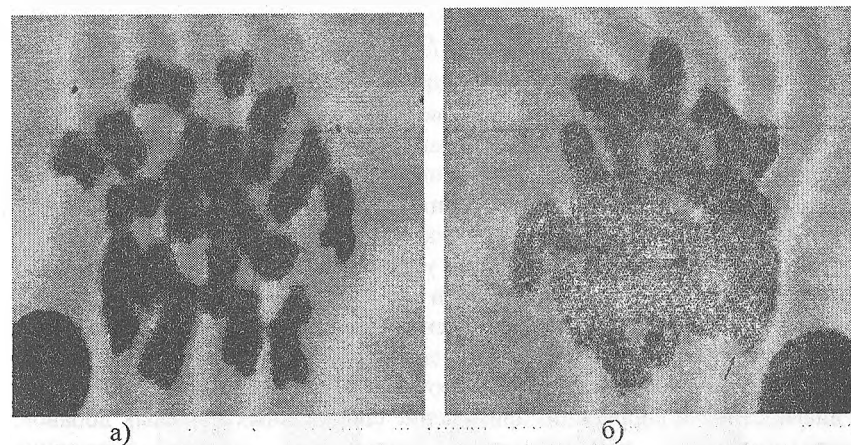


Рис.6.27. а) метафазная пластинка Серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) в норме $2n=22$, б) метафазная пластинка с парной концевой делецией

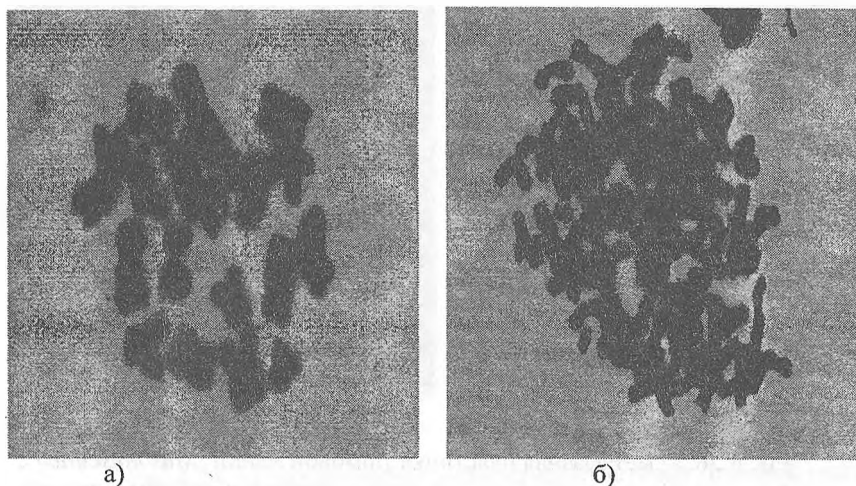


Рис.6.28. а) Анеуплоидная метафазная пластинка Серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) 21 хромосом, б) Полиплоидная метафазная пластинка $8n=88$

6.6 Геохимические условия среды и эндемические болезни

Одна из важных сторон биогеохимии – выяснение природы биогеохимических эндемий, как экстремальных проявлений геохимических факторов среды обитания организмов. Эндемии человека: эндемический зоб, хондродистрофия, флюороз, кешанная болезнь, подагра. У животных, кроме эндемического зоба и флюороза: беломышечная болезнь, энзоотическая атаксия, алиментарная анемия, борный энтерит. Известны эндемии и у растений: эндемическое полегание злаков, хлорозы и некрозы листьев и др. Во всех случаях генезис биогеохимических эндемий обусловлен дисбалансом обмена или усвоения макро – и микроэлементов. Эффективное предупреждение эндемий связано с совершенствованием биогеохимических параметров, критериев их диагностики и коррекции: применение специальных пищевых добавок, биогеохимическое районирование, прогнозные оценки состояния эндемических территорий с привлечением современных информационных технологий. Биогеохимическими исследованиями таксонов биосферы установлено проявление реакций у животных и человека на геохимические факторы среды: содержание химических элементов в почве, воде, растениях, растительных кормах и пищевых продуктах. Особенно большое значение в реакциях живых организмов на химические элементы среды приобретает близость их содержания к нижним или верхним пороговым

концентрациям [Дженбаев, 2009]. Так, например основным источником йода для организма животных и человека является пища и прежде всего растительная. Поэтому в районах, где население и животные получают с пищевыми рационами недостаточное количество йода, вследствие низкого содержания его в среде, возникает эндемическое увеличение щитовидной железы и эндемический зоб. Наибольшая напряженность зубной эндемии отмечена в горных зонах. Почвы этих зон сильно выщелочены и отличаются наименьшим содержанием йода, что определяет низкое накопление йода в водах, растениях а, следовательно, и в организмах животных и человека. Причем в условиях горных зон, как это было установлено многими исследователями, действие йодной недостаточности проявляется на фоне различных концентраций и соотношений ряда химических элементов в среде [Ковальский, 2010].

По данным Иссык-Кульского областного медицинского информационного центра уровень заболеваемости населения эндемическим зобом ниже средне республиканского показателя, так среди взрослых и подростков старше 14 лет он составляет 1833,1 на 100 тыс., а среди детей до 14 лет 3238,6 на 100 тыс. Кроме этого за последние пять лет (2005-2009) наблюдается устойчивая тенденция снижения показателей этой болезни, как среди взрослого населения, так и детей. Данная ситуация вероятно связана с тем, что население области получает с пищевыми рационами достаточное количество йода через йодированную соль, йодированную муку и другие продукты питания [рис. 6.29].

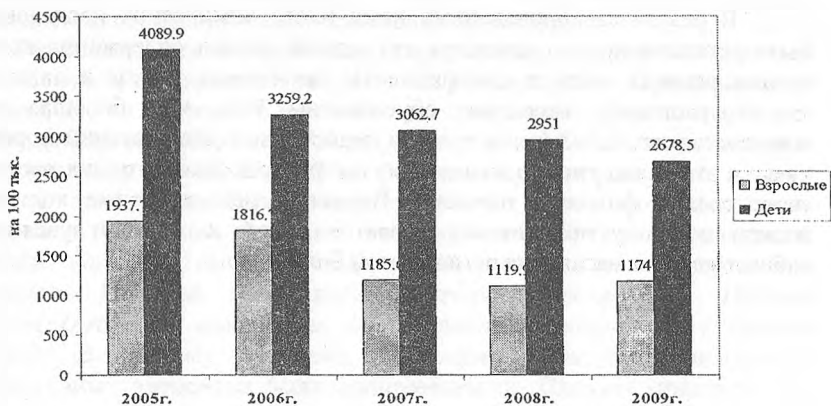


Рис. 6.29. Уровень заболеваемости населения по эндемическому зобу за 2005 - 2009 гг.

Уровень заболеваемости населения железodefицитной анемией в Прииссыккулье, также ниже среднереспубликанского показателя (взрослые и подростки старше 14 лет – 2714,9 на 100 тыс., дети до 14 лет – 3678,7 на 100 тыс.). Однако в Прииссыккулье наблюдается тенденция незначительного роста уровня заболеваемости детей по данной болезни [рисунок 6.30].

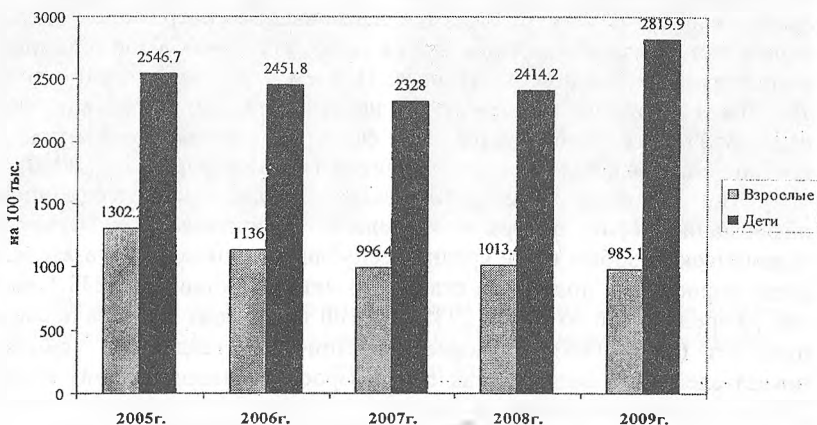


Рис. 6.30. Уровни заболеваемости населения железodefицитной анемией за 2005-2009 гг.

В результате проведенных нами биогеохимических исследований, было установлено, что, несмотря на средний уровень содержания железа в почвах региона, низкие коэффициенты накопления железа в надземных частях растений, вероятно, обусловлены тем, что большая часть микроэлемента находится в почве в недоступных для растений формах, в связи с этим содержание железа в культурных и дикорастущих растениях ниже средне фоновых значений. Вероятно, недостаточные количества железа в продуктах питания является одной из причин увеличения заболеваемости населения региона этой болезнью.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Комплексное изучение поведения естественных и искусственных радионуклидов, тяжелых металлов в системе почва – растение – животное, охватывающие широкий круг вопросов, в том числе, реакции живых организмов на сложившуюся геохимическую среду в условиях естественной урановой биогеохимической провинции, послужило основой настоящего эколого-биогеохимического исследования. Результаты многолетних исследований в Прииссыккулье позволили сделать следующее заключение:

Мощность природного радиационного фона по гамма излучению на территории Прииссыккулья не превышает норм радиационной безопасности, за исключением отдельных локальных участков природного происхождения. К таким участкам можно отнести ториевые пески пляжей с. Жениш и с. Ак-Терек расположенные на южном берегу озера и другие небольшие участки прибрежной полосы озера Иссык-Куль с радиационным фоном до 50 мкр/час, а также некоторые горные местности, ущелья основу которых составляет гранит, скальный грунт, красный песок, с мощностью экспозиционной дозы до 40 мкр/ч. Вероятно, такие вариации природного радиационного фона связаны с неоднородным распределением компонентов радиоактивных рядов урана и тория, рассеянных в земных породах, почвах, поверхностных и подземных водах, в воздухе и входящих в состав живых организмов. Поэтому относительную распространённость рядов тяжелых естественных радионуклидов на территории Прииссыккулья невозможно точно определить на основании только измерений гамма-фона.

Результаты исследований по определению содержаний тяжелых естественных радионуклидов в различных типах почв Прииссыккулья показали, что их значения в несколько раз превышают средние кларковые концентрации: по урану в 3,2-5,4 раз, по торию в 1,3-2,3 раз, по радью в 1,4-3,9 раз по калию-40 в 2,3-2,7 раз. Растения произрастающие в данных условиях также способны концентрировать данные радиоактивные элементы в широком диапазоне концентраций. Среди дикорастущих растений наиболее высоким содержанием радиоактивных элементов отличались Карагана бледнокорая (*Caragana leucophloea*), Полынь эстрагон (*Artemisia dracunculus L.*), Гармала обыкновенная (*Peganum harmala*). В семенах зерновых колосовых культур концентрации радиоактивных элементов были минимальными. Следует отметить, что удельная активность радионуклидов в надземных частях растений оказалась сравнительно не высокой. Вероятно большие периоды полураспада урана-238, тория-232, радия-226 приводят к тому, что их удельная активность оказывается очень низкой. Даже в тех тканях

растений, которые содержат самые высокие концентрации элемента, активность, обусловленная изотопами и продуктами их распада, была мала и повышенные концентрации этих элементов, вероятно, следует рассматривать с точки зрения их химической токсичности, а не радиационной опасности. Наибольшее содержание в наземной части растений выявлено для калия-40, как одного из распространенных в природе естественных радионуклидов, который, в свою очередь, он является одним из основных источников естественной радиоактивности.

Следует отметить, что в регионе имеются территории техногенного характера требующих особого внимания, одной из которых является техногенная урановая провинция «Каджи-Сай», с хвостохранилищем общим объемом урановых отходов до 400 тыс. м³. На отдельных участках разрушения изоляционного слоя хвостохранилища радиационный фон достигает до 1300 мкР/час. В верхнем горизонте насыпного грунта хвостохранилища содержатся повышенные концентрации урана, тория и радия, с глубиной их концентрации несколько возрастают. Исследования изотопного состава грунта хвостохранилища выявили высокую удельную активность: урана-234 - 851,6 Бк/кг, радия-226 - 3789,6 Бк/кг, свинца-214 - 2946,1 Бк/кг, висмута-214 - 2675,8 Бк/кг, свинца-210 - 3337,2 Бк/кг. Процентное содержание урана и других тяжелых естественных радионуклидов в дикорастущих растениях, произрастающих в данных условиях также повышено по сравнению с другими территориями Прииссыккуля. В случае разрушения защитной дамбы хвостохранилища существует потенциальная опасность загрязнения окружающей среды радиоактивными веществами.

Другая территория, имеющая также техногенный характер – бывший научно-производственный Цех №7 по извлечению урана из воды озера Иссык-Куль. Наши исследования показали, что на сегодняшний день данный объект не представляет радиэкологической опасности окружающей среде.

Удельная активность искусственных радионуклидов – стронция-90 и цезия-137 в почвах Прииссыккуля находится в пределах фоновых значений и не превышает норм радиационной безопасности, вероятно, их природа связана с процессами глобальных выпадений. Выявлены не значительные концентрации стронция-90 и цезия-137 в зерновых колосовых культурах и в отдельных видах дикорастущих растений. Преимущественно данные радионуклиды обнаруживаются в вегетативной части растений, по сравнению с генеративными органами. Следует отметить, что коэффициенты накопления стронция-90 и цезия-137 в исследованных видах культурных и дикорастущих растений Прииссыккуля в несколько раз ниже коэффициентов накопления искусственных радионуклидов в разнотравье, злаковых и пастбищных трав рекомендованных МАГАТЭ.

В природной среде все живые организмы подвергаются постоянному воздействию не только внешнего, но и внутреннего облучения от различных инкорпорированных радионуклидов как естественного, так искусственного происхождения. Способность растений и животных концентрировать радионуклиды часто приводит к значительному их накоплению или в целом организме, или в отдельных органах и как следствие, внутреннему облучению. Установлено, что накопление радионуклидов животными зависит от ряда условий, среди которых важнейшими являются содержание и распределение радионуклидов в среде обитания, биологические особенности разных видов животных, трофический уровень, которые занимают животные в пищевых цепях биогеоценоза и др. Среди природных популяций животных - грызуны обладают высокой радиорезистентностью к поражающему действию ионизирующей радиации, их издавна относят к наиболее перспективным биоиндикаторам любого антропогенного воздействия. В связи с этим нами были проведены исследования по определению уровней накопления альфа- и бета-излучающих радионуклидов в популяциях фоновых видов мышевидных грызунов обитающих в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля. В частности: лесной мыши (*Apodemus sylvaticus*), серого хомячка (*Cricetulus migratorius*), домовый мыши (*Mus musculus*), песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*). Результаты исследований показали, что уровни суммарной альфа – и бета активности в популяции песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) обитающих на территории хвостохранилищ и домовых мышей (*Mus musculus*) отловленных в жилых домах, хозяйственных постройках в окрестностях техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» несколько выше, чем у зверьков с других территорий Прииссыккуля. Вероятно, сложившийся радиэкологическая ситуация в техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» сказывается при постоянном обитании животных с повышенным содержанием радионуклидов в среде их обитания.

Исследования по определению содержания тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd, Fe) показали, что их концентрации в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах естественных фоновых значений, однако следует отметить, что на светло-бурых почвах контрольных участков с. Долинка, г. Чолпон-Ата, с. Тон выявлено незначительное превышение ПДК по свинцу, на горных светло-каштановых почвах по меди и железу, на каштановых и темно-каштановых почвах агроценозов прилегающих к Курментинскому цементному заводу по кадмию. Содержание свинца и меди в грунте хвостохранилища техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» также превышают фоновые значения металлов в почве и ПДК - по меди в 1,3 раз, по свинцу в 1,4 раз.

В зерновых колосовых культурах - озимая пшеница (*Triticum aestivum L.*) и яровой ячмень (*Hordeum distichum L.*) тяжелые металлы преимущественно накапливаются в вегетативных частях растений (стебель, лист) по сравнению с семенами, исключение составила медь. Более высокие концентрации меди в семенах зерновых колосовых культур, вероятно, обусловлены тем, что данный микроэлемент способен связываться с белковыми фракциями, и имеет тенденцию к накоплению в репродуктивных органах растений. Содержание тяжелых металлов в семенах не превышает установленных значений ПДК, исключение составили семена озимой пшеницы (*Triticum aestivum L.*) собранные в окрестностях Курментинского цементного комбината, в которых обнаруживались повышенные концентрации кадмия. Содержание тяжелых металлов в исследованных видах дикорастущих растений Прииссыккуля находится в пределах естественных фоновых значений. Для цинка и меди характерно более активное биоконцентрирование, по сравнению со свинцом, кадмием и железом. Несмотря на средний уровень содержания железа в почвах региона, низкие коэффициенты накопления железа в надземных частях растений, вероятно, обусловлены тем, что большая часть микроэлемента находится в почве в недоступных для растений формах. Было установлено, что в условиях техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» отдельные виды дикорастущих растений способны концентрировать вместе с радионуклидами также тяжелые металлы.

Исследования по определению содержания тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu, Zn) в фоновых видах мелких мышевидных грызунов обитающих в различных зонах Прииссыккуля показали, что уровни их накопления в массе тела незначительны. Лишь в популяции лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) выловленных в агроэкосистемах прилегающих к Курментинскому цементному заводу выявлено незначительное накопление по кадмию. Также в популяции зверьков песчанки тамарисковой (*Meriones tamariscinus*) отловленных с территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» накапливали свинец и кадмий. Анализ отдельных органов песчанки тамарисковой показал, что свинец преимущественно накапливается в почках и костях, кадмий и медь в печени, цинк в костях. В целом следует отметить, что при одинаковых уровнях содержания тяжелых металлов в почве, в дикорастущих растениях и в зерновых колосовых культурах различное содержание их в мышевидных грызунах, вероятно связано с различием их экологии, структурой рационов питания и другими факторами.

В изучении природных популяций растений и животных из районов естественных биотопов и техногенных территорий широко используются методы цитогенетического анализа. Путём учёта частоты хромосомных

аббераций делаются попытки оценить мутагенные свойства физических и химических факторов окружающей среды. Проведенные нами цитогенетические исследования показали сравнительно невысокий уровень мутабельности семян зерновых колосовых культур (*Triticum aestivum* L.), (*Hordeum distichum* L.) отобранных из различных агроэкосистем Прииссыккуля, который варьировал в пределах 1,8 – 3,2 %.

В спектре нарушений хромосом, преобладали изолюкусные разрывы и абберации хроматидного типа, что говорит о воздействии мутагенов химической природы на генетический аппарат возделываемых зерновых колосовых культур. Сравнительный анализ результатов цитогенетического исследований семян зерновых колосовых культур из различных агроэкосистем Прииссыккуля показал, что наиболее высокая частота хромосомных нарушений характерна для озимой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) выращенной в окрестностях Курментинского цементного завода, вероятно, это связано с повышенными концентрациями кадмия в почве и в растениях.

Уровень мутабельности в популяциях дикорастущих растений из различных зон Прииссыккуля варьировал в пределах 1,6 – 4,2 %. В спектре нарушений хромосом преобладали абберации хроматидного типа – одиночные фрагменты, хроматидные мосты, что говорит о воздействии мутагенов химической природы на генетический аппарат дикорастущих растений Прииссыккуля. Незначительный процент составили абберации хромосомного типа – парные фрагменты и хромосомные мосты, вероятно, это связано с воздействием низкодозового радиационного фактора.

Сравнительный анализ результатов цитогенетического изучения популяций дикорастущих растений Прииссыккуля показал, что наиболее высокая частота хромосомных нарушений характерна для Гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с территории хвостохранилищ техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» – 3,4 % и Одуванчика (*Traxacum* sp.) – 4,2 %. В корневых меристемах данных растений наблюдалось снижение митотической активности деления клеток и процента всхожести семян. Вероятно, это связано с действием повышенного радиационного фона, накоплением в растениях тяжелых естественных радионуклидов и тяжелых металлов являющиеся причиной усиления мутационной изменчивости у утверждающиеся здесь флоры и элиминацией из фитоценоза радиочувствительных видов растений. Произрастание травянистых растений на сильно – загрязненных урановыми отходами субстратах откладывает свой отпечаток на их облике – замедленный рост, бедность, специфичность и однообразие флоры, некоторая морфологическая изменчивость.

Результаты цитогенетических исследований клеток костного мозга Лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*), Домовых мышей (*Mus musculus*) и

Серого хомячка (*Cricetulus migratorius*) из различных биотопов Прииссыккуля, показали, что спонтанный уровень мутабельности варьирует в пределе 2,0 – 3,0 %. В популяции Лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) обитающих в окрестностях Курментинского цементного завода уровень мутабельности был несколько выше и составил 4,0 %. Хотя различия по этому показателю статистически не достоверны, но выявленный количественный и качественный состав цитогенетических нарушений вблизи источника загрязнения свидетельствует о наличии здесь кластогенов химической природы. Наиболее высокий уровень хромосомных нарушений характерен для популяции Домовых мышей (*Mus musculus*) отловленных в жилых домах и хозяйственных постройках прилегающих к техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» – 4,8 %. Несмотря на не большое число просмотренных клеток у домовых мышей с территории техногенной провинции, нами были обнаружены грубые нарушения структуры хромосом – парные концевые делеции, центромерные разрывы, увеличение числа анеуплоидных и полиплоидных клеток, что крайне редко отмечается в клетках при фоновом радиационном уровне. Результаты исследований показали, что повышенная частота хромосомных нарушений у *Apodemus sylvaticus* и *Mus musculus* из техногенных зон Прииссыккуля свидетельствует о присутствии генотоксичных факторов в среде обитания данных животных.

Одна из важных сторон биогеохимии – выяснение природы биогеохимических эндемий, как экстремальных проявлений геохимических факторов среды обитания организмов. Эндемии человека: эндемический зоб, хондродистрофия, флюороз, кешанная болезнь, подагра. У животных, кроме эндемического зоба и флюороза: беломышечная болезнь, энзоотическая атаксия, алиментарная анемия, борный энтерит. Известны эндемии и у растений: эндемическое полегание злаков, хлорозы и некрозы листьев и др. Во всех случаях генезис биогеохимических эндемий обусловлен дисбалансом обмена или усвоения макро – и микроэлементов. По данным Иссык-Кульского областного медицинского информационного центра уровень заболеваемости населения эндемическим зобом ниже средне республиканских показателей, за последние пять лет (2005-2009) наблюдается устойчивая тенденция снижения уровня заболеваемости по данной болезни, как среди взрослого населения, так и детей. Следует отметить, что за последние годы население области получает с пищевыми рационами достаточное количество йода через йодированную соль, йодированную муку и другие продукты питания.

В Прииссыккуле наблюдается тенденция роста заболеваемости населения железодефицитной анемией, особенно среди детей в возрасте до 14 лет. В результате проведенных нами биогеохимических

исследований, было установлено, что, несмотря на средний уровень содержания железа в почвах региона, низкие коэффициенты накопления железа в надземных частях растений, вероятно, обусловлены тем, что большая часть микроэлемента находится в почве в недоступных для растений формах, в связи с этим содержание железа в культурных и дикорастущих растениях ниже средне фоновых значений. Вероятно, недостаточные количества железа в продуктах питания является одной из причин увеличения заболеваемости населения региона этой болезнью.

Всестороннее изучение поведения естественных и искусственных радионуклидов, тяжелых металлов, микроэлементов в системе почва – растение – животное, в частности определение уровней их содержания в почве, накопления их растениями и животными, в зависимости от условий внешней среды дает возможность определить пути попадания их в организм человека. Результаты такого рода исследований могут служить хорошей основой для разработки практических рекомендаций по снижению уровней загрязнения окружающей среды и обоснования мер радиационной и химической безопасности, профилактики эндемических заболеваний.

РЕКОМЕНДАЦИИ К ПРАКТИЧЕСКОМУ ИСПОЛЬЗОВАНИЮ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ:

1. Материалы исследований, по количественному содержанию естественных и искусственных радионуклидов, тяжелых металлов в почвах, растениях и животных, служат фундаментальной основой для обоснования максимально допустимых уровней радиоактивных и химических элементов в объектах окружающей природной среды, для разработки биогеохимических критериев оценки экологического состояния различных таксонов биосферы.

2. Полученные результаты о реакции живых организмов на сложившуюся геохимическую среду рекомендуется использовать при экологическом нормировании радионуклидов и тяжелых металлов в окружающей природной среде.

3. Выполненные исследования представляют собой часть комплексного биогеохимического районирования территории Кыргызстана, в частности, составлены карты – схемы природного радиационного фона, содержания естественных (U, Th, Ra, K-40) и искусственных радионуклидов (Sr-90 и Cs-137) в почвах Прииссыккуля, которые могут быть использованы в экологическом мониторинге окружающей среды.

4. В целях профилактики эндемических заболеваний и снижения уровня заболеваемости детей железодефицитной анемией необходимо применение пищевых добавок с дополнительным содержанием железа.

5. Радиоактивное хвостохранилище техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» является потенциально опасным в радиоэкологическом отношении, необходимо проведение реабилитационных работ по восстановлению изоляционного слоя хвостохранилища, огородить зону хвостохранилища, установить специальные знаки, предупреждающими о наличии радиоактивного загрязнения.

6. Материалы монографии рекомендуются к использованию для чтения курсов лекций, проведения практических и лабораторных занятий для студентов ВУЗов обучающихся по специальностям: экология, защита окружающей среды, биология.

ПЕРЕЧЕНЬ УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ, СИМВОЛОВ, ЕДИНИЦ И ТЕРМИНОВ

1. Бк/кг – Беккерель на килограмм
2. БЭР – Биологический эквивалент рентгена
3. ИОПИСХ – Иссык-Кульская областная проектно-изыскательская станция химизации сельского хозяйства
4. Kd – Коэффициент распределения
5. КБН – Коэффициент биологического накопления
6. Кн – Коэффициент накопления
7. КИРЗ – Комитет по радиационной защите
8. МАГАТЭ – Международное агентство по атомной энергетике
9. Мг/кг – миллиграмм на килограмм
10. мЗв/год – миллизиверт в год
11. мкР/ч – микрорентген в час
12. мРад/год – миллирад в год
13. НРБ-99 – Нормы радиационной безопасности – 99
14. ПДК – Предельно допустимая концентрация
15. ПДУ – Предельно допустимый уровень
16. рН – Водородный показатель
17. ТЕРН – Тяжелые естественные радионуклиды
18. ТМ – тяжелые металлы

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Абдуллаев М.А., Алиев Дж.А. Миграция искусственных и естественных радионуклидов в системе почва-растение. – Баку: Элим, 1998. – 240 с.
2. Абрамов В.И., Рубанович А.В., Шевченко В.А. и др. Генетические эффекты в популяциях растений, произрастающих в зоне чернобыльской аварии // Радиационная биология, радиоэкология. – 2006. – т. 50. - №3. - С. 259-267.
3. Абрамов В.И., Степанова А.А., Фамелис С.А. Радиобиологические эффекты у растений, обитающих на территории восточно-уральского радиоактивного следа // Радиационная биология, радиоэкология. – 2010. – т. 46. - №3. - С. 345-351.
4. Агроэкология. В.А. Черников, Р.М. Алексахин, А.В. Голубев и др.: Под ред. В.А. Черникова, А.И. Черкеса. – М.: Колос, 2000. – 536 с.
5. Азимова З.Х., Жунусова К.Х., Машурова Р.А. О методиках атомно-абсорбционного определения свинца в окружающей среде // Вестник АН Казахской ССР. – 1980. - № 11. – С. 28-30.
6. Айдарханова Г.С. Радиоэкология агроценозов Семипалатинского испытательного полигона. – Алматы: Нур-Принт, 2010. – 120 с.
7. Айтматов И.Т., Торгоев И.А., Алешин Ю.Г. Геоэкологические проблемы в горнопромышленном комплексе Кыргызстана // Наука и новые технологии. – 1997. - №1. – С.81-95.
8. Алексахин Р.М., Тихомиров Ф.А. Миграция радиоактивных нуклидов в лесных биогеоценозах // Современные проблемы радиобиологии. Т.2, Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1971. - С. 145.
9. Алексахин Р.М. Некоторые актуальные вопросы почвенной химии естественных и искусственных радионуклидов и их накопления сельскохозяйственными растениями // Почвоведение. – 1975 - №11. - С. 32-39.
10. Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
11. Алексахин Р.М. Фесенко С.В., Санжарова Н.И. и др. Концепция реабилитации загрязненных сельскохозяйственных угодий в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестник РАСХН. – 2003. - №3. - С.14-17.
12. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. -215 с.
13. Алексахин Р.М., Моиссеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Поведение цезия-137 в системе почва-растение и влияние внесения удобрений на накопление радионуклида в урожае // Агробиохимия. – 1992. - №8. - С.127-138.

14. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. – М.: Наука, 1977. – 104 с.
15. Алексеев Ю.В. Торий в сельскохозяйственных растениях и почвах Ленинградской области // Труды Западно-ленинградского СХИ. - 1967. – Т.105. – Вып.5. – С.12-18.
16. Алексеев Ю.В. Тяжёлые металлы в почвах и растениях. - Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.
17. Алексеев Ю.В. Уран в почвах и некоторых сельскохозяйственных растениях Ленинградской области // Труды Ленинградского СХИ. - 1962. – Т.128. – С.21-26.
18. Андрианова Г.А., Ветров В.А., Олейник Р.Н. Мониторинг загрязнения сельскохозяйственных культур Чернобыльскими радионуклидами на территории Украины // Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. – Пушино, 1989. - Т.2. – С.407.
19. Артюхов В.Г., Калаев В.Н. Цитогенетический мониторинг состояния окружающей среды на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на чернобыльской АЭС (на примере пос. Уразово белгородской области) // Радиационная биология, радиоэкология. – 2006. – Т.46. - №2. - С. 208-215.
20. Архипов Н.П., Февралёва Л.Т., Бобрикова Е.Т. Основные закономерности накопления естественных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с/х радиологии. – Обнинск, 1984. - Т.1. - С. 117-118.
21. Ахматулина Н.Б. Отдаленные последствия действия радиации и индуцированная нестабильность генома // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – №6. – С. 680-687.
22. Ахундова А.Б. Тяжелые металлы в почвах зоны техногенных выбросов промышленного объекта // Тез. докл. VIII Всесоюзн. съезда почвоведов. – Новосибирск, 1989. – С. 159.
23. Бакай А.В., Перчихин Ю.А., Семенов А.С. Кариотипические исследования сельскохозяйственных животных. Методические указания – М: МВА, 1986. – 20 с.
24. Бакиров А. Минеральные богатства Кыргызстана // Наука и новые технологии. - 1997. - № 4. - С.52-60.
25. Балыкин С.Н. Микроэлементы и радионуклиды в почвах и растениях лесного пояса горного Алтая: Автореф. Дис. канд. биол. наук. – Барнаул, 2007. – 18 с.
26. Балясный Н.Д., Василенко В.Н., Пегоев А.С., Фридман Ш.Д. Естественная радиоактивность почв в горных районах СССР // Тр. Ин-та прикл. геофиз. – 1980. - Вып.43. - С.116-152.
27. Баранов В.И. Естественная радиоактивность почв // Изв. АН СССР. – Сер. Биол. Наук. – 1964. - №1. – С.159-163.

28. Баранов В.И., Морозова Н.Г. Поведение естественных радионуклидов в почвах // В кн.: Современные проблемы радиобиологии. - М.: Радиоэкология, 1971. - Т.2. - С.13-41.
29. Баранов В.И., Морозова Н.Г. Радиоактивные методы и их применение в исследованиях почв // В кн.: Физико-химические методы исследования почв - М.: Наука, 1966. - С.5-20.
30. Баранов В.И., Морозова Н.Г., Кунашева К.Г., Григорьев Г.И. Геохимия некоторых естественных радиоактивных элементов в почвах // Почвоведение. - 1963. - №8. - С.11-20.
31. Баранов В.И., Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А., и др. Распределение стронция-90 поверхностном горизонте почв Советского Союза // Атомная энергия. - 1985. - Т. 18. - вып. 3. - С. 246.
32. Баранов В.И., Титаева Н.А. Радиогеология. М.: МГУ, 1973. - 242 с.
33. Баранов В.И., Цейтлин С.Г. Содержание радиоактивных элементов в некоторых почвах СССР // Докл. АН СССР - 1941. - Т.30. - №4. - С.13-41.
34. Бахур А.Е., Малышев В.И., Мануйлова Л.И. Трухина Т.П., Зуев Д.М. Подготовка проб природных вод для измерения суммарной альфа- и бета - активности. Методические рекомендации. - Москва, 1997. - НПП «Доза» - 23 с.
35. Бегимбетова Г.А. Оценка экологического состояния антропогенно нарушенных почв прикаспийского региона: Автореф. Дис. канд. биол. наук. - Бишкек, 2010. - 18 с.
36. Безель В.С. Популяционная экотоксикология млекопитающих. - М.: Наука, 1987. - 128 с.
37. Безель В.С., Жуйкова Т.В. Химическое загрязнение среды: вынос химических элементов надземной фитомассой травянистой растительности // Экология. - 2007. - №4. - С. 259-267.
38. Белова Е.И., Антропова З.Г. Сравнительное распределение стронция-90 и цезия-137 в различных типах почв // Труды инст. экспер. метеорологии. - 1971. - Вып. 21. - С.21-23.
39. Бигалиев А.Б. Генетические эффекты ионов металлов. - Алма-Ата: Наука, 1986. - 137 с.
40. Бигалиев А.Б. Генетический эффект солей тяжёлых металлов как загрязнителей окружающей среды // Усп. совр. генетики. - М.: Наука, 1982. - С. 104-114.
41. Бигалиев А.Б. Оценка генетической опасности тяжёлых металлов (на примере хрома) как промышленных загрязнителей окружающей среды: Автореф. Дис. д-ра. биол. наук - Москва, 1979. - 46 с.
42. Биогеографические аспекты растительного и животного мира Прииссыкулья. - Ф.: Илим, 1975. - 139 с.
43. Благовещенский А.В. Биохимическая эволюция растений // Тр. глав. бот. сада АН СССР. - 1961. - Т.8. - №3. - С.51-56.

44. Богдевич И.М., Подляк А.Г., Арастович Т.В., Жданович В.П. Зависимость накопления цезия-137 и стронция-90 в травянистых кормах от степени окультуренности дерново-подзолистых почв // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – Т. 45. - №2. - С. 241-247.
45. Болтнева Л.И., Ионов В.А. Кузнецова З.В., Назаров И.М. Региональные закономерности в распределении естественных радиоактивных элементов на территории Советского Союза // В кн.: Фоновая радиоактивность почв и горных пород на территории СССР. М.: Тр. Института прикладной геофизики. - 1980. - вып. 43 – С.23-26.
46. Болтнева Л.И., Ионов В.А., Кузнецова З.В., Назаров И.М. О связи полей концентрации радиоактивных элементов в поверхностных образованиях с геологическим строением // В кн.: Фоновая радиоактивность почв и горных пород на территории СССР. М.: Тр. Института прикладной геофизики. - 1980. - вып. 43 – С.37-55.
47. Буксер Е.С. Как определяется возраст горных пород Земли. - Киев: АН УССР, 1964. – 58 с.
48. Бутник А.С., Ищенко Г.С. Поведение ^{238}U и ^{232}Th в почвах Средней Азии. // В кн.: Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. – Обнинск, 1984. - Т.1. - С.122.
49. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т.Б. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана. – Бишкек: Илим, 2005. – 169 с.
50. Вайсберг Б.И. Естественная радиоактивность почв лесной зоны и северной лесостепи среднего Поволжья: Автореф. дис. канд. биол. наук: – Москва, 1973. – 23 с.
51. Вайсберг Б.И. Сравнительная характеристика естественной радиоактивности верховых и низинных болот Среднего Поволжья // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. - Обнинск, 1984. – Т.1. – С.88-89.
52. Вайсберг Б.И., Смирнов В.Н. Об особенностях распределения урана в пойменных почвах Марийской АССР. – Тез. докл. симп. по с.-х. радиобиологии: Теоретические и практические аспекты использования ионизирующих излучений в с.-х. - Казань, 1976. - С.178.
53. Вайсберг Б.И., Смирнов В.Н., Щетина А.С. Естественная радиоактивность серых лесных почв Мордовии // Геогр. и плодородие почв. - 1979. - №2. – С.157-171.
54. Васильева А.Н., Круглов С.В., Козьмин Г.В. и др. Содержание в почве и подвижность техногенных радионуклидов в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов // Радиационная биология, радиоэкология. – 2008. – Т. 48. - №1. - С. 102-109.
55. Васильева А.Н., Круглов С.В., Козьмин Г.В., Латынова Н.Е. и др. // Радиационная биология, радиоэкология. – 2008. – Т. 48. - №1. – С. 102-109.

56. Вернадский В.И. Биосфера. / Л., 1926, т.1. – С.12-46.
57. Вернадский В.И. Избранные сочинения. / М.: АН СССР, 1954-1960. Т.5. – С. 123-168.
58. Вернадский В.И. Очерки по геохимии. – Л.: Горнонефтеиздат, 1934.- 217 с.
59. Верховская И.Н., Вавилов П.П., Маслов И.И. Распределение и перераспределение урана, радия, и тория в природных биогеоценозах // В кн.: Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972. - С. 243-254.
60. Виноградов А.П. Биогеохимические провинции // Тр. Юбилейной сессии, посвященной 100 – летию со дня рождения В.В. Докучаева. АН СССР – 1949. – 256 с.
61. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М.: АН СССР, 1957. – 239 с.
62. Виноградов А.П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой // В кн.: Микроэлементы в жизни растений и животных. М.: АН СССР, 1952. - С.18-26.
63. Володин А.М., Тойкка М.А., Ястребов М.Т. Природная радиоактивность шунгитовых почв Южной Карелии // Вест. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. – 1981. - №1. – С.30-34.
64. Востакова Е.А. Влияние повышенной естественной радиоактивности на растения // Ботанический журнал. – 1961. – Т. 27. - Вып. 5. – С. 676-680.
65. Вострикова Т.В. Нестабильность цитогенетических показателей и нестабильность генома у березы повислой // Экология. – 2007. - №2. – С. 88-92.
66. Гапеева М.В., Долотов А.В., Чемерис Е.В. Возможности использования мхов (*fontinalis antipyretica* hedw. и *pylaista polyantha* (hedw.) bruch et al.) в качестве индикаторов загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами // Экология. – 2010. - №1. - С. 31-34.
67. Гедгафова Ф.В., Улигова Т.С. Тяжелые металлы в природных и техногенных экосистемах центрального Кавказа // Экология. – 2007. - №4. - С. 317-320.
68. Геологические основы сейсмического районирования Иссyk-Кульской впадины. – Фр.: Илим, 1978. - 151с.
69. Геоморфологические и гидрометеорологические исследования береговой зоны озера Иссyk-Куль. – Фр.: Илим, 1983. – 112 с.
70. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
71. Гераськин С.А., Васильев Д.В., Дикарев В.Г., Удалова А.А., и др. Оценка методами биоиндикации техногенного воздействия на популяции *pinus sylvestris* l. в районе предприятия по хранению радиоактивных отходов // Экология. – 2005. - №4. - С. 275-285.

72. Гераськин С.А., Дикарёв В.Г., Удалова А.А., и др. Анализ цитогенетических последствий хронического облучения // Радиационная биология. радиоэкология. – 1998. – Т. 38. - Вып. 3. – С. 330-336.
73. Гераськин С.А., Дикарёв В.Г., Удалова А.А., Спиридов С.И. и др. Цитогенетические эффекты в популяциях сосны обыкновенной из районов брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. радиоэкология. – 2008. – Т. 48. - Вып. 5. – С. 584-595.
74. Гераськин С.А., Евсеева Т.И., Таскаев А.И. и др. Биологические эффекты у растений и животных, обитающих на севере России, в районах с повышенным уровнем естественной радиоактивности // Радиационная биология. радиоэкология. – 2007. – Т. 47. - Вып. 1. – С. 34-53.
75. Гилева З.А., Ракитин С.Б., Чепраков М.И. Геномная нестабильность у рыжей полевки: популяционно-экологические аспекты // Экология. – 2006. - №4. – С. 301-307.
76. Гиль Т.В. Содержание естественных радиоактивных элементов в почвах и почвообразующих породах южной части Коми АССР // Тр. Коми фил. АН СССР: Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. Сыктывкар, 1980. -№46. - С.52-57.
77. Головова А.Г. Растительность Киргизии. – Фрунзе: Илим, 1990. – 444с.
78. Горбунова Н.В. Естественная радиоактивность по альфа - излучению некоторых видов рода *Caragana* Lam. Иссык-Кульской котловины // Материалы по биогеохимической инвентаризации флоры Киргизии. Фрунзе: Илим, 1971. - С.42-54.
79. Горбунова Н.В. О естественной радиоактивности некоторых бобовых флоры Киргизской ССР // Материалы по флоре Киргизии. Фрунзе: Илим, 1973. - С.77-84.
80. Графодатский А.С., Раджабли С.И. Хромосомы сельскохозяйственных и лабораторных млекопитающих. – Новосибирск: Наука, 1988. – 127 с.
81. Гращенко С.М., Дричко В.Ф., Попов Д.К., Шамов В.П. Нуклиды уранового и ториевого рядов и калий-40 в ноосфере. М.: Атомиздат, 1977.- 10 с.
82. Григоркина Е.Б., Оленев Г.В., Модоров М.В. Анализ населения грызунов в районах техногенного неблагоприятия (на примере *Arodemus (S) uralensis* из зоны ВУРСА) // Экология. – 2008. - №4. - С.299-306.

83. Григорьев А.Ф., Султанбаев Я.С. Содержание урана в почвах и растениях Сусамырской впадины // Труды молодых ученых Киргизии. НИИ Земледелия. Фрунзе, 1976. - Вып.5. - С.44.
84. Гродзинский Д.М. Естественная радиоактивность почв УССР и методы её изучения / Микроэлементы и естественная радиоактивность почв. – Ростов – на Дону: Ростов. ун-т, 1962. - С.169-173.
85. Гродзинский Д.М. Естественная радиоактивность растений и почв. - Киев: Наук. думка, 1965. – 216 с.
86. Гродзинский Д.М., Гудков И.Н. Радиационное поражение растений в зоне аварии на чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46. - №2. – С. 189-199.
87. Груздев Б.И. Естественные и искусственные радиоактивные элементы в растениях некоторых природных биогеоценозов Северо-Востока европейской части СССР. Автореф. Дис. канд. биол. наук. Москва, 1972. – 12 с.
88. Груздев Б.И., Рубцов Д.М. Накопление тория, урана и радия растениями органогенными горизонтами почв / Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972. - С.112-122.
89. Гудков И.Н., Гижнейшвили К.А., Гродзинский Д.М. Защита растений от лучевого поражения в условиях хронического и острого γ-облучения. Эффективность солей свинца, железа и марганца // Радиобиология. – 1990. – Т. 30. - Вып. 2. – С.166-169.
90. Давыдов А.М., Асварова Т.А., Кукулиева Э.Н. Содержание и миграция валового тория в почвенном покрове Ногайской степи. / Микроэлементы в почвах Терско-Кумской низменности Дагестана. Махачкала, 1981. - С.202-205.
91. Демидов В.В. Размещение мышевидных грызунов в сельскохозяйственных ландшафтах камского Приуралья // Грызуны. Материалы VI Всесоюзного совещания. – Л.: Наука, 1983. - С. 520-521.
92. Детальное сейсмическое районирование Восточной Киргизии. – Фр.: Илим, 1988. – 250с.
93. Дженбаев Б.М. Геохимическая экология наземно-водных организмов. - Бишкек, 1999. - 176 с.
94. Дженбаев Б.М. Геохимическая экология наземных организмов. – Б.: Maxprint, 2009. – 242 с.
95. Дженбаев Б.М., Жолболдуев Б.К., Калдыбаев Б.К. Урановые хвостохранилища в горных условиях и проблемы снижения риска // Сб. матер. межд. конф. «Ядерная и радиационная физика», Алматы. - 2009 - С.223.
96. Динева С.Б., Абрамов В.И., Шевченко В.А. Генетические последствия действия нитрата свинца на семена хронически облучаемых

- популяций *Arabidopsis thaliana* // Генетика. – 1993. – Т. 29. - № 11. - С. 1914-1919.
97. Дмитриев С.Г. Цитогенетическая нестабильность у трех видов грызунов в районе химического предприятия на севере России // Экология. – 1997. - №6. - С.447-451.
98. Дмитриева С.А., Парфенов В.И. Кариология флоры как основа цитогенетического мониторинга: На примере Березинского биосферного заповедника. Мн.: Навука і тэхніка, 1991. – 231 с.
99. Добровольский В.В. Биогеохимия рассеянных металлов // Почвоведение. – 1995. – Т.10. - № 2. - С.252-255.
100. Добровольский В.В. География микроэлементов: Глобальное рассеяние. – М.: Мысль, 1983. – 272 с.
101. Дричко В.Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов // Итоги науки и техники. Сер. Радиационная биология. -Т.4. – М.: ВИНТИ. - 1983. – С. 66-98.
102. Дричко В.Ф., Лисаченко Э.П. Возможные формы зависимости между концентрациями естественных радионуклидов в почве и растениях в пределах фоновой вариации концентраций // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1984. – Т.1. – С.70-71.
103. Дричко В.Ф., Лисаченко Э.П., Михайлова О.А. Переход некоторых естественных радионуклидов из почвы в растения. М.: Наука, 1976. – 52 с.
104. Дробков А.А. Естественные радиоактивные элементы и их биологическая роль // В кн.: Микроэлементы в жизни растений и животных. - М.: АН СССР, 1952. – С.449-514.
105. Дубинин Н.П., Пашин Ю.В. Мутагенез и окружающая среда. – М.: Наука, 1978. – 130 с.
106. Евсеева Т.И., Майстренко Т.А., Гераськин С.А. и др. Генетическая изменчивость в ценопопуляции горошка мышиноного на участке с повышенным уровнем естественной радиоактивности // Радиационная биология, радиоэкология. – 2008. - том 48. - №4. - С. 493-501.
107. Евсеева Т.И., Майстренко Т.А., Гераськин С.А. и др. Оценка радиационного воздействия на ценопопуляции горошка мышиноного с территории, загрязненной отходами радиевого производства // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. - том 47. - №1. - С. 54-62.
108. Елисеева К.Г., Картель Н.А., Войтович А.М. и др. Хромосомные aberrации в различных тканях мышевидных грызунов и амфибий из загрязненных радионуклидами районов Беларуси // Цитология и генетика. - 1996. - Т.30. - № 4. - С. 20-24.
109. Елишевич Н.В., Иванова Т.Г., Морозова Т.К., Сурмач Н.Г., Неокладинова Л.М. Накопление радионуклидов хозяйственно

- полезными растениями // Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. – Пущино, 1989. – т.2. – С.441.
110. Ермаков В.В. Биогеохимические провинции: концепция, классификация и экологическая оценка // В кн.: Основные направления геохимии. – М.: Наука, 1995. – С.183-196.
111. Ермаков В.В. Геохимическая экология как следствие системного изучения биосферы // Тр. биогеохим. лаб. - 1998. - Т.23. - С.152-183.
112. Ермаков В.В., Тютиков С.Ф. Геохимическая экология животных. – М.: Наука, 2008. – 315 с.
113. Ермакова О.В., Раскоша О.В. Комплексная оценка состояния щитовидной железы полевок-экономок, обитающих на участках с повышенным уровнем естественной радиоактивности // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – т. 45. - №3. - С. 351-357.
114. Жалилова А.А. Биогеохимия свинца в центральной части бассейна р. Чу (Кыргызстан): Автореф. Дис. Канд. биол. наук. – Бишкек, 2008. – 25 с.
115. Жигарёва Т.Л., Юдинцова Е.В., Петров Е.В., Ходоровский Ю.М. Поведение ^{238}U и ^{232}Th в системе почва-растение // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. – Обнинск. - 1984. – Т.1. – С.93.
116. Жолтаева С.И. Эколого-генетическая оценка состояния природной среды в зоне добычи и обогащения хромитовой руды: Автореф. дисс. канд. биол. наук. – Алматы, 2000. – 24 с.
117. Зайнулин В.Г., Таскаев А.И. Эколого-генетические последствия хронического облучения для популяций растений и животных // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – т. 45. - №6. - С. 736-743.
118. Зверев В.Е. Смертность и возобновление березы извилистой в зоне воздействия медно-никелевого комбината в период значительного сокращения выбросов: результаты 15-летнего мониторинга // Экология. – 2009. - №4. - С. 271-277.
119. Звонарев В.А., Зырин Н.Г. Закономерности распределения ртути в почвах вблизи источника загрязнения // Почвоведение. - 1981. - №4. – С. 32-39.
120. Зыкова А.С., Телушкина Е.Л., Рублёвский В.П., Ефремова Г.П., Кузнецова Г.А. Скорость выпадения аэрозолей цезия-137 и стронция-90 и атмосферы // Труды института экспериментальной метеорологии. – 1971. - Вып. 21. – С. 63.
121. Зырин Н.Г. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами. - М.: Гидрометеоиздат, 1981. - 108 с.
122. Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. – М.: Наука, 1974. – 168 с.
123. Ильин В.Б. Тяжёлые металлы в системе почва-растение. - Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.
124. Ионов Р.Н., Лебедева Л.П. Растительность Кыргызстана. – Бишкек.: Наука, 1995. – 330 с.
125. Искра А.А., Бахуров В.Г. Естественные радионуклиды в биосфере. – М.: Энергоатомиздат, 1981. -124с.
126. Источники и действие ионизирующей радиации: Докл. НКДАР ООН. Нью-Йорк, 1978. - Т.1. – С.15-35.
127. Ищанова Н.Э. Эколого-генетическая оценка состояния экосистем нефтепромыслов Жылойского района Атырауской области: Автореф. Дисс. канд. биол. наук. – Алматы, 2000. – 30 с.
128. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. – 439 с.
129. Калашник Н.А. Хромосомные нарушения как индикатор оценки степени техногенного воздействия на хвойные насаждения // Экология. – 2008. - №4. – С. 276-286.
130. Калдыбаев Б.К. Естественные радионуклиды в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля // Вестник ИГУ. – 2009. - №23. – С.114-119.
131. Калдыбаев Б.К. Искусственные радионуклиды в почвенно-растительном комплексе Прииссыккуля // Сб. мат. межд. научно-практ. конф.: «Современные достижения естественных наук в решении проблем повышения биопродуктивности горных экосистем», Бишкек. – 2010. – С. 181-185.
132. Калдыбаев Б.К. Исследование загрязнения агроценозов Иссык-Кульской области тяжёлыми металлами // Вестник ИГУ. – 2003. - №9. – С.109-112.
133. Калдыбаев Б.К. Исследования генотоксичности неорганических соединений свинца // Вестник МУК. – 2005. - №16. – С.55-59.
134. Калдыбаев Б.К. Определение загрязнения окружающей среды г. Каракол методами биоиндикации // Вестник ИГУ. -- 2003. - №9. – С.112-114.
135. Калдыбаев Б.К. Содержание стронция-90 и цезия-137 в отдельных видах дикорастущих растениях // Наука и новые технологии. - №1. – 2010. - С.56-58.
136. Калдыбаев Б.К. Содержание стронция-90 и цезия-137 в отдельных видах культурных растений Прииссыккуля // Наука и новые технологии. - №1. – 2010. - С.106-110.

137. Калдыбаев Б.К. Содержание стронция-90 и цезия-137 в почвенном покрове Прииссыккуля // Наука и новые технологии. - №7. - 2009. - С.63-66.
138. Калдыбаев Б.К. Содержание тяжелых естественных радионуклидов в почвенном покрове Прииссыккуля // Наука и новые технологии. - №2. - 2010. - С.144-147.
139. Калдыбаев Б.К. Содержание тяжелых естественных радионуклидов в растительном покрове Прииссыккуля // Наука и новые технологии. - №2. - 2010. - С.148-152.
140. Калдыбаев Б.К. Эколого-генетические исследования в условиях биогеохимической провинции // Вестник ИГУ. - 2005. - №13. - С.211-213.
141. Калдыбаев Б.К. Эколого-радиобиогеохимические исследования в условиях Прииссыккуля // Вестник ИГУ. - 2010. - №26. - С.241-246.
142. Калдыбаев Б.К., Бигалиев А.Б. Исследование генотоксического действия солей кадмия // Вестник ИГУ. - 2002. - №7. - С.216-220.
143. Калдыбаев Б.К., Бигалиев А.Б. Оценка уровня загрязнения агроценозов прилегающих к промышленным зонам // Сб. науч. труд. между. научно-практ. конф., посвященной международному году гор. - Бишкек. - 2002. - Вып.1, часть 2. - С. 41-46.
144. Калдыбаев Б.К., Бигалиев А.Б., Колумбаева С.Ж. Экологическая оценка влияния загрязнения агроценозов Восточного Прииссыккуля на примере возделываемых зерновых культур // Сб. науч. трудов между. научно-практ. конф. «Современные проблемы геоэкологии и созоологии» - Алматы. - 2001. - С. 334-338.
145. Калдыбаев Б.К., Дженбаев Б.М. Радиобиогеохимические исследования в условиях природно-техногенных экосистем Прииссыккуля // Сб. матер. между. конф. «Ядерная и радиационная физика», Алматы. - 2009 - С.224.
146. Калдыбаев Б.К., Дженбаев Б.М. Искусственные радионуклиды в агроэкосистемах Прииссыккуля // Сб. матер. между. конф. «Биосферные территории Центральной Азии как природное наследие», Бишкек. - 2009. - С. 102-105.
147. Калдыбаев Б.К., Дженбаев Б.М. Эколого-генетическая оценка природно-техногенных экосистем Прииссыккуля // Сб. матер. между. Научно-практ. конф. «Современные проблемы экологии и устойчивое развитие общества», Алматы. - 2010. - С. 163-166.
148. Калдыбаев Б.К., Дженбаев Б.М., Бигалиев А.Б. Биогеохимическая оценка природно-техногенных экосистем Прииссыккуля // Вестник КазНУ им. Аль-Фараби, 2010. - (28). - №2. - С.56-62.
149. Калдыбаев Б.К., Дженбаев Б.М., Бигалиев А.Б. Фоновый мониторинг за искусственными и естественными радионуклидами в почвенно-растительном комплексе // Вестник ИГУ. - 2008. - №20. - С.87-91.
150. Калдыбаев Б.К., Конкубаева Н.У., Айсакулова Х.Р. Уровни накопления тяжелых металлов в почвенно-растительном комплексе природных экосистем восточного Прииссыккуля // Вестник ИГУ. - 2008. - №20. - С.76-87.
151. Калдыбаев Б.К., Токтоева Т.Э., Дженбаев Б.М. Радиоэкологические исследования по оценке состояния техногенных экосистем // Вестник ИГУ. - 2009. - №22. - С.47-51.
152. Калдыбаев Б.К., Токтоева Т.Э., Дженбаев Б.М. Радиоэкологический мониторинг за искусственными и естественными радионуклидами в почвенно-растительном комплексе агроэкосистем Прииссыккуля // Сб. науч. трудов V между. научно-практ. конф. «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде», т. 2, Семей, Казахстан, 2008. - С. 224-231.
153. Калдыбаев Б.К., Токтоева Т.Э., Дженбаев Б.М. Экологические исследования в условиях урановой биогеохимической провинции // Сб. науч. трудов II между. Конф. «Современные проблемы геоэкологии и сохранения биоразнообразия». - Бишкек. - 2007. - С.111-112.
154. Карабаджак И.Г., Недляков С.И., Стасев Г.Я., Загорча К.Л. Содержание и миграция естественных радиоактивных элементов в системе удобрение-почва-растение // В кн.: Токсикологический и радиологический контроль состояния почв и растений в процессе химизации с.-х. М.: Наука, 1981. - С.140-149.
155. Карасев Б.В. Определение изотопного состава урана в почве // Геохимия. - 1970. - №2. - С.261-263.
156. Карпачев Б.М., Менг С.В. Радиационно-экологические исследования в Кыргызстане. - Б.: Илим, 2000. - 100 с.
157. Карпов Ю.А., Савостин А.П. Методы пробоотбора и пробоподготовки. - М.: Бином, лаб-я знаний, 2003. - С.68-79.
158. Касиев К.С. Растительный покров биосферной территории Иссык-Куль и его изменение под влиянием антропогенных факторов. - Бишкек, 2005. - 237с.
159. Кварцхелиа Н.Т., Глonti Г.Г. О миграции стронция-90 в почвах Грузии // Почвоведение. - 1965. - № 10. - С. 64.
160. Климат и окружающая среда / К. Дж. Боконбаев, Е. М. Родина, Ш. М. Ильясов и др. - Бишкек, 2003. - 208 с.
161. Ковалевский А.Л. Основные закономерности формирования химического состава растений // Биогеохимия растений. - 1966. - №1. - С.6-28.
162. Ковальский В.В. Биогеохимические провинции и эндеми. Применение микроэлементов в сельском хозяйстве и медицине. Рига, 1959. - 156 с.
163. Ковальский В.В. Геохимическая экология. - М.: Наука, 1974. - 281с.

164. Ковальский В.В., Воротницкая И.Е., Лекарев В.С., Никитина Е.В. Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины // Тр. Биогеохим. лаб. - 1968. - т.12. - С.5-122.
165. Ковальский В.В., Петрунина Н.С. Геохимическая экология и эволюционная изменчивость растений // Докл. АН СССР. - 1964. - т.159. - №5. - С. 226-238.
166. Ковальчук Л.А., Сатонкина О.А., Тарханова А.Э. Тяжелые металлы в окружающей среде среднего Урала и их влияние на организм // Экология. - 2002. - №5. - С. 358-361.
167. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. - М.: Наука, 1985. - 263 с.
168. Коган Р.М., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Основы гамма-спектрометрии природных сред. - М.: Атомиздат, 1976. - 363с.
169. Колумбаева С.Ж. Генотоксические эффекты загрязнителей окружающей среды и защитное действие биологически активных веществ. Автореф. Дис. Доктора биол. наук. - Алматы, 2010. - 37 с.
170. Конопля Е. Ф., Кудряшов В. П., Гриневич С. В. и др. Трансурановые элементы на территории Белоруссии // Радиационная биология, радиоэкология. - 2009. - т.49. - №4. - С. 495-501.
171. Конурбаев А.У. Ихтиофауна озера Иссык-Куль. - Фр.: Илим, 1978. - С.156-157.
172. Коротаев В.Н. Рельеф береговой зоны и дна озера Иссык-Куль. - Фр.: Илим, 1978. - С. 33-42.
173. Краткий курс радиохимии: Учебник. Под ред. А.В. Николаева. М.: Высшая школа. 1969. - 334с.
174. Криволуцкий Д.А. Радиационная экология сообществ наземных животных. - М.: Энергоатомиздат, 1983. - 87 с.
175. Кривоносова Г.М., Джалиль В.А., Головина А.П., и др. Техногенное загрязнение почв Домбаса выбросами предприятий чёрной и цветной металлургии // Тез. докл. Межд. конф. по агроэкологической обстановке на сельскохозяйственных угодьях УССР и путях снижения загрязнения токсичными веществами. - Черкасы, 1989. - С.38-39.
176. Крюков В.Н., Толстой А.В., Долгополова Г.В. Влияние химического загрязнения экосистем долины реки Вашх на частоту хромосомных нарушений у грызунов // Экология. - 1993. - №1. - С. 92-95.
177. Кудрицкий Ю.К., Карпов В. И. Гигиеническое значение биологической эффективности естественного фона ионизирующего излучения // Медицина и здравоохранение. Сер. Гигиена: обзор. информ. ВНИИМИ. - 1984. - вып.3. - С. 22-36.
178. Кудряшов Ю.Б. Радиорезистентность млекопитающих и определяющие её факторы // Радиоэкология животных. Материалы I Всесоюзной конференции. - Москва, 1977 - С. 21-22.
179. Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. - М.: Наука, 1991. - 117 с.
180. Кузин М.Ф. Применения биогеохимического метода для поисков месторождений // В кн.: Разведка и охрана недр. - 1959. - Т. 11. - № 2 - С.16-20.
181. Кузнецов А.В., Агишев М.Х., Мгеладзе В.С., Недляков С.И. Естественные радиоактивные нуклиды в системе почва-удобрение-растение // В кн.: Влияние интенсивности химизации с.-х. на накопление естественных радионуклидов в почве и продукции растениеводства. М.: Наука, 1986. - С.3-18.
182. Кузнецов Б.А. Определитель позвоночных животных фауны СССР. (В 3-х частях). Пособие для учителей, часть 3. Млекопитающие. - М.: Просвещение, 1975. - 208 с.
183. Кузнецов В.И., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М., Анисимов В.С. Влияние фосфорных удобрений на накопление цезия-137 сельскохозяйственными культурами // Агрохимия. - 2001. - №9. - С.47-53.
184. Кузнецов В.К., Санжарова Н.И. Горизонтальная миграция искусственных радионуклидов при различной степени задернованности поверхности почв // Экология. - 1997. - №2. - С.150-152.
185. Лекавичус Р.К. Химический мутагенез и загрязнение окружающей среды. - Вильнюс: Мокслас, 1983. - 223 с.
186. Леонгардт Р.Б. Радиоэкологическая оценка природных популяций грызунов, обитающих на территории радиоактивного следа от подземного ядерного взрыва: Автореф. дисс. канд. мед. Наук. - Москва, 1984. - 24с.
187. Липатов Д.Н., Щеглов А.И. Цветкова О.Б. Содержание и распределение цезия-137 в почвах лесных агроэкосистем Тульской области // Радиационная биология, радиоэкология. - 2007. - т.47. - №5. - С. 616-624.
188. Макеев А.П., Пятнов Ю.Н., Поваляев А.П. Накопление урана дикорастущими и сеянными травами в условиях Казахстана // Вторая всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1984. - Т.1. - С.87-88.
189. Мальджюнайте С., Мажейките Р. Особенности распределения мышевидных грызунов в зерновых колосовых культурах // Грызуны. Материалы V Всесоюзного совещания. М.: Наука, 1980. - С. 231-232.
190. Малюга Д.П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений урана. М.: Энергия, 1981. - 159 с.
191. Малюга Д.П. К вопросу о содержании кобальта, никеля и меди в почвах // Докл. АН СССР. - 1944. - т.43. - №5. - 56 с.

192. Малюга Д.П., Малашкина Н.С., Макарова А.И. Биогеохимические исследования в Каджаране Армянской ССР // Геохимия. – 1959. - №5. – 186 с.
193. Маматканов Д.М., Бажанова Л.В. Водный баланс озера Иссык-Куль на современном этапе (2001-2003 гг.) // В кн.: Изучение гидродинамики озера Иссык-Куль с использованием изотопных методов. – Бишкек.: Илим, 2005. - Ч. 1. - С. 8-17.
194. Мамытов А.М. Почвенные ресурсы и вопросы земельного кадастра Кыргызской Республики. – Бишкек: Кыргызстан, 1996. – 240 с.
195. Мамытов А.М., Мамытова Г.А. Почвы Иссык-Кульской котловины и прилегающей к ней территории. – Фрунзе: Илим, 1988. – 191 с.
196. Мамытов А.М., Ройченко Г.И. Почвенное районирование Киргизии // Почвы Киргизии. Фрунзе, 1961. - С. 83-96.
197. Мануйленко Ю.И., Шаршенова Д.С. Радиационная химия и радиозология: Учебное пособие. Бишкек, 2007. – 240 с.
198. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова И.Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. – М.: Атомиздат, 1974. – 168 с.
199. Мартынюк Ю.Н. Методика измерений суммарной альфа- и бета-активности проб с помощью альфа-бета радиометра УМФ-2000, – М.: НПП «Доза», 2001. – 12 с.
200. Маслова К.И. Биологическое действие повышенных концентраций Ra, U, Th на организм мышевидных грызунов в природных условиях // Радиозология животных. Материалы I Всесоюзной конференции. – Москва, 1977. - С. 21-22.
201. Матвеев В.Н. Биозэкологическая оценка вовлечения тяжелых металлов в основные трофические цепи и биогеохимический круговорот в условиях агрофитоценозов: На примере лесостепного Высокого Заволжья: Автореф. дисс. канд. биол. наук. – Самара, 2004. - 25с.
202. Материй Л.Д. Особенности морфологии клеток красной и белой крови у полёвок-экономок, обитающих в районах с повышенным естественным радиационным фоном // Материалы I Всесоюзной конференции. – Москва, 1977. - С. 102.
203. Мгеладзе В.С., Болквадзе И.И., Перадзе К.И. Естественные радиоактивные элементы в основных типах почв виноградарских районов Западной Грузии // II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1984. – Т.1. – С.86.
204. Мель И. Уровни естественного и техногенного облучения человека // Атомная техника за рубежом. – 1979. - №5. – С.40-45.
205. Методические указания по проведению разрушения органических веществ в пробах природных, питьевых, сточных вод, почв, донных отложений, пищевых продуктов с использованием микроволновой системы «Минотавр-2». ПУ 12-2006. – Санкт-Петербург – 20 с.

206. Михайлова И.Н., Шарунова И.П. Динамика аккумуляции тяжелых металлов в талломах эпифитного лишайника *hyrogymnia physodes* // Экология. – 2008. – №5. – С. 366-372.
207. Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере. – М.: Атомиздат, 1975. – 182 с.
208. Моисеев И.Т., Агапкина Г.И., Рерих Л.А. Изучение поведения цезия-137 в почвах и его поступление в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов // Агрохимия. – 1994. – №2. – С.103-117.
209. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М., Рерих Л.А. Влияние свойств почв и времени инкубации цезия-137 на динамику его форм и доступность растениям // Агрохимия. – 1982. – №8. – С. 109-111.
210. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А. Влияние сортовых особенностей пшеницы и гороха на накопление цезия-137 и калия в урожае // Вестник МГУ. сер. 17. Почвоведение. – 1977. – №3. – С.105-109.
211. Мурсалиев А.М. Концентрирование микроэлементов полянями северного склона Киргизского Ала-Тоо: Автореф. Дис. канд. биол. наук. – Фрунзе, 1966. – 18 с.
212. Мурсалиев А.М. Микроэлементы в сложноцветных Киргизии. – Фрунзе: Илим, 1977. – 97 с.
213. Мурсалиев А.М. Природная радиоактивность и микроэлементный состав некоторых сложноцветных Иссык-Кульской котловины // Материалы по флоре Киргизии. – Фрунзе, 1973. – С.87-106.
214. Мурсалиев А.М. Радиоактивность различных видов растений семейства Сложноцветных Алайской долины // Материалы по биогеохимической инвентаризации флоры Киргизии. – Фрунзе: Илим, 1971. – С.10-22.
215. Мурсалиев А.М. Семейство сложноцветных в Киргизии (микроэлементный состав и геохимическая экология): Автореф. Дис. д-ра. биол. наук. – Новосибирск, 1990. – 32 с.
216. Мурсалиев А.М. Содержание микроэлементов в растительном покрове горных склонов Киргизии // Материалы по биогеохимической инвентаризации флоры Киргизии. – Фрунзе: Илим, 1971.- С.33-48.
217. Мурсалиев А.М. Химический состав и филогенетические взаимоотношения некоторых видов семейства сложноцветных // Материалы по флоре Киргизии. – Фрунзе: Илим, 1973. – С.55-74.
218. Мурсалиев А.М., Ниязова Г.А., Токомбаев Ш.Т. Биогеохимические исследования горных лугов бассейна реки Тюп. – Бишкек: Илим, 1992. – 156 с.
219. Мурсалиев А.М., Суднищина И.Г., Горбунова Н.В. Биогеохимическая инвентаризация флоры Киргизской ССР. – Фрунзе: Илим, 1976. – 130 с.

220. Мухачева С.В., Безель С.В. Химическое загрязнение среды: тяжелые металлы в пище мелких млекопитающих // Зоологический журнал. - 2007 – т.86. - №4. - С. 492-498.
221. Мынбаева Б.Н. Биодиагностика загрязнения городских почв тяжелыми металлами. – Алматы: КазНПУ им. Абая, 2010. – 112 с.
222. Несветайлова А.Г. Геоботанические исследования при поисках рудных месторождений // Сб.: Геоботанические методы при геологических исследованиях. М.: Госгеолтехиздат, 1985. - 68 с.
223. Никаноров А.М., Хоружая Т.А. Глобальная экология: Учебное пособие. – М.: ПРИОР, 2001. - С.123-134.
224. Никифорова Е.М. Торий и радий в степных ландшафтах Южного Забайкалья // Вестник МГУ. Сер.5. География. - 1969. - №2. - С.48-56.
225. Николаева А.В. Концентрация тория и редкоземельных металлов растениями в разные периоды вегетации // Микроэлементы в растениях. Тр. Бурятского инст. ест. наук БФСО АН СССР. – 1969. - сер. биохим. – Вып. 5. – С. 141-149.
226. Новикова Н.Я. Особенности поведения цезия-137 в системе почва – растение - пищевые продукты на территории Белорусского Полесья: Автореф. дис. канд. биол. наук. – Москва, 1978. – 25 с.
227. Окружающая среда в Центральной Азии, 2000 (CD: Информация в поддержку Регионального плана действий по окружающей среде).
228. Определение активности естественных радионуклидов в объектах окружающей среды. – Киев: НПП «АКП», 2001. – 59 с.
229. Орел Л.И. Определение числа хромосом и описание их морфологии в меристеме и пыльцевых зёрнах культурных растений. Методические указания. – Л.: ЛГУ, 1988. - 53 с.
230. Оруджева Дж.Р. и Джафаров Э. С. Некоторые особенности накопления природных радионуклидов в разных органах растений, произрастающих в зоне повышенного радиационного фона // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – т. 47. - №2. - С. 241-246.
231. Осмонбетов К.О. Недр Киргизии, их рациональное использование и охрана. – Фрунзе.: Илим, 1983. - 213 с.
232. Оторбаев К.О., Тимонин Е.И., Тимохина Г.А. Экономика и охрана окружающей среды. – Бишкек: Илим, 1992. - 86 с.
233. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 116 с.
234. Павлоцкая Ф.И. Поступление и распределение радиоактивных продуктов ядерных взрывов на земной поверхности // Современные проблемы радиобиологии. Т. 2., Радиоэкология. М.: Атомиздат, 1971. – С. 41-81.

235. Павлоцкая Ф.И., Зацепина Л.Н., Тюрюканова Э.Б., Баранов В.И. К вопросу об изучении форм поступления и нахождения некоторых продуктов деления // Радиобиология. – 1966. – Вып.9. – С.17.
236. Павлоцкая Ф.И., Зацепина Л.Н., Тюрюканова Э.Б., Баранов В.И. О подвижности и формах нахождения стронция-90, стабильного стронция и кальция в дерново-подзолистой и чернозёмной почвах // В кн.: Радиоактивность почв и методы её определения. – М.: Наука, 1966 – С.22.
237. Павлоцкая Ф.И., Зацепина Л.Р. К вопросу о изучении форм поступления некоторых продуктов деления на земную поверхность. – М.: Атомиздат, 1965. – 216 с.
238. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений. – М.: Наука, 1988. – 220 с.
239. Пейве Я.В. К вопросу о районировании применения солей кобальта и меди в сельском хозяйстве и медицине. – М.: АН СССР. – 1956. – 46 с.
240. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М., Переволоцкая Т.В. и др. Накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr древесиной березы бородавчатой (*Betula pendula* Roth.) в различных условиях местопроизрастания // Радиационная биология, радиоэкология. 2005. - т. 45. - №4. - С. 498-505.
241. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М., Переволоцкая Т.В., Паскробко Л.А., Андруш С.Н. Особенности распределения цезия-137 и стронция-90 в почве и накопление древесной кроной сосны (*Pinus silvestris* L.) в различных условиях местопроизрастания // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. – т. 47. - №4. - С. 463-470.
242. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М., Переволоцкая Т.В., Паскробко Л.А., Андруш С.Н. Прогнозная оценка накопления цезия-137 в древесине сосновых насаждений «ближнего» следа радиоактивных выпадений Чернобыльской АЭС // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. – т. 47. - №6. - С. 746-752.
243. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. - М.: Высшая школа, 1975. – 340 с.
244. Подоляк Л. Г., Тимофеев С. Ф., Гребенщикова Н. В. и др. Прогнозирование накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в травостоях основных типов лугов белорусского полесья по агрохимическим свойствам почв // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – т. 45. - №1. - С. 100-111.
245. Подоляк Л.Г., Жданович В.П. Влияние видовых и сортовых особенностей зернобобовых культур на аккумуляцию радионуклидов цезия-137 и стронция-90 // Радиационная биология, радиоэкология. – 2007. - т. 47. - №5. - С. 625-636.
246. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Безель В.С. Внутри популяционная изменчивость качества семенного потомства одуванчика в зонах

- химического и радиоактивного загрязнения // Экология. – 2009. – № 5. – С. 383-389.
247. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Михайловская Л.Н., Ульянова Е.В. Современные уровни радионуклидного загрязнения ВУРСа и биологические эффекты в локальных популяциях *plantago major l.* // Экология. – 2005. – №5. – С. 353-361.
248. Покаржевский А.Д. Геохимическая экология наземных животных. – М.: Наука, 1985. – 297 с.
249. Полотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., и др. Отдалённые последствия хронического облучения растений в зоне Восточно-уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиобиология. – 1992. – Т. 32. – Вып. 6. – С. 851-855.
250. Померанцева М.Д., Рамайя Л.К., Рубанович А.В., Шевченко В.А. Генетические последствия повышенного фона радиации у мышевидных грызунов // Радиационная биология. Радиобиология. – 2006. – Т. 46. – №3. – С. 279-286.
251. Пристер Б.С., Безольд Г., Девиль-Ковелин Ж. Способ комплексной оценки свойств почвы для прогнозирования накопления радионуклидов растениями // Радиационная биология, радиоэкология. – 2003. – т. 43. – №6. – С. 688-696.
252. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах: (Физико-химические механизмы и моделирование): Автореф. дис. д-ра хим. Наук. - Ленинград, 1974. – 38 с.
253. Пуятин Ю.В., Серая Т.М. Оптимизация кислотности почв агроценозов загрязненных цезием-137 и стронцием-90 // Радиационная биология, радиоэкология. – 2005. – т. 45. – №3. – С. 358-364.
254. Радиационная генетика // сборник работ. – М.: АН СССР, 1962. – 367 с.
255. Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р.С. Расселла. М.: Атомиздат, 1971. – 376с.
256. Ранцман Е.Я. Геоморфология Иссык-Кульской котловины и ее горного обрамления. – М.: Наука, 1959. – 88 с.
257. Романовский В.В. Ритмичность климата и изменений уровня озера Иссык-Куль // В кн.: Изучение гидродинамики озера Иссык-Куль с использованием изотопных методов. – Бишкек: Илим, 2005. – Ч.1. – С. 81-90.
258. Рубцов Д.М. Распределение урана и радия в горных подзолистых почвах редколесья // В кн.: Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972. – С.22-32.
259. Рубцов Д.М., Правдина Э.И. Содержание и распределение естественных радиоактивных элементов (урана, радия, тория) в почвах некоторых ландшафтов Северного Урала. – Информ. бюл. науч. совета по пробл. радиобиологии АН СССР. – 1971. – Вып. 13. – С.130-134.

260. Рубцов Д.М., Правдина Э.И. Содержание и распределение урана, радия и тория в горных тундровых почвах // Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. - М.: Наука, 1972. - С.67-85.
261. Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды / И.А. Соболева, Е.Н. Беляева. - М.: Медицина, 2002. - 432с.
262. Рыскулова С.Т. Экологическая адаптация животных семипалатинского ядерного полигона // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы II Международной конференции. - Томск, 2004. - С.529-531.
263. Рябова Л.Н., Глаз А.С. Радиогеохимические барьеры в почвах, подверженных водной эрозии // Материалы II международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», Томск, 2004, С. 94-99.
264. Рябоконт Н.И. Генетический мониторинг мышевидных грызунов из загрязненных радионуклидами районов Беларуси. / Автореф. дис. канд. биол. наук. - Минск, 1999. - 24 с.
265. Сельскохозяйственная радиоэкология. / Учебник. под ред. Алексахина Р.М. - М.: Экология, 1992. - 400 с.
266. Сидоренко А.В. Геология СССР. Киргизская ССР - М.: Наука, 1972. - Т.25. - Кн. 1.2.
267. Систематический список позвоночных животных Кыргызстана. - Б.: НАБУ, 2010. - 116с.
268. Смирнов С.Н. Радиационная экология: Учебное пособие. - М.: Экология, 2000. - 118с.
269. Соболев Н.А. Влияние факторов разного масштаба на накопление микроэлементов в наземных животных // Тез. докл. респуб. сем. «Экотоксикология и охрана природы» Рига, 1988. - С.164-165.
270. Специальный отчет работы радиологического подразделения Иссык-Кульской областной проектно-изыскательской станции химизации сельского хозяйства за 1981 - 1990 гг., Каракол, 1991. - 300 с.
271. Спиридонов С.И., Мукушева М.К., Гонтаренко И.А. и др. Прогнозирование поведения ^{137}Cs в системе почва - растения на территории семипалатинского испытательного полигона // Радиационная биология, радиоэкология. - 2005. - т. 45. - №4. - С. 488-497.
272. Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Санжарова Н.И. Моделирование поведения цезия-137 в системе почва-растение после применения мелиорантов // Радиационная биология, радиоэкология. - 2001. - т.41. - №3. - С. 337-344.
273. Стасьев Г.Я. Радиоэкология агрикультурных ландшафтов Молдавии // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1984. - Т.1. - С.71-72.

274. Сторожева М.М. Тератологические явления у анемоны *Pulsatilla patens* (L.) Mill. в условиях никелевого рудного поля // Тр. Биогеохимической лаборатории. - т.10. - 1958. - С.56 - 89.
275. Султанбаев А.С. Содержание урана в растениях Северной Киргизии // В кн.: Соверш. технол. возделывания с.-х. культур - науч. основа интенсификации растениеводства в Киргизии. Фрунзе, 1977. - Вып. 15. - С. 186-191.
276. Султанбаев А.С., Григорьев А.Ф. Содержание естественного урана в почве и вынос его урожаем растений // Науч. тр. Киргиз. НИИ Земледелия. - 1974. - вып. 12. - С.197-207.
277. Султанбаев А.С., Григорьев А.Ф. Содержание урана в почвах и растениях Тянь-Шаня // В кн.: Соверш. технол. возделывания с.-х. культур - науч. основа интенсификации растениеводства в Киргизии. Фрунзе, 1979. - Вып. 16. - С. 240-250.
278. Султанбаев А.С., Кипкалова Р.К. Накопление урана различными видами растений Южной Киргизии // В кн.: Соверш. технол. возделывания с.-х. культур - науч. основа интенсификации растениеводства в Киргизии. Фрунзе, 1979. - вып.16. - С.232-239.
279. Султанова Р.М. Общая альфа- и бета-активность некоторых видов растений Киргизии // Материалы по биогеохимической инвентаризации флоры Киргизии. - Фрунзе: Илим, 1971. - С.23-32.
280. Сушко С.Н., Мальченко А.Ф. Индуцирование хромосомных aberrаций в сперматоцитах мышей при сочетанном воздействии радиации и нитрата, нитрита натрия // Радиобиология. - 1992. - Т. 32. - Вып. 4. - С. 500-505.
281. Таскаев А.И. Распределение и геохимическое поведение изотопов урана, тория и радия в горных тундровых почвах // Тр. Коми фил. АН СССР. - 1983. - №60. - С.66-75.
282. Таусон Л.В. Геохимия редких элементов в гранитоидах. - М.: АН СССР, 1961. - С. 33-48.
283. Тимофеев - Ресовский Н.В., Титлякова А.А., Тимофеева Н.А., Махонина Г.И., Молчанова И.В., Чеботина М.Я. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва - раствор // В кн.: Радиоактивность почв и методы её определения. - М.: Наука, 1968. - С. 46.
284. Титаева Н.А., Таскаев А.И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. - Л.: Наука, 1983. - 252с.
285. Токтоева Т.Э., Дженбаев Б.М., Калдыбаев Б.К. Эколого-генетические исследования в условиях урановой биогеохимической провинции // Известия НАН КР. - 2008. - №3. - С. 66-72.
286. Токтосунов А.Т. Грызуны Киргизии: Автореф. Дис. канд. биол. наук. - Фрунзе, 1955. - 12 с.

287. Токтосунов А.Т. Морфофизиологическая дифференциация амфибий и млекопитающих в условиях Тянь-Шаня: Автореф. Дис. д-ра. биол. наук. - Свердловск, 1973. - 34 с.
288. Токтосунов Т.А. Экологические факторы, определяющие кариотипические изменения у животных: Автореф. Дис. канд. биол. наук. - Бишкек, 2001. - 23 с.
289. Торгоев И.А., Алешин Ю.Г. Техногенные месторождения Кыргызстана: проблемы освоения // www.caresd.net Окружающая среда и устойчивое развитие в Центральной Азии, 2010.
290. Турков В.Д., Гужов Ю.Л., Шелепина Г.А., и др. Хромосомные исследования растений в проблемах селекции, клеточной инженерии и генетическом мониторинге. - М.: УДН, 1988. - 64 с.
291. Тюрюканова Э.Б. Ландшафтно-геохимические аспекты миграции стронция-90 // В кн.: Современные проблемы радиобиологии. - М.: Атомиздат, 1971. - С.81.
292. Тюрюканова Э.Б. О методике исследования поведения радиоактивного стронция в почвах различных геохимических ландшафтов. - М.: Атомиздат, 1968. - С. 112.
293. Тюрюканова Э.Б. О миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах // В кн.: Очерки современной геохимии и аналитической химии. - М.: Наука, 1971. - С.527.
294. Тюрюканова Э.Б. Радиогеохимия почв полесий Русской равнины. - М.: Наука, 1974. - 208 с.
295. Тюрюканова Э.Б., Калугина В.А. О поведении тория в почвах // Экология. - 1971. - №5. - С.93-95.
296. Тюрюканова Э.Б., Павлоцкая Ф.И., Баранов В.И. Распределение радиоактивного стронция-90 в почвах различных природных зон. - М.: Атомиздат, 1967. - С. 21.
297. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы. Алексахин Р.М., Архипов Н.П., Бархударов и др. Под ред. Алексахина Р.М. - М.: Наука, 1990. - 350 с.
298. Фесенко С.В., Алексахин Р.М., Санжарова Н.И. Анализ факторов, определяющих снижение биологической доступности цезия-137 для включения в сельскохозяйственные пищевые цепочки // Доклады академии наук. - 1995. - т.343. - №5. - С.715-718.
299. Фесенко С.В., Смирнов С.И., Алексахин Р.М. Оценка воздействия выбросов Ново-Воронежской АЭС на лесные насаждения // Атом. Энергия. - 1993. - т. 75. - вып.4. - С.312-319.
300. Фролова Н.П., Попова О.Н., Таскаев А.И. Возрастание частоты тератологических изменений в проростках *Plantago lanceolata* L. Пятой после аварийной репродукции в 30-километровой зоне

- Чернобыльской АЭС // Радиобиология. – 1993. – Т. 33. – Вып. 2. – С.179-182.
- 301.Цемко В.П., Паламарчук И.К., Залуцкая Г.М. Процессы рассеяния микроэлементов в почвах // Микроэлементы в окружающей среде. – Киев, 1980. – 202 с.
- 302.Цибулька Н.Н., Черныш А.Ф., Тишук Л.А., Жукова И.И. Горизонтальная миграция цезия-137 при водной эрозии почв // Радиационная биология, радиоэкология. – 2004. – т. 44. – №4. – С. 473-477.
- 303.Цыбулька Н.Н. Дефляция почв и горизонтальный перенос цезия-137 // Радиационная биология, радиоэкология. – 2006. – т. 46. – №1. – С. 82-88.
- 304.Чарский В.П., Хусайнов М.М. Каджи-Сай. История одного предприятия. Экологический информационный бюллетень // Ветеринария. – 1998. – №3. – 26-31с.
- 305.Шамшиев А.Б. Эколого-биогеохимическая особенность селена в Прииссыккулье: Автореф. Дис. Канд. биол. наук. – Бишкек, 2007. – 25 с.
- 306.Шарипов И.К. Методы анализа хромосом у млекопитающих: Методическое пособие. – Алматы: Казак университеті, 1998. – 57 с.
- 307.Шведов В.П., Жилкина М.И., Виноградова В.К., Иванов Л.М. Выпадение радиоактивных изотопов в различных географических районах. // В кн.: Радиоактивные загрязнения внешней среды. - М.: Атомиздат, 1962. – 275с.
- 308.Швыряева А.М., Малашкина Н.С. Морфологические изменения и заболевания растений в горной биогеохимической провинции // Тр. Биогеохимической лаб. - т. XI. – 1960. - С.65-104.
- 309.Шевченко В.А., Кальченко В.А., Абрамов В.И., и др. Генетические эффекты в популяциях растений произрастающих в зонах кыштымской и чернобыльской аварий // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – т. 39. – № 1. – С.162-176.
- 310.Шевченко В.В., Гриних Л.И., Абрамов В.И. Цитогенетические эффекты в природных популяциях *Crepis tectorum* L., произрастающих в районе Восточно-уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1998. – т. 38. – Вып. 3. – С. 330-336.
- 311.Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г., Таскаев А.И. Регуляция окислительных процессов в тканях мышевидных грызунов, отловленных в зоне аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – т. 46. – №2 – С. 216-232.
- 312.Шкварников П.К. Цитологическое исследование растений произраставших под воздействием разных уровней радиации // Цитология и генетика. – 1990. – т. 24. – № 5. – С. 33-37.
- 313.Школьник М.Я. Микроэлементы в жизни растений. – Л.: Наука, 1974. – 285 с.
- 314.Шуктомова И.И. Особенности распределения естественных радионуклидов в некоторых почвах Полярного Урала. – Тез. докл. 9-го симп. биол. пробл. Севера. Сыктывкар, 1981. – Ч.1. – С. 329.
- 315.Шуктомова И.И., Титаева Н.А., Таскаев А.И., Алексахин Р.М. Поведение урана, радия и тория в почвах горной тундры // Почвоведение. – 1983. – №8. – С.49-53.
- 316.Яковлева И.Д. Пресмыкающиеся Киргизии. – Фр.: Илим, 1964. – 272 с.
- 317.Янушевич А.И. Редкие звери и птицы Киргизии. – Фр.: Илим, 1981. – 62с.
- 318.Янушевич А.И., Айзин Б.М., Кыдыралиев А.К. и др. Млекопитающие Киргизии. – Фр.: Илим, 1972. – 363 с.
- 319.Ястребов М.Т. ^{238}U и ^{232}Th в некоторых почвах, растениях и водах Тамбовской низменности. // Тез. Докл. I Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. - Обнинск, 1979. – С.164-165.
- 320.Ястребов М.Т. Естественная радиоактивность зональных почв европейской части СССР // ДАН СССР. – 1958. – Т.119. – №3. – С.586-589.
- 321.Ястребов М.Т. Естественная радиоактивность почв европейской части СССР // Изв. АН СССР. Сер. Биол. – 1959. - №3. – С. 391-402.
- 322.Ястребов М.Т. Миграция некоторых естественных радионуклидов из почв водоразделов и почв речных пойм. // В кн.: Тез. Докл. всесоюз. конф. Почвы речных долин и дельт, их рациональн. использ. и охрана. Москва, 1984. – С.83.
- 323.Ястребов М.Т. Природная радиоактивность типичных красноземов в элювиальных ландшафтах Западной Грузии // Вестник МГУ. Сер. 16. Биология. - 1976. - №4. - С.109-113.
- 324.Abba M., Deluca J.C. Clastogenic effect of copper deficiency in cattle // J. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2000. - t. 466. - №1. - p. 51-55.
- 325.Adriano E.D.C. Biogeochemistry of trace metals. London, Tokyo. // J. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor. – 1992. – 513 p.
- 326.Albers, B.P., Rackwitz R., Kleinschroth S., Bunzl K. Spatial variability of ^{137}Cs and ^{40}K activity concentrations in soil and plants of alpine pastures: effects of micro- and mesotopography // J. Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment. – Germany, 2000. - p.537-549.
- 327.Ashraf E. M. Khater, A.S. Al-Saif and H.A. Al-Sewaidan. Uranium accumulation in sandy soil in arid region due to agricultural activities // J. Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - p.199-201.
- 328.Ashraf E. M. Khater. Uranium and heavy metals in Phosphate Fertilizers. // J. Uranium, Mining and Hydrogeology. 2008. - p.193-199.

329. Bezrukov V.F., Lazarenko L.M. Environmental impact on age-related dynamics of karyotypical instability in plants // *J. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. – 2002. – t. 520. – №1-2. – p. 113-118.
330. Bhilwade H.N., Chaubey R.C. Gamma ray induced bone marrow micronucleated erythrocytes in seven strains of mouse // *J. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. – 2004. – t. 560 №1. – p. 19-26.
331. Bryant F.I., Chamberlain A.C. Morgan A., Spicer J.S. Radiostrontium in soil, grass, milk and bone U.K. 1986 results // *J. Nucl. Energy*. – 1987. – Vol.6. – №1/2. – p.22.
332. Cannon H.L. The effects of uranium – vanadium deposits of the vegetation of the Colorado Plateau // *Amer. J. Sci.* – Vol. 250. – 1952. – № 10. – p. 735-770.
333. Cohen P. Contamination radioactive des soils. Aspects et moyens de protection // *J. Comp. rend. Acad. Agric. France*, 1981. – Vol. 47. – №5. – p. 235-230.
334. Comar C.L., Russell R.S., Wasserman R.H. Strontium – calcium movement from soil to man // *J. Science*. – 1997. – Vol. 126 - №3272. – p.485.
335. Djenbaev B.M., Jalilova A.A., Abdijapar uulu Salamat, Shamshiev A.B., Jolboldiev B. Radiation assessment in biosphere territories of the Issyk-Kul. 4th CCMS/NATO Workshop on “Management of Industrial Waster and Substances Research”, Greece, Ioannina. – 2006. – p.11-17.
336. Djenbaev B.M., Jolbolduev B.T., Jalilova A.A. Modern Condition of the Radioactive Withdrawals of Former Uranium Manufactures in Territory of Kyrgyz Republic // *Book of abstracts the fifth Eurasian conference nuclear science and application*. Ankara, Turkey, 2008. – p.93.
337. Djenbaev B.M., Shamshiev A.B., Jolboldiev B.T., Kaldybaev B.K., Jalilova A.A. The biogeochemistry of uranium in natural-technogenic provinces of Issik-Kul // *J. Uranium, Mining and Hydrogeology*. – 2008. – P.673-681.
338. Eisenbud M. Deposition of strontium-90 though October 1988. The global deposition of strontium-90 is discussed in relation to the absorption of the isotope by man // *J. Science*. – 1959. – vol. 130. – №3367. – 76 p.
339. Ellis F.B., Hague J.M. Relative movement of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in soils. // *J. Agric. Res. Council. Radiobiol. Lab.* – 1966. – №16. – p. 25-32.
340. Ermakov V.V., Korobova E.M. The concept of biogeochemical provinces in modern ecology-geochemical studies of the environment // *J. Agriculture and Environment in Eastern Europe and the Netherlands: Proceedings*. – Wageningen: Wageningen Agr. University. – 1992. – p.317-330.
341. Evans E.J., Dekker A.I. Fixation and release of ¹³⁷Cs in soil and soil separates // *Canada J. Soil Sci.* – 1986. – Vol. 46. – №3 – p. 217-222.
342. Feely H.W., Worldwide deposition of strontium-90 through 1975, – Jn.: Health and Safety Laboratory environmental quarterly report HASL, 308, New-York. – 1976. – p. 1-137.
343. Fernando P., Carvalho and Joao M. Oliveira. Radioactivity in soil and horticulture products near uranium mining sites // *J. Uranium, Mining and Hydrogeology*. – 2008. – p.381-389.
344. Fesenko S.V., Alexahin R.M., Balonov M.I., Bogdevich I.M., Howard B.J., Kashparov V.A., Sanzharova N.I., Voigt C., Zhuchenko Yn. Chernobyl consequences for agriculture // *J. Nuclear Engineering International*. – 2006. Vol.51. – №620. – p.34-37.
345. Fesenko S.V., Alexahin R.M., Geraskin S.A., Sanzharova N.I., Spirin Ye.V., Spiridonov S.I., Gontarenko I.A. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power // *J. Environ. Radioactivity*. – 2005. – Vol. 80. – p.25.
346. Francis C.W. Radiostrontium Movement in Soils and Uptake in Plants. – Tech. Inform. Center U.S. Department Energy, TID – 275664. – 1978. – p.38.
347. Fredriksson L., Eriksson A., Lonsjo H., Haak E. Plant uptake and leaching of ¹³⁷Cs. – FOA. 4 Rapport, C 4357 – 28. Stockholm, 1969. – p.22-38.
348. Fusconi A., Gallo C., Camusso W. Effects of cadmium on root apical meristems of pisum sativum L.: cell viability, cell proliferation and microtubule pattern as suitable markers for assessment of stress pollution // *J. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. – 2007. – t. 632. – №1-2. – p. 9-19.
349. Gailledrean C. Influence of organic materials upon ⁹⁰Sr migration in soil // *J. Energy nucl.* – 1980. – Vol. 2. – №5. – 36 p.
350. Geras'kin S.A., Dikarev V.G., Oudalova A.A., Dikareva N.S., Spirin Ye.V. Cytogenetic effects of combined radioactive (¹³⁷Cs) and chemical (cd, pb, and 2,4-d herbicide) contamination on spring barley intercalary meristem cells // *J. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. – 2005. – t. 586. – №2. – p. 147-159.
351. Gopal-Ajengar A.R., Najar G.F., George K.P., et al. Biological effects of high background radioactivity: studies on plants growing in the monazites bearing areas of Kerala coast and adjoining regions // *Indian J. Of Experim. Biology*. – Vol. 10. – 1977. – № 8. – p. 313-318.
352. Guecheva T. Genotoxic effects of copper sulphate in freshwater planarian in vivo, studied with the single-cell gel test (comet assay) // *J. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. – 2001. – t. 497. – №1-2. – p. 19-27.
353. Gul Asiye Aycik. Overview of the Radioactive and Nuclear Agents in the Environment. // *Proceedings of the NATO Advanced Training Course on New Techniques for the Detection of Nuclear and Radioactive Agents* Mugla, Turkey, 2008. – p.1-15.

354. Hardy E.P., Depth distribution of global fallout Sr-90, Cs-137, Pu-239, 240 in sandy loam soil. // Jn.: Health and Safety Laboratory fallout program: Quarterly summary report HASL -286. - New-York. - 1974. - p. 1-10.
355. Helf S. Environmental radioactivity in woods soil from Dover, New Jersey during 1964-1965. - Radiol. Health. Data and Repts., 1967. - Vol.8 - №9. - p.553.
356. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA-TECDOC-1616, IAEA, Vienna (2009).
357. Jakubick A., Kurylchik M., Voitsekhovich O., Waggit P. Monitoring and remediation of the legacy sites of uranium mining in Central Asia // J. Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - p.389-405.
358. Kabata-Pendias A. The assessment of trace metal contamination of agricultural soils // The 2 Russian school geochem. ecol. and biogeochem. region. of the Biosphere. - Moscow, 1999. - P.67-68.
359. Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace elements in soils and plants. - Roca Ration (Fla): CRS press, 1984. - 336 p.
360. Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace Elements in the Biological Environment. - Warsaw: Wyd.Geol, 1979. - 300 p.
361. Kaldybaev B.K. Monitoring for use experimental and natural radionuclides in soil-plant complex of agro ecosystem near Issyk-Kul // J. Ecologica. - 2010 - vol. 17. - br. 57. - str. 7-10.
362. Kaldybaev B.K. Radiochemical analysis of agricultural crops and plants in area of Issyk-Kul lake // Book of abstracts the international scientific conference on Environment and biodiversity, Belgrad, 2010. - p.36
363. Kaldybaev B.K., Djenbaev B.M. Experimental Radio nuclides in Soil-Plant Complex of Agro ecosystem Near Issyk-Kul // Book of abstracts the fifth Eurasian conference on nuclear science and its application, Turkiye, 2008. - p.94.
364. Kaldybaev B.K., Djenbaev B.M. Radiobiogeochemical research is in condition of natural-technogeny of ecosystem near Issyk-Kul // Book of abstracts the international scientific conference on Environment and biodiversity, Belgrad, 2010. - p.35.
365. Keil R., Frank T., Schabes F.L. Vorkommen naturlicher Radionuclid in Boden. - Nature Strahlenex posit Mensenen. Stuttgart. 1974, p.21-30.
366. Khudaverdieva S.R., Mirzoev S.A., Khalilov R.I. System of bioindication in Monitoring at pollution of environment with the natural radionuclids // Book of abstracts the fifth Eurasian conference nuclear science and application. Ankara, Turkey 2008.- p.106.
367. Kloke A. Die Wanderung von ⁹⁰Sr in Boden // Naturwissenschaften. - 1961. - Vol.48. - №21. - p. 11-22.

368. Knoop E., Schroder D. Der ^{90}Sr – Gehalt einiger Boden Schleswig – Holsteins. – *Naturwissenschaften*, 1958. - Vol. 45. - №18. - p.436.
369. Kulp J. Radionuclides in man from nuclear tests – *Radioactive Fallout, Soils, Plant, Foods, Man*. Amsterdam, London, New-York, 1965. – p.36.
370. Kuroda P.K., Hodges H.L., Fry L.M. Spring peak of strontium-90 fallout // *J. Science*. – 1990. – Vol. 132. - №3429. – p. 742.
371. Landa E.R. Geochemical and radiological characterization of Soils from former radium processing sites // *J. Health Phys.* – 1984. – Vol.46. - №2. – P.385-394.
372. Leifer H., Schoenberg M., Tookel L. Updating stratosphere inventories to July 1975. // *Jn.: Health and Safety Laboratory environmental quarterly report HASL, 306*, New-York, 1976. – P. 1-142.
373. Leonard A., Deplont G., Leonard G.D. Natural radioactivity in Southwest France and its possible genetic consequences for mammals // *J. Radiation Res.* – Vol. 77. – 1967. - № 1. – P. 170-181.
374. Libby W.F. Beneficiation on soil contaminated with strontium-90: beneficial effects of potassium // *J. Science*. – 1958. – Vol. 128. - №3332. – P. 1134.
375. Lochhart L.B., Baus R.A., Paterson R.L., Saunders A.W. Radiochemical analyses of fission debris in the air along the 80th meridian, West // *J. Geophys. Res.* – 1960. – Vol. 65.- №6. – P. 1711.
376. Majer B.J., Tschërko D., Paschke A., Wennrich R., Kundi M., Kandeler E., S. Knasmüller. Effects of heavy metal contamination of soils on micronucleus induction in *Tradescantia* and on microbial enzyme activities: a comparative investigation // *J. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. – 2002. - t. 515. - №1-2. - p. 111-124.
377. Makady R., Gal M. Strontium fixation by lime contained in soils // *J. Science*. – 1984. – Vol. 145. - №3628. – p. 45-48.
378. Markert B., Kayser G., Korhammer S., Oehlmann J. Distribution and effects of trace substances in soils, plants and animals // *J. Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment*. – Germany, 2000. - p.3-33.
379. McBee K., Bickham J.M., Brown K.W., Donnelly K.C. Chromosomal aberrations in native Small Mammals at Petrochemical West Disposal Site: I. Standard Karyology // *J. Arch. Environ. Contam. Toxicol.* - 1987. - V.16. - p. 681-688.
380. Moreira – Nordemann L.M., Sieffermann G. Distribution of uranium in soil profiles of Bahia state, Brazil // *J. Soil Sci.* 1979. - Vol.127. - №5. - p.275-280.
381. Najar G., George K.P., Copal-Ajengar A.R. The relation on between cytological abnormalities and interphase chromosome volume in plants growing in a high radiation area // *J. Radiat. Bot.* - Vol.11. – 1982. - № 2. – p. 175-178.

382. Orujova J.R. Definition of the factors of passing the area-pollution radionuclides soil in the area. // Book of abstracts the fifth Eurasian conference nuclear science and application. Ankara, Turkey 2008. - p.111.
383. Palus J., Rydzynski K., Dziubaltowska E., Wyszynska K., Natarajan A.T., Nilsson R. Genotoxic effects of occupational exposure to lead and cadmium // J. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. - 2003. - t. 540. - №1. - p. 19-28.
384. Patoc I. Occurrence of heavy metals, toxic elements in the soils in Hungary // J. New Results Res. Hardly Know Trace Elem. And their Importance Int. Geosphere – Biosphere program: Proc. 4-th Int. Symp. – Budapest, 1990. – p. 13-30.
385. Raddy T.P., Vaidyanath K. Synergistic interaction of gamma rays and some metallic salts in the induction of gamma rays and some metallic salts in the induction of chlorophyll mutation in rice // J. Mutat. Res. - Vol. 52. - 1989. - № 3. – p. 50-54.
386. Rathbaum H.F., Mc. Garston D.A., Wall F., Johnson A.E. Mallingly H.G. Uranium accumulation in soil from long continued application in soil from Saperphosphate // J. Soil Sci. – 1979. – Vol.30. - №1. – p. 147-153.
387. Sarosler J., Wosakowka-Netkaniec. Response of *Marchantia polymorpha* L. To chronic gamma radiation under natural conditions // J. Acta Soc. Bot. Pol. – 1967. – Vol. 36. - № 1. – p. 187-197.
388. Scarpenseel H.W., Rieting F., Krus E. Urankonzentration in Boden und ihre mogliche Nutzung als prospektionshilfe // J. Pflanzennahr und Boden K. - 1975. - №2. – P.131-139.
389. Schwarz-Schampera U. The potential of Thorium deposits. // J. Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - p.53-59.
390. Takada J., Hoshi N., Sawada S., Sakanoue M. Uranium isotopes in Hiroshima: “Black Rain” soil // J. Radiat. Res. - 1983. - Vol.24. - №3. - p.229-236.
391. Tynybekov A.K., Kulenbekov J.E. Radiological Investigation of Issyk-Kul Region of Kyrgyz Republic. // Proceedings of the NATO Advanced Training Course on New Techniques for the Detection of Nuclear and Radioactive Agents Mugla, Turkey, 2008. – p.287-295.
392. Tynybekov A.K., Kulenbekov J.E., Aliev M. Radiological Investigation and Ecological Risk of South Coastal Section of Issyk-Kul Lake. // J. Uranium, Mining and Hydrogeology. - 2008. - p.477-487.
393. Ursinyova M., Hladikova V. Cadmium in the environment of Central Europe // J. Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment. – Germany, 2000. - p.87-109.
394. Ursinyova M., Hladikova V. Lead in the environment of Central Europe // J. Trace Elements – Their Distribution and Effects in the Environment. – Germany, 2000. - p.109-135.

395. Valerio F., Brescianini C., Lastraloli S. Airbone metals in urban areas // Int. J. Environ. anal. chem. – Germany, 2000. - Vol. 35. - № 2. – p. 101-110.
396. Venugopal B., Luckey T.D. Metal toxicity in mammals. 2. Chemical toxicity of metals and metalloids. N.Y.: Plenum. – Vol. 113. – 1990. - № 5. - p.21-24.
397. Walton A. The distribution in soil of radioactivity from weapons tests // J. Geophys. Res. – 1983. – Vol. 68. - №5. – p. 1465.
398. Wijkvan H.F. Braams R. Incorporation of ¹³⁷Cs from nuclear debris into the biosphere // J. Nature. – 1960. – Vol. 188. - №4754. – p. 138-152.
399. Wiklander L. Uptake, absorption and leaching of radio strontium in lismeter experiment // J. Soil Sci. – 1984. – Vol. 97. - №3. – p.168.
400. Zenzen V. Mutagenic and cytotoxic effectiveness of zinc dimethyl and zinc diisononyldithiocarbamate in human lymphocyte cultures // J. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2001. - t. 497. - №1-2. - p. 19-27.

Б.К. Калдыбаев

**Эколого-биогеохимическая оценка
природно-техногенных экосистем Прииссыккуля**

Подписано в печать 29.11.2010

Формат 60x84 1/16. Печать офсетная. Бумага офсетная.

Объем 15,31 п.л. Тираж 200 экз. Заказ № 285

Компьютерная верстка - Невинская В.А.

Отпечатано с готового оригинал-макета в типографии «ОЛИМП»
г. Бишкек, Кыргызская Республика, пр. Чуй, д.170, кв.12