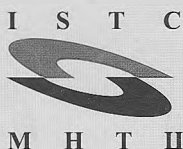


502.7  
П-78

НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК КЫРГЫЗСКОЙ РЕСПУБЛИКИ  
БИОЛОГО-ПОЧВЕННЫЙ ИНСТИТУТ  
МЕЖДУНАРОДНЫЙ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИЙ ЦЕНТР



ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И УПРАВЛЕНИЯ ОТХОДАМИ  
УРАНОВОГО ПРОИЗВОДСТВА В ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ

PROBLEMS OF RADIOECOLOGY AND WASTE MANAGEMENT  
OF URANIUM PRODUCTION IN CENTRAL ASIA



**МАТЕРИАЛЫ**  
**Международной конференции**

6 - 9 июня 2011 г.  
г. Бишкек- Иссык-Куль - «Аврора»

Бишкек-2011

НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК КЫРГЫЗСКОЙ РЕСПУБЛИКИ  
БИОЛОГО-ПОЧВЕННЫЙ ИНСТИТУТ  
МЕЖДУНАРОДНЫЙ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИЙ ЦЕНТР



**ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И УПРАВЛЕНИЯ  
ОТХОДАМИ УРАНОВОГО ПРОИЗВОДСТВА В  
ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ**

**Материалы  
Международной конференции**

г. Бишкек- Иссык-Куль - «Аврора»  
6 - 9 июня 2011г.

*Handwritten signature or initials in the bottom left corner.*

Бишкек-2011

502.7  
П78

УДК 502/504  
ББК 35.36  
П 78

**Ответственные редакторы:**

**Ш.Ж. Жоробекова** - д. х. н., проф., академик НАН КР  
**Д.К. Кудаяров** - д.м.н., проф., академик НАН КР  
**И.А. Ашимов** - д.м.н., проф., член-корреспондент НАН КР

**Главная редакционная коллегия:**

**Б.М. Дженбаев** - директор Биолого-почвенного института НАН КР, доктор биологических наук, профессор, **В. А. Коваленко** - руководитель регионального отделения МНТЦ КР, кандидат технических наук, **А.М. Мурсалиев** - гл.н.с. Биолого-почвенного института НАН КР, доктор биологических наук, профессор, **С.Ж. Федорова** – в.н.с. Биолого-почвенного института НАН КР, кандидат биологических наук.

**Ответственный секретарь:** **С.Л. Приходько** - ученый секретарь Биолого-почвенного института НАН КР, кандидат биологических наук

**Дизайн и иллюстрации:** **Б.Т. Жолболдиев, А.М. Тиленбаев.**

Проведение конференции осуществлено при финансовой поддержке **Международного научно-технического центра (ISTC - МНТЦ).**

**П 78**                    **Проблемы радиоэкологии и управления отходами уранового производства в Центральной Азии: Междунар. конф. 6-9 июня, 2011 г. Иссык-Куль «Аврора».**  
– Б.: 2011. – 166 с.

**ISBN 978-9967-12-181-2**

В сборнике докладов конференции обсуждаются актуальные проблемы в области радиоэкологии и управления отходами уранового производства в странах Центральной Азии. Приводятся данные по радиоэкологическому состоянию отдельных урановых хвостохранилищ и отвалов, методам анализа радионуклидов, а также освещаются перспективы развития ядерной технологии и реабилитации.

Сборник рекомендуется для экологов, геохимиков, биогеохимиков, геологов, биологов, медиков и других специалистов, интересующихся проблемами радиоэкологии, радиобиогехимии, радиогеологии и развития ядерной технологии.

П 3603010000-11

ISBN 978-9967-12-181-2

УДК 502/504  
ББК 35.36  
© НАН КР, 2011



660741

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE KYRGYZ REPUBLIC  
BIOLOGICAL & PEDOLOGY INSTITUTE  
INTERNATIONAL SCIENCE AND TECHNOLOGY CENTER



**INTERNATIONAL CONFERENCE**

**"Problems of Radioecology and Waste Management of uranium  
production in Central Asia"**

**Bishkek-Issyk-Kul – "Aurora "**  
**6 - 9 June 2011.**

**Bishkek - 2011**

UDC 502/504

BBK 35.36

P 78

**Responsible editors:**

**Zhorobekova Sh.J.** - Prof., Dr. Academician member of the National Academy of Sciences KR

**Kudayarov D.K.** - Prof., Dr. Academician member of the National Academy of Sciences KR

**Ashimov I.A** - Prof., Dr. Corresponding member of the National Academy of Sciences KR

**Home Editorial Board:**

**Djenbaev B.M.** - Prof., Dr., Director of Biology & Pedology Institute of NAS, **Kovalenko V.A.** - Head of regional branch of the ISTC KR, Ph.D., **Mursaliyev A.M.** - Prof., Dr., principal researcher Biology & Pedology Institute of NAS, **S.J. Federova** - Ph.D., senior researcher Biology & Pedology Institute of NAS.

**Executive Secretary:** **Prikhodko S.L.** scientific secretary of Biology & Pedology Institute NAS, Ph.D.

**Design and illustration:** **Zholboldiev B.T., Tilenbaev A.M.**

Holding a conference with financial support-**International Sciences & Technology Center(ISTC)**

**Problems of Radioecology and Waste Management of uranium production in Central Asia:**  
P 78 **International Conference 6 – 9 June, 20011, Issik-Kul “Aurora”. B: 2011. - 166 p/**

**ISBN 978-9967-12-181-2**

The collection of conference papers are discussed topical issues of uranium-production and radioecological problems in the countries of Central Asia. Provides data on radioecological state of the individual uranium tailings and waste dumps, methods of analysis radionuclides, and highlights the issues of development prospects of nuclear technology and rehabilitation.

Collection is recommended for ecologists, geochemists, radiobiogeochemists, geologists, biologists, medicine and other professionals interested in problems of radiobiogeochemistry, radiogeology and development of nuclear technologies.

П 3603010000-11

ISBN 978-9967-12-181-2

УДК 502/504

ББК 35.36

© NAN KR, 2011

## Предисловие

Современные радиозкологические проблемы урановых хвостохранилищ и отвалов в странах Центральной Азии являются наследием интенсивно развиваемой ранее уранодобывающей и урано перерабатывающей отраслей промышленности бывшего СССР. После распада Советского Союза разработки большинства месторождений ураносодержащих руд в Кыргызстане, Узбекистане, Таджикистане и, частично, в Казахстане были завершены. Однако после закрытия основных рудников практически одновременно все эти страны столкнулись с проблемой безопасного управления урановыми отходами, закрытием шахт и необходимостью восстановления территорий, где ранее располагались урановые объекты.

В прошлом Кыргызстан был одним из наиболее важных источников урана и редкоземельных металлов в СССР. На территории Республики имеется более 90 захоронений, содержащих уран, тяжелые металлы, другие высокоопасные технологические отходы. Многие хвостохранилища и отвалы расположены в активных сейсмических районах, селеопасных участках, зонах, подверженных затоплению грунтовыми водами, а также возле берегов рек, формирующих основу обширного водного бассейна Центрально-Азиатского региона.

Проблема остается чрезвычайно серьезной и потенциальные последствия, связанные с ее неэффективным решением, могут оказать воздействие на экологию всей Центральной Азии. В районах урановых техногенных провинций требуется комплексное научно-практическое исследование с участием ученых всех стран Центральной Азии, поскольку до сих пор нет научно обоснованных данных по урановым хвостам и отвалам, имеющих региональный характер. В настоящее время ученые Кыргызстана активно работают над решением вышеназванных проблем: выполнено несколько международных проектов по линии МНТЦ и МАГАТЭ, улучшена материально-техническая база специализированных лабораторий, получены определенные результаты для представления и широкого обсуждения.

Учитывая актуальность и трансграничный характер проблем, считаем целесообразным обсуждение их на региональном и международном уровне. Крайне необходимо сейчас расширение связей ученых и практиков Кыргызстана с партнерами из Центральной Азии, стран ближнего и дальнего зарубежья. Поэтому Правительство Кыргызской Республики и Международный научно-технический центр организует Международную конференцию «Проблемы радиозкологии и управление отходами уранового производства в Центральной Азии» (с 6 по 9 июня 2011 г. в г. Чолпон-Ата, отель «Аврора») на базе Биолого-почвенного института НАН КР.

В данной конференции участвуют все представители Центрально-Азиатских стран: Кыргызстан, Казахстан, Таджикистан, Узбекистан и представители стран дальнего зарубежья – Словении, России, Азербайджана, а также эксперты международных организаций – МНТЦ, МАГАТЭ, ПРООН и ВБ. Из Кыргызстана также участвуют в данном мероприятии неправительственные экологические организации, сотрудники биосферной территории «Иссык-Куль» и местные органы. Для публикации статей в сборнике конференции представлено более 50 докладов.

Конференция даст новый импульс решения проблемы радиозкологии и управления урановыми отходами, будет способствовать вовлечению международного и регионального научного потенциала в разработку научных основ и современных методов реабилитации отходов бывших урановых производств в Кыргызстане и Центральной Азии.

Материалы в сборнике опубликуются в авторской редакции без изменений.

Дорогие коллеги, позвольте мне пожелать Вам интересных встреч и дискуссий, новых идей и счастья!

Зам. председателя Оргкомитета,  
директор Биолого-почвенного института

НАН КР, д.б.н., профессор



Б. М. Дженбаев

## Introduction

Modern Radiological problem of uranium tailings and waste dumps in Central Asia are a legacy of intensely developed earlier uranium mining and uranium processing industries of the former Soviet Union. After the collapse of the Soviet Union, the development of most deposits of uranium-containing ores in Kyrgyzstan, Uzbekistan, Tajikistan, and partly in Kazakhstan has been completed. However, after the closure of major mines almost simultaneously, all these countries faced the problem of safe management of uranium waste, the closure of mines and the need to restore areas where previously housed the uranium facilities.

In the past, Kyrgyzstan was one of the most important sources of uranium and rare earth metals in the USSR. On the territory of the Republic have more than 90 graves, containing uranium, heavy metals and other high-risk technological waste. Many of the tailings and waste dumps are located in active seismic regions, mudflow areas, areas prone to flooding groundwater, as well as near rivers that form the basis of extensive river basin of Central Asia.

The problem is extremely serious and the potential consequences associated with its poor decision to have an impact on the ecology of Central Asia. In the areas of man-made uranium provinces require complex scientific and practical research involving scientists from all countries of Central Asia, because there is still no scientific data on uranium tailings and waste dumps that are regional in nature. At present, scientists of Kyrgyzstan are actively working to solve the above problems: holds several international projects through the ISTC and IAEA to improve material and technical base of specialized laboratories, obtained some results for presentation and discussion.

Given the urgency and the transboundary nature of problems, we consider expedient to discuss them at the regional and international level. It is imperative now expanding relations scholars and practitioners of Kyrgyzstan with partners from Central Asia, CIS and foreign countries. Therefore, the Government of the Kyrgyz Republic and the International Science and Technology Center is organizing the International Conference "Problems of Radioecology and Waste Management of uranium production in Central Asia" (from 6 to 9 June 2011. In Cholpon-Ata, the hotel "Aurora") on the basis of Biology and Pedology Institute of National Academy of Sciences.

This conference is attended by representatives of all Central Asian countries: Kyrgyzstan, Kazakhstan, Tajikistan, Uzbekistan and representatives of the mill foreign countries - Slovenia, Russia, Azerbaijan, as well as experts from international organizations - the ISTC, IAEA, UNDP and the WB. From Kyrgyzstan are also participating in the event non-governmental environmental organizations, members of biosphere territory "Issyk-Kul and local agencies. To publish articles in the collection of the conference presented more than 50 reports.

Conference will give new impetus to address the problem of radio-ecology and management of uranium waste, will facilitate the involvement of international and regional scientific capacity in developing scientific principles and modern methods of rehabilitation of former uranium waste facilities in Kyrgyzstan and Central Asia.

Materials in the collection have been published in author's edition, without modification.

Dear colleagues, let me wish you interesting meetings and discussions, ewideas and happiness!

Deputy Chairman of the Organizing Committee,  
Director of Biology and Pedology Institute National Academy of Sciences,

Ph.D., Professor



B.M. Djenbaev

## **ПРОВЕДЕНИЕ РАДИАЦИОННОГО КОНТРОЛЯ ИСТОЧНИКОВ ПИТЬЕВОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ В КЫРГЫЗСКОЙ РЕСПУБЛИКЕ**

**Г. Абасова, Р. Бейшенкулова, Ф. Ситдикова**

*Департамент госсанэпиднадзора Министерства здравоохранения  
Кыргызской Республики*

Радиационный контроль источников питьевой воды направлен, главным образом, на ограничение дозы облучения населения от естественных радионуклидов и призван обеспечить своевременное обнаружение в воде техногенных радионуклидов при аварийных ситуациях и их естественных миграциях в водной среде.

Основной вклад в эффективную дозу за счет потребления воды вносят обычно альфа - излучатели рядов урана и тория. Среди них можно отметить Po-210, Ra-226, Th-232, U-238, U-234. Из бета излучателей наиболее распространен Pb-210, Ra-228.

Непосредственное применение всех возможных альфа и бета излучателей в воде сопряжено с немалыми временными и материальными затратами, и поэтому целесообразна организация ступенчатого контроля.

На I этапе в соответствии СанПиН 2.1.4.002-03 «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества» и НРБ-99 «Нормы радиационной безопасности» необходимо измерять суммарную активность альфа и бета излучателей в воде с использованием метода выпаривания и сульфатирования минерального остатка.

В случае не превышения уровней по суммарной альфа - активности 0,1 Бк/л (контрольные уровни питьевой воды для альфа - излучателей 0,1 Бк/л и 1 Бк/л для бета- излучателей) можно гарантировать, что доза облучения, полученная населением, потребляющим эту воду, не превысит установленной квоты 0,1 мЗв/год.

Главной проблемой радионуклидного анализа воды является обязательное использование альфа - спектрометра и оборудования для электрохимического осаждения изотопов ( U-238, U-234, Th-232, Po-210, Ra-226). Для оценки содержания техногенных радионуклидов проводятся измерения активности бета - излучателей, для чего необходим бета-спектрометр.

II этап - в случае превышения по альфа - и бета - активности необходимо проведение идентификации, присутствующих в воде радионуклидов и измерение их индивидуальных концентраций.

Если суммарная альфа - активность воды находится в пределах  $0,1 \leq 0,2$  Бк/л, то проводится измерение Po-210, если удельная активность Po-210 не превышает уровня вмешательства 0,1 Бк/л, дальнейшие измерения не проводятся и вода признается удовлетворительной с точки зрения радиационной безопасности.

При измерении суммарной альфа - активности в диапазоне  $0,2 \leq 0,4$  Бк/л, необходимо провести измерение активностей Po-210, Ra-226, Pb-210, Ra-228.

С учетом принятия двух уровней системы контроля, Департамент госсанэпиднадзора Министерства здравоохранения Кыргызской Республики с 2005г. приступил к реализации первого этапа контроля питьевой воды. Измерение общей альфа и бета активности воды проводится на радиометре УМФ-2000.

В течение 2005г. - 2010 гг. всего по республике было исследовано на суммарную альфа - и бета-активность 617 проб воды, результаты представлены в таблице.

Из 617 обследованных проб воды обнаружено превышение по суммарной альфа - активности в 412 пробах (67%), данные пробы требуют проведения идентификации радионуклидного состава. В зоне превышений 0,1-0,2 Бк/л - 165 проб (40%); 0,2-0,4 Бк/л - 198 проб (48%); свыше 0,4 Бк/л - 49 проб (11,9 %). Пробы воды с превышением по суммарной альфа активности от 8 до 20 раз были направлены на идентификацию в Республиканскую СЭС Казахстана, результаты показали, что активность отдельных радионуклидов не превышает уровней вмешательства, установленные НРБ-99 «Нормы радиационной безопасности» и вода считается пригодной для питьевого водоснабжения.

В связи с приобретением оборудования в рамках регионального проекта МАГАТЭ RER/3/010 «Поддержка деятельности по подготовке к реабилитации бывших объектов уранового производства» в текущем году планируется проведение исследований по идентификации радионуклидного состава по утвержденной методике.



Суммарная альфа - активность в источниках питьевого водоснабжения (Бк/л)

Регион (области)	Количество проб	Количество проб с превышением суммарной альфа-активности
Нарынская	139	92
Иссык-Кульская	186	93
Чуйская	220	185
Жалалабат	9	6
Таласская	63	36
Итого:	617 (100%)	412 (67%)

### Выводы

1. На территории республики установлен радиационный контроль за источниками питьевого водоснабжения с целью обеспечения радиационной безопасности.
2. Обнаруженные превышения норматива по суммарной альфа- активности выходит за рамки 67% от общего числа исследованных проб, наибольший процент составляет от 0,2-0,4 Бк/л и выше.
3. Анализируя многочисленные результаты проведенных исследований на идентификацию радионуклидного состава проб воды с превышением по суммарной альфа-активности в 8-20 раз, значения концентрации всех изученных радионуклидов в исследованных образцах существенно ниже соответствующих им уровней вмешательства, предусмотренных санитарными нормативами Кыргызской Республики и «Норм радиационной безопасности (НРБ-99)». Исходя из этого, следует отметить, что установленный норматив по суммарной альфа - активности, составляющий 0,1 Бк/л можно считать не приемлемым для республики и требует пересмотра.
4. Материалы, приведенные в данной статье являются первыми систематизированными сведениями о радиоактивности питьевой воды на территории республики.

## ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ УРАНОВЫХ ХВОСТОХРАНИЛИЩ СОГДИЙСКОЙ ОБЛАСТИ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ КАЙРАКУМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Д.А.Абдушукуров,

А.А.Джураев

Физико - технический институт Академии наук Республики Таджикистан.  
Таджикистан, 734063, Душанбе, ул.Айни, 299/1 [abdush@tajik.net](mailto:abdush@tajik.net)

### 1. Введение

В настоящее время на территории Северного Таджикистана накопилось более 200 млн. тонн отходов горной промышленности, накопленных в 13 хвостохранилищах и отвалах, из них около 55 млн. тонн урановых отходов, накопленных в 10 хвостохранилищах занимающих площадь 170 га с суммарной активностью более 6,5 тыс. кюри[1]. Они расположены в зонах непосредственно прилегающих к местам постоянного проживания населения, в верховьях водных притоков Сырдарьи. Из большого количества штолен, скважин и других горных выработок вытекают шахтные воды, вынося с собой растворенные радиоактивные вещества. Значительный вклад в общий радиационный фон вносит также эсхалиция Радона из незаконсервированных хвостохранилищ. Радиоактивные загрязнения водными и воздушными путями переносятся на значительные расстояния и в конечном итоге оказываются в реке Сырдарья являющейся самой низкой точкой в бассейне этой реки.

Из 10 урановых хвостохранилищ только 3, а именно Чкаловское, Гафуровское и Дигмайское хвостохранилища расположены на левом берегу Сырдарьи остальные хвостохранилища расположены на правом берегу реки. В непосредственной близости от Кайракумского водохранилища расположены Чкаловское и Гафуровское хвостохранилища.

Экстенсивное развитие горной отрасли требовало больших энергоресурсов, в связи с этим была построена Кайракумская ГЭС с водохранилищем. Кайракумская гидроэлектростанция была принята в эксплуатацию в 1951 году. Водохранилище было создано для сезонного регулирования стока реки

Сырдарья. Общая емкость водохранилища - 4160 млн. м<sup>3</sup>, полезный объем 2600 млн. м<sup>3</sup>, длина его составляет 75 км.

В представленной работе приведены результаты экологического обследования берегов Кайраккумского водохранилища. Были проведены исследования распределения макро- и микроэлементов в образцах почв и в донных осадках вдоль береговой линии, особое внимание было уделено изучению распределения урана и тория. Исследования произведены с использованием рентгено- флуоресцентного анализатора.

## 2. Отбор и анализ образцов

Были проведены экспедиции по сбору образцов донных отложений и почв с северного и южного берегов Кайраккумского водохранилища. Отбор образцов донных осадков проводился с лодки, на расстоянии примерно 10 метров от береговой полосы. Глубина отбора проб не превышала 2,5 метров. Одновременно были отобраны образцы береговых почв вблизи точек отбора донных осадков. Схема отбора образцов показана на рис. 1.

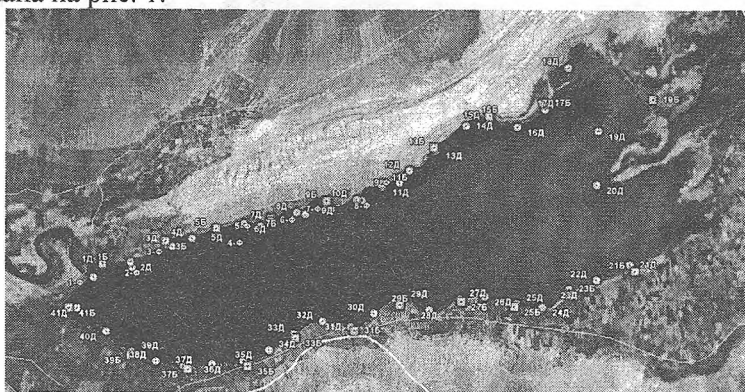


Рис. 1. Схема отбора проб на Кайраккумском водохранилище, где Д- обозначены образцы донных отложений, Б- образцы береговой почвы

Всего было отобрано проб донных отложений по прибрежному контуру водохранилища (41 проба), донных отложений в фарватерной части водохранилища (9 проб) и проб прибрежной почвы (21 проба).

Произведена лабораторная обработка собранных образцов для проведения аналитических исследований. При обработке образцов особое внимание было уделено сохранению мелкой (мелкодисперсной) части проб (пыли), поэтому такие операции как просеивание производились в полиэтиленовых мешках с последующим сбором пыли.

Основу рентгено- флуоресцентной установки составили кремниевый детектор высокого разрешения, фирмы "Canberra", и трубка рентгеновского излучения - Eclipse II с регулируемым спектром возбуждения. Возможности рентгено- флуоресцентного анализатора позволяли надежно идентифицировать элементы начиная  $^{19}\text{K}$ , чувствительность установки составила  $(1-3) \cdot 10^{-5}$  г/г .

## 3. Результаты и обсуждения

Возможности рентгена - флуоресцентного анализатора используемого в нашей работе, позволяли надежно идентифицировать только элементы начиная с  $^{19}\text{K}$ , к сожалению основные почвообразующие элементы оказались неопределяемыми. В образцах почв преобладают другие макро- элементы: такие как  $^1\text{H}$ ,  $^3\text{Li}$ ,  $^4\text{Be}$ ,  $^5\text{B}$ ,  $^6\text{C}$ ,  $^7\text{N}$ ,  $^8\text{O}$ ,  $^9\text{F}$ ,  $^{11}\text{Na}$ ,  $^{12}\text{Mg}$ ,  $^{13}\text{Al}$ ,  $^{14}\text{Si}$ ,  $^{15}\text{P}$ ,  $^{16}\text{S}$  и  $^{17}\text{Cl}$  их общее массовое содержание составляет от 67 до 85 %, при средней концентрации 81.5%. Основные определяемые нашей установкой макро- элементы это  $^{20}\text{Ca}$  с концентрацией от 9 до 29% при средней концентрации 13.3%,  $^{26}\text{Fe}$  со средней концентрацией 2.89% и  $^{19}\text{K}$ ,  $^{22}\text{Ti}$ ,  $^{21}\text{Sc}$ ,  $^{23}\text{V}$ ,  $^{25}\text{Mn}$ ,  $^{27}\text{Co}$ ,  $^{37}\text{Rb}$ ,  $^{38}\text{Sr}$ ,  $^{40}\text{Zr}$  со средними концентрациями 1.6, 0.28, 0.2, 0.02, 0.015, 0.047, 0.022, 0.028, 0.01% соответственно.

Донные осадки в Кайраккумском водохранилище образовались в результате достаточно сложного процесса - первоначально произошло размытие песчаных барханов которые присутствовали на территории, свой вклад в процесс внесен за счет постоянного размывания берегов и наиболее весомый вклад составили илы принесенные из верхних участков Сыр-Дарьи. Наиболее активно илы накапливались в 50 и 60 -тых годах[2], до начала затопления Токтогульского и Андижанского водохранилищ. По предварительным расчетам в Кайраккумском водохранилище накопилось не менее 680 миллионов тонн принесенного ила. Принесенный ил преимущественно накопился в верхней части водохрани-

лица, в тоже время в нижней части водохранилища донные осадки образованы преимущественно за счет размыва берегов.

В образцах донных осадков уменьшается концентрация легких элементов, так как эти элементы могут образовывать водорастворимые соединения, которые, растворяясь в воде, выносятся за пределы водохранилища. Возрастает концентрация  $^{26}\text{Ca}$ , содержание которого увеличивается и составляет от 9.43 до 35.6%, а в среднем 20%. Так же увеличиваются содержание и других макроэлементов  $^{26}\text{Fe}$ ,  $^{19}\text{K}$ ,  $^{22}\text{Ti}$  и  $^{21}\text{Sc}$  их средние концентрации увеличиваются до 3.07, 1.57, 0.32 и 0.32%. Повышенное содержание кальция обусловлено прилегающими почвами основу которых составляют гипсовые сероземы. На рисунке 2 показана картина распределения элементов в различных точках отбора донных образцов.

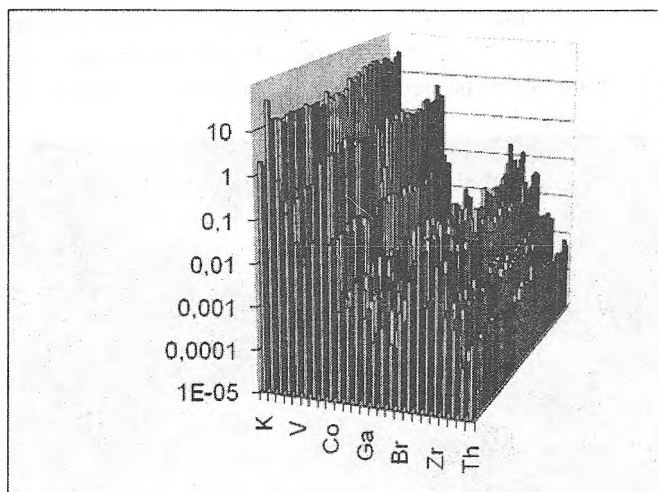


Рис. 2. Распределение элементов в 41 образце донных осадков

Усредненное распределение микроэлементов в донных образцах приведено на рисунке 3. Была отмечена повышенная концентрация некоторых микроэлементов в верхней части водохранилища, и это наблюдалось ранее в совместных с ИЯФ (г.Ташкент) работах по нейтронно - активационному анализу образцов в рамках совместного эксперимента «Навруз».

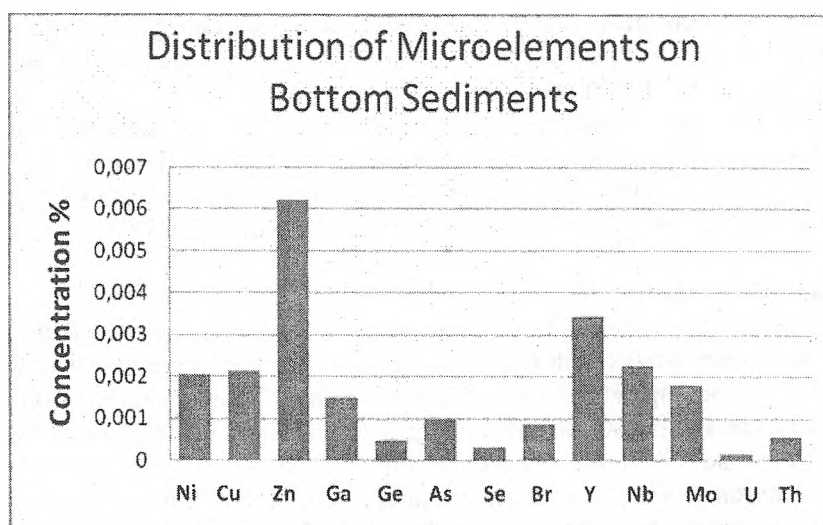


Рис. 3. Распределение средней концентрации микроэлементов в донных осадках

Особое внимание было уделено распределению урана и тория в образцах. На рисунке 4 показано распределение урана и тория в образцах почв и донных осадков.

Следует отметить, что берега Кайракумского водохранилища являются чистыми и не загрязнены ураном и торием. Этому способствовало удачное географическое расположение. С севера водохранилище надежно прикрывает небольшой горный хребет (рис. 1). Этот хребет, являясь водоразделом, не допускает проникновение вод в водохранилище, а также является экраном для воздушных потоков.

Полагаем, что следы загрязнений могут быть обнаружены в реке Сыр-Дарья ниже водохранилища, именно туда стекают все притоки реки на верхних уровнях, которых расположены хвостохранилища.

DISTRIBUTION OF URANIUM (○ ●) and THORIUM (○ ●)  
in BOTTOM SEDIMENT and INSHORE GROUND of  
KAYRAKKUM RESERVOIR

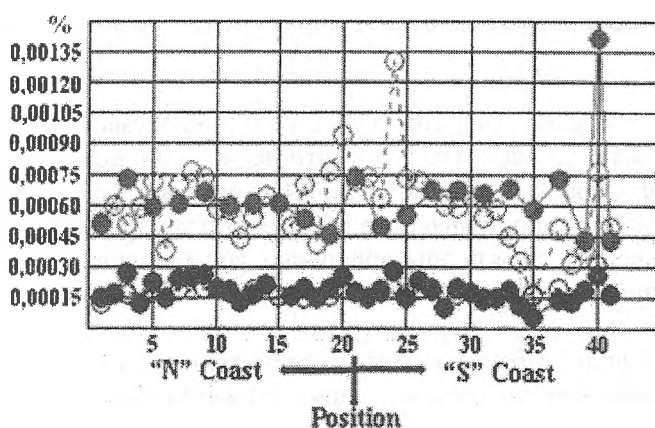


Рис. 4. Распределение урана и тория в образцах донных осадков и почв

Небольшое завышение содержание урана и тория обнаружено в точке наблюдения 40 (рис. 1,4). По словам очевидцев в 50 и 60 годы в этом месте водители мыли свои самосвалы после разгрузки отходов на Гафуровском и Чкаловском хвостохранилищах. В этой точке, также отмечено завышенное соотношение торий/урана, которое может наблюдаться в хвостах после извлечения урана.

#### 4. Заключение

Проведено исследование распределения макро и микро- элементов в образцах донных осадков (41 образец) и почв (21 образец) вдоль берегов Кайракумского водохранилища. Анализы проведены при помощи рентгено- флуоресцентного анализатора. Анализатор позволял регистрировать химические элементы, начиная с Калия с точностью до  $10^{-5}$  г/г.

Среди анализируемых макро - элементов выявлено повышенное содержание Кальция, которое связано с прилегающими гипсоносно - сероземными почвами.

В образцах были определены микро- элементы. Содержание некоторых микро - элементов в донных осадках различаются и зависят от точки отбора образцов, что в свою очередь связано с механизмом заиливания водохранилища.

Особое внимание было уделено определению содержания Урана и Тория в образцах. Было выявлено небольшое завышение Урана и Тория вблизи города Гафурова, которое очевидно имеет техногенное происхождение. В целом Кайракумское водохранилище является чистым и не подверглось влиянию урановых хвостохранилищ, благодаря удачному географическому расположению.

Считаем, что подобные исследования необходимо произвести вдоль берегов реки Сыр-Дарья в которую втекают притоки реки в верховьях, в которых расположены все урановые хвостохранилища. Подобные исследования могут быть актуальны и для других стран Центральной Азии и мы готовы к сотрудничеству.

#### Литература

1. У.Мирсаидов, Н. Хакимов, Х.М.Назаров, «Ядерное наследие Советского Союза в Таджикистане: проблемы и решения», Материалы международной конференции «Вопросы потенциального терроризма и борьба с распространением оружия массового уничтожения в Центральной Азии», Душанбе, Таджикистан, 2010.
2. Средняя Азия, Физико-географическая характеристика, под ред. Э.М.Мурзаева, изд-во АН СССР, Москва, 1958.

## ИЗОТОПНЫЙ СОСТАВ УРАНА ( $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ) В ВОДАХ БАССЕЙНА РЕКИ МИН-КУШ

В.М. Алехина

*Институт физико-технических проблем и материаловедения  
Национальной академии наук, г. Бишкек, Кыргызская Республика*

### Введение

В горных районах, к которым относится Кыргызстан, проблема загрязнения окружающей среды приобретает особую остроту. Связано это с тем, что, вымываясь природными водами из хвостохранилищ и отвалов, токсичные компоненты в указанных условиях имеют возможность быстрого заражения больших территорий, распространяясь за несколько суток на значительные расстояния.

Исследования по изучению загрязнения природных вод требуют большого объема работ. Кроме того имеются и принципиальные трудности. В подземных и поверхностных водах, циркулирующих вокруг хвостохранилищ и под ним, содержится уран различного происхождения – природный и техногенный, загрязняющий воды. Поскольку только техногенный уран является загрязнителем окружающей среды, необходимы методы идентификации техногенной составляющей на фоне естественной.

Радиоактивные изотопы можно рассматривать как неравновесные физические системы, которые с течением времени приходят в равновесное состояние, причем в это равновесное состояние они приходят с известной скоростью, которая зависит от внешних факторов. Особенности отклонения от равновесия отдельных радионуклидов и разделения изотопов одного и того же элемента позволяют использовать указанные системы в качестве естественных индикаторов при решении различных задач, связанных с изучением земной коры и происходящих в ней процессов.

Изотопы урана  $^{234}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$  являются такой неравновесной системой радиоактивных изотопов. Фракционирование четных изотопов урана было открыто в 1953 г. В.В.Чердынцевым и П.И.Чаловым [2].

За период, прошедший после обнаружения неравновесного урана, накоплена значительная информация о распространенности этого явления в природе. Было установлено, что основной причиной разделения  $^{234}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$  являются ядерные процессы, в результате которых в природных минералах при распаде  $^{238}\text{U}$  образуются области разупорядочения. Однако само разделение происходит только при взаимодействии твердой фазы (минералы) с жидкой фазой (природные растворы) [1].

### Объекты исследований

В районе пгт. Мин-Куш расположено 4 хвостохранилища и 4 горных отвала некондиционных руд. Район расположения хвостохранилищ относится к селевым и сейсмоопасным районам, вследствие чего возможно попадание материала хранилищ отходов в русло рек Мин-Куш и далее по течению в р. Кекемерен вплоть до Токтогульского водохранилища. Хвостохранилище Туюк-Суу расположено в 7 км выше поселка одноименной реки и может являться источником загрязнения природных вод, проходящих через поселок.

В таблице 1 приведено описание точек отбора проб в бассейне р. Мин-Куш. Описание мест отбора проб дает представление о возможном пространственном загрязнении бассейна р. Мин-Куш от находящихся поблизости бывших урановых разработок. Приведенные данные (табл.1) по мощности дозы излучения в местах отбора проб показывают, что повышенные значения отмечены для района шахты 55 и хвостохранилища Туюк-Суу. Остальные точки опробования бассейна р. Мин-Куш не отличаются от значений, полученных для бассейна р. Кекемерен (от 10 до 30 мкр/ч), который не представляет радиэкологической опасности для региона.

**Закономерности пространственного распределения отношения  $\alpha$ -активностей  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}=\gamma$  и содержания урана.**

Результаты  $\alpha$ -спектрометрических измерений представлены на рис.1,2. Вариации содержания урана в бассейне р. Мин-Куш составляют  $(2,8-8,7) \cdot 10^{-6}$  г/л для осеннего периода и  $(4,2-36,6) \cdot 10^{-6}$  г/л для весеннего периода.

Полученные закономерности пространственного распределения  $C_U$  и  $\gamma$  в районе исследования достаточно хорошо объясняются с позиций изотопного фракционирования природного урана [1,2]. Как уже отмечалось, при переходе изотопов урана из твердых природных урансодержащих образова-

ний в жидкости, не растворяющие эти образования, происходит обогащение изотопной смеси ураном-234. При полном растворении кристалла, который происходит при разложении урановых руд в ходе их переработки отношение  $\alpha$ -активностей  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}=\gamma=1$ . Таким образом, техногенный уран должен иметь  $\gamma \approx 1$ , в отличие от урана природных вод, для которых  $\gamma > 1$ .

Таблица 1

Описание мест отбора проб в бассейне р. Мин-Куш

Шифр проб	Координаты точек отбора	Высота над уровнем моря, м	Мощность дозы излучения мкр/ч	Местонахождение точек отбора
Kg-56	41°41,34' 74°28,46'	2035	50	Дренаж шахты № 55 перед слиянием с рекой Мин-Куш
Kg-37	41°40,21' 74°27,82'	2024	26	Река Мин-Куш выше города Мин-Куш
Kg-53	41°39,65' 74°28,04'	2067	50-100	Дренаж хвостохранилища на реке Ту-юк-Суу ( левый приток р. Мин-Куш)
Kg-54	41°39,65' 74°28,04'	2067		Река Туюк-Суу возле хвостохранилища (бетонный лоток)
Kg-38	41°40,08' 74°27,74'	2024	24	Река Туюк-Суу выше города
Kg-55	41°40,08' 74°27,74'	2024	16	Водопроводная вода, напротив точки Kg-38
Kg-39	41°40,76' 74°26,53'	2024	20	Река Мин-Куш на въезде в город
Kg-40	41°40,76' 74°25,48'	1932	20	Левый приток реки Мин-Куш перед въездом в город
Kg-41	41°41,44' 74°23,41'	1818	20	Река Мин-Куш
Kg-42	41°41,89' 74°22,09'	1755	20	Река Мин-Куш
Kg-43	41°44,61' 74°16,03'	1439	15	Река Чамынды, лесничество Ак-Кол
Kg-45	41°45,16' 74°15,51'	1439	18	Река Мин-Куш после слияния с рекой Чамынды
Kg-44	41°44,95' 74°15,20'	1414	18	Река Кекемерен после слияния с рекой Мин-Куш

Анализ полученной информации приводит к следующему. Уран в водах трех рек (Мин-Куш, Ту-юк-Суу и Чамынды) характеризует природную составляющую, характерную для пород этого района. Содержание урана для этих вод варьируют от  $4,2 \cdot 10^{-6}$  г/л до  $6,2 \cdot 10^{-6}$  г/л. Отношение  $\alpha$ -активностей четных изотопов урана - от 2,03 до 2,76. ). В водопроводной воде в весенний период  $C_U=7,7 \cdot 10^{-6}$  г/л,  $\gamma=1,36$ .

Отношение  $\alpha$ -активностей  $\gamma = 1,06$  и повышенное содержание урана  $32,5 \cdot 10^{-6}$  г/л в дренажных водах шахты 55 свидетельствует о присутствии техногенной составляющей. Расходы воды р. Мин-Куш превышают расходы дренажного ручья шахты, поэтому при смешении последние не оказывают большого влияния на изменение указанных параметров.

Воды р. Туюк-Суу из разрушенного обводного канала затекают на площадь хвостохранилища и обогащаются техногенным ураном. По содержанию урана дренажные воды хвостохранилища Туюк-Суу не отличаются от дренажных вод шахты 55, а  $\gamma=1,17$ . Далее вдоль потока р. Мин-Куш происходит уменьшение  $C_U$  и повышение  $\gamma$  (рис. 1,2. Для сравнения в водах бассейна р. Кекемерен содержание урана меняется от  $2,0 \cdot 10^{-6}$  г/л до  $16,4 \cdot 10^{-6}$  г/л и  $\gamma$  от 1,44 до 1,98.

Анализ приведенной информации позволяет сделать заключение о наличии техногенного урана в водах бассейна р. Мин-Куш. Однако приведенные значения не превышают ПДК. Содержание урана в питьевой воде  $1,8 \cdot 10^{-3}$  г/л. Для западных стран -  $2 \cdot 10^{-5}$  г/л.

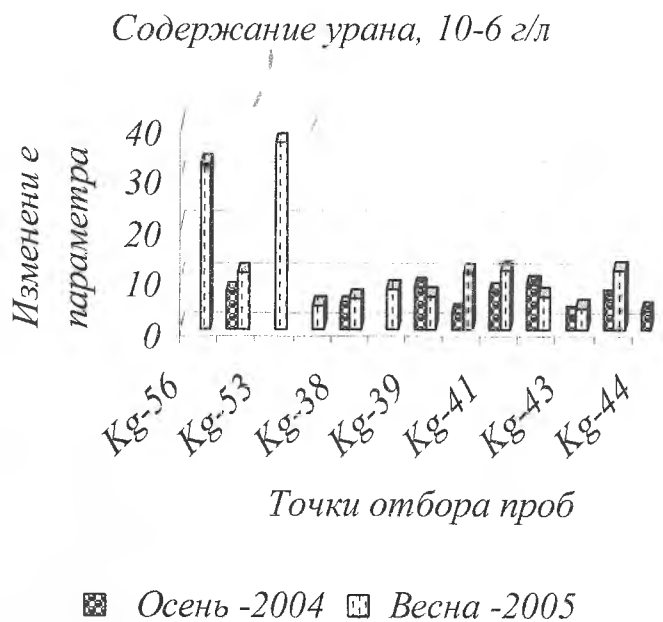


Рис. 1. Содержание урана в водах бассейна р. Мин-Куш

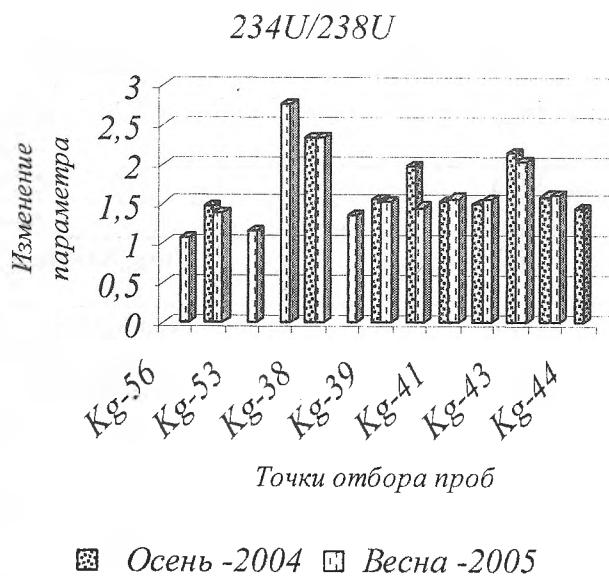


Рис. 2. Отношение альфа-активностей урана в водах бассейна р. Мин-Куш

### Литература

1. Чалов П.И. Изотопное фракционирование природного урана.-Фрунзе:Илим, 1975. – 236 с.
2. Чердынцев В.В., Чалов П.И. Явление естественного разделения урана-234 и урана-238. Открытия в СССР.- М.: ЦНИИПИ, 1977.-С. 28.

## БЕЗОПАСНОСТЬ УРАНОВЫХ ХВОСТОХРАНИЛИЩ В ДОЛГОВРЕМЕННОМ АСПЕКТЕ

Ю.Г. Алёшин, И.А. Торгоев

Научно-инженерный центр «ГЕОПРИБОР»

Необходимым условием безопасности функционирования объектов длительного хранения радиоактивных отходов добычи и переработки урановой руды является надёжная изоляция радионуклидов от экосферы на весь период их потенциальной радиобиологической опасности, которая составляет тысячи лет, что сопоставимо со шкалой геологического времени верхнечетвертичного периода. Высокий уровень безопасности обеспечивается мультибарьерной системой защиты, в которую входят природные и инженерные барьеры, в том числе удерживающие конструкции и экраны. Наиболее сложным и плохо изученным элементом такой системы является массив горных пород, вмещающий объект захоронения, поскольку в процессе геологического развития его строение, состояние и свойства слагающих пород подвергаются неоднократным изменениям, в том числе – техногенным. Вследствие этого формируются такие особенности горного массива как дискретность, неоднородность, анизотропия свойств, напряжённое состояние и другие, которые находят своё отражение на различных иерархических уровнях – от регионального до локального. К тому же, происходящие в земной коре Тянь-Шаня тектонофизические процессы (вертикальные и горизонтальные смещения, землетрясения) приводят к преобразованию геологических структур, изменяются их важные характеристики: степень тектонической нарушенности, минерально-химический состав, петрофизические свойства пород, гидродинамика и гидрохимия подземных вод.

Районы размещения отходов урановых рудников в Кыргызстане характеризуются глубокой расчленённостью рельефа и имеют абсолютные отметки: в Майлуу-Суу от 900 до 1100 м на участках захоронения радиоактивных отходов (надпойменные речные террасы) и 1400–1500 м на вершинах местных водоразделов по бортам речных долин (участки пятой и шестой древних речных террас); в Ак-Тюзе и Минкуше, соответственно, на отметках 1800–2100 м и 2500 м и более. Долины рек в нижнем течении по отношению к хвостохранилищам заселены и застроены промышленными и гражданскими зданиями, инженерными коммуникациями; поймы и надпойменные террасы используются для сельскохозяйственного производства риса, кукурузы, овощей. Все реки являются либо трансграничными, либо притоками трансграничных рек. (рис. 1).

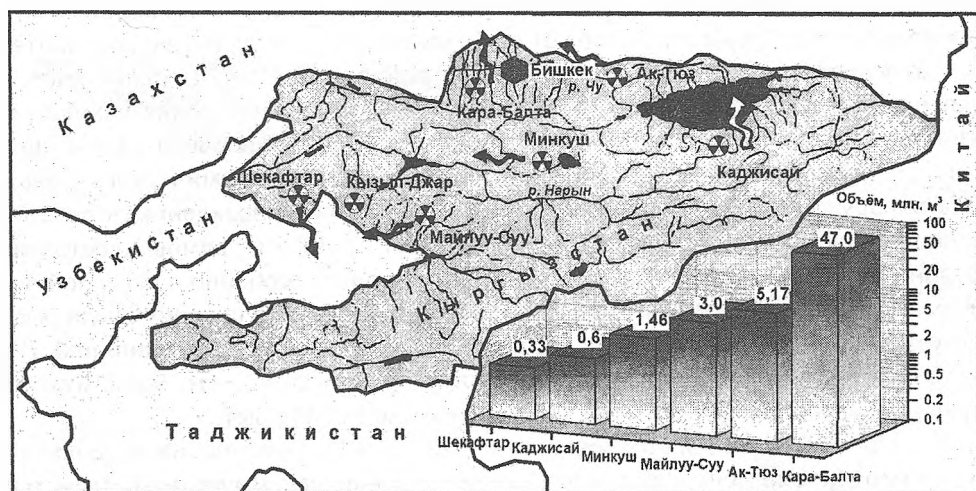


Рис. 1. Карта размещения и объёмы радиоактивных отходов на территории Кыргызстана и трансграничные угрозы

Особенность орографии участков размещения радиоактивных хвостохранилищ Кыргызстана – узкие и глубоко врезаемые в горный массив долины со слабоустойчивыми бортами, на которых развиты современные экзогенные геологические процессы. Многие участки представляют собой древнеоползневые склоны и рыхлые массивы формирования твёрдой составляющей селей. Комплекс орографических, геолого-тектонических и климатических факторов [3] предопределили высокий риск разрушения хвостохранилищ с последующим радиоактивным загрязнением больших территорий.



Этому же способствуют ряд техногенных факторов:

- повышенное содержание урана в отходах производства конца 40-х – начала 60-х годов прошлого столетия, особенно заметное в Майлуу-Суу, где были предприняты попытки переработки разнородных руд, в том числе доставленных с месторождений Восточной Германии и Чехословакии (возможно и других стран); здесь средний коэффициент извлечения по урану из местных руд в начальный период едва превышал 90%, что обусловило довольно высокую общую  $\alpha$ -активность материала хвостохранилищ – от 12 до 60 Бк/г и концентрацию урана от 0.01 до 0.02% (при переработке руд других месторождений коэффициент извлечения урана был существенно ниже и его содержание в местах захоронения (участки хвостохранилищ №№ 3,5,7) достигает 0.5% с общей  $\alpha$ -активностью, превышающей 200 Бк/г); среднее содержание радия в отдельных хвостохранилищах изменяется в широких пределах: от  $10^{-8}\%$  до  $n \cdot 10^{-7}\%$ , концентрация тория – до  $10^{-4}\%$ , свинца – до  $0.8 \cdot 10^{-2}\%$ , хрома более  $2 \cdot 10^{-3}\%$ , мышьяка более  $0.6 \cdot 10^{-2}\%$ , селена – более  $0.2 \cdot 10^{-2}\%$  [1];

- невысокое качество инженерно-геологических изысканий и проектов сооружения хвостохранилищ, в результате чего эти объекты не оборудовались системой инженерных барьеров (противофильтрационных экранов), а пульпа подавалась на поверхность почвы; дамбы были сооружены преимущественно намывным способом с последующим покрытием суглинком (мощностью 0.2-0.7 м) и балластным материалом – щебнем и галечником мощностью ~0.5–0.8 м. Зона аэрации в местах размещения хвостохранилищ и отвалов представлена разнозернистыми песками, суглинками, супесями, галечником, крупным щебнем, т.е. традиционными материалами аллювиальных террас и пролювиально-делювиальных конусов, не обладающих высокими сорбирующими характеристиками. В местах закладки хвостохранилищ отсутствуют и геохимические барьеры (биогеохимические, сорбционные, глеевые, кислые и т.д.) – как природные, так и техногенные. Имея в виду довольно высокий коэффициент фильтрации материалов захоронения, составляющий в среднем от 0.1 до 0.2 м/сут., а на отдельных участках до 1 м/сут., при средней пористости от 30 до 35%, на всех объектах следует ожидать активной миграции радионуклидов за пределы хвостохранилищ вместе с грунтовыми водами, подпитка которых производится как за счёт пластовых нижнемеловых вод антиклиналей, у подножия которых заложены эти хвостохранилища (рис. 2), либо подруслового потока аллювиальных террас, а также стока атмосферных осадков с водосборной площади окружающих склонов. Это подтверждается в Майлуу-Суу анализом проб грунтовых вод, выклинивающихся из подножий хвостохранилищ: U-238 и U-234 в концентрации  $n \cdot (10^{-3} - 10^{-2})$  г/л, что соответствует ~600 Бк/л, при этом фоновое содержание урана в грунтовых водах  $n \cdot (10^{-7} - 10^{-6})$  г/л. В водах ручьёв, омывающих подножия горных отвалов, не имеющих покрытия, концентрация урана составляет  $n \cdot 10^{-4}$  г/л.

В условиях высокой сейсмотектонической активности региона газо- и гидроизоляция ложа, бортов, дамб и покрытий хвостохранилищ теряют свои экранирующие свойства. Это подтверждают геофизические и атмогеохимические исследования, проведённые на хвостохранилищах Майлуу-Суу. Спустя 40 лет после консервации в некоторых из них материал захоронения находится в состоянии текучепластичной консистенции, а ложе – обводнено. Поле подпочвенного радона на хвостохранилище № 7 (рис. 3) практически повсеместно превышает уровень геохимического фона. Ореолы рассеяния радона обнаружены и за пределами хвостохранилищ по направлению к реке Майлы-Су. На профиле эманационной съёмки, проведённой на удалении 20–30 м от дамбы хвостохранилища, концентрация радона в подпочвенном воздухе в ореолах рассеяния, особенно в северной части, столь же высока, причём эти ореолы имеют лентовидную форму, вытянутую в сторону русла реки. Этими ореолами фиксируется наличие существенных утечек радия за пределы хвостохранилищ. В ряде моделей миграции радионуклидов из хвостохранилищ Майлуу-Суу показано, что максимум поступления в воды реки урана произойдёт через 300–500 лет, а радия – через 5000 лет.

При средних уклонах ложа хвостохранилищ от 0.1 до 0.15, обводнения материала захоронения, пригрузки чаши продуктами денудации окружающих склонов, сейсмических воздействий возникают проблемы с геомеханической устойчивостью объектов. Это хорошо можно продемонстрировать на примере хвостохранилища № 3 в Майлуу-Суу (рис. 2), которое уже дважды подвергалось реабилитации: с 1963 по 1965 год, когда из него было удалено  $\sim 35 \cdot 10^3$  м<sup>3</sup> отходов и в 2003 году, когда по проекту Tasis было пригружено основание дамбы низового откоса. Оба указанных мероприятия способствовали повышению устойчивости хвостохранилища и снижению риска его разрушения. Но, тем не менее, постоянная пригрузка чаши продуктами денудации продолжается и риск разрушения объекта вновь возрастает. Катастрофические последствия разрушения этого хвостохранилища рассмотрены нами в публикации [4]. К этому следует добавить, что поведение суглинистых материалов при длительном радиоактивном облучении нам не известны. В последние годы появились публикации [2], в

которых показано, что после дозы  $\sim 10^5 - 10^7$  Гр глинистые материалы снижают характеристики прочности в 2–4 раза. Подобные дозы могут быть получены в высокоактивных хвостохранилищах за время  $\sim 1000$  лет.

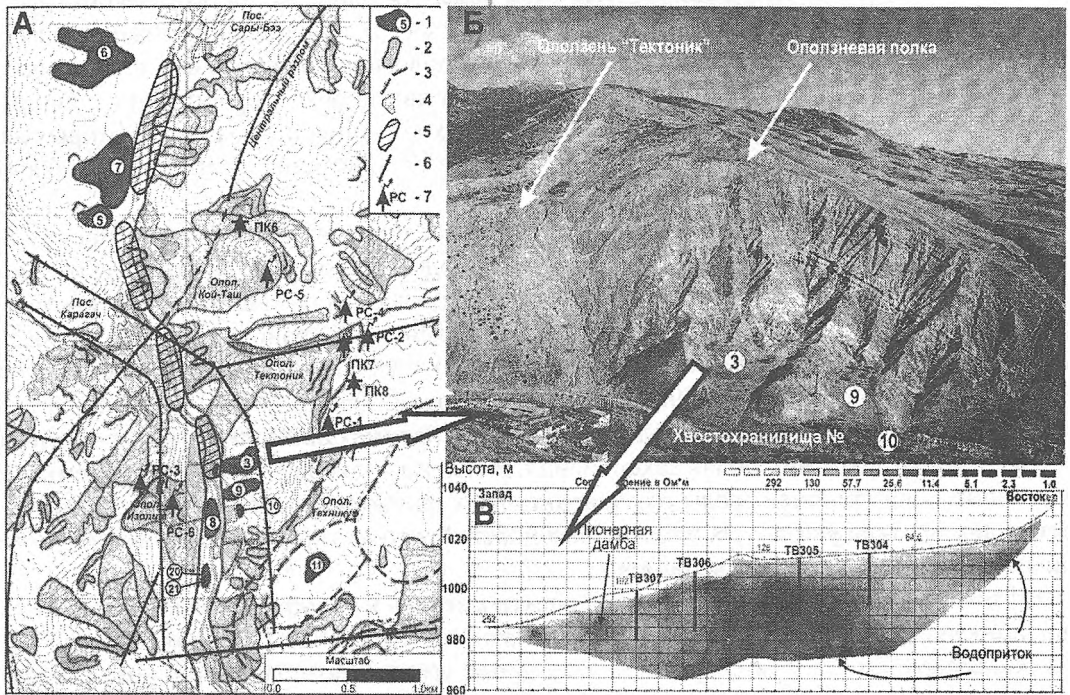


Рис. 2. Современная геоэкологическая ситуация на промышленной территории уранового рудника в Майлуу-Суу:

А – геоэкологическая карта (1 – хвостохранилища; 2 – оползни; 3 – границы древних оползней; 4 – жилая застройка; 5 – места возможного перекрытия реки; 6 – тектонические нарушения; 7 – пункты геоконтроля); Б – вид Главной антиклинали, у подножья которой размещены хвостохранилища; В – геоэлектротомограмма хвостохранилища № 3

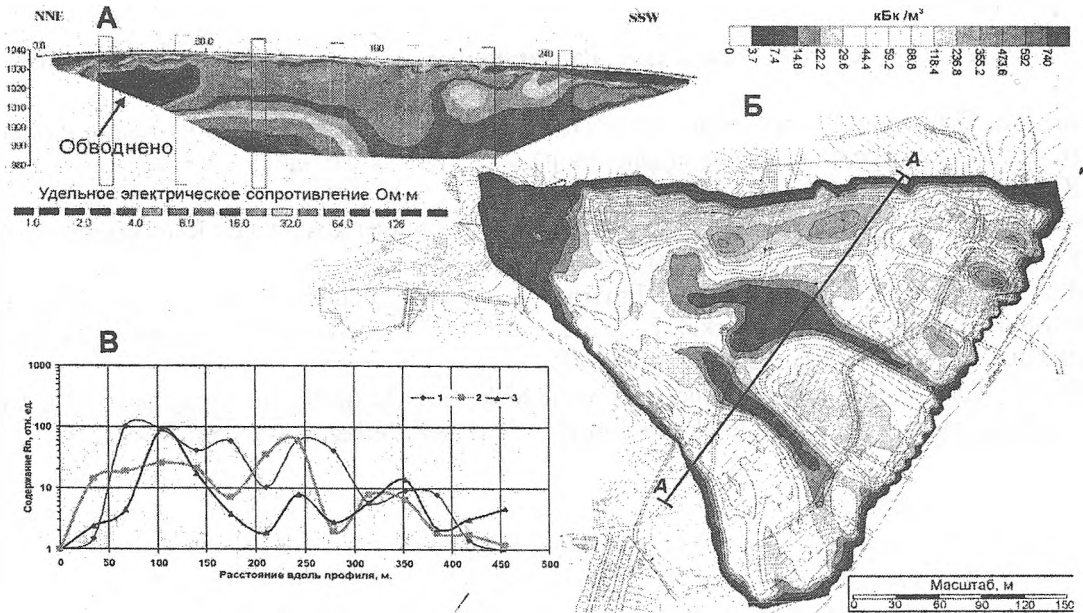


Рис.3. Поле подпочвенного радона на участке заложения хвостохранилища № 7

А – геоэлектротомограмма (разрез А–А); Б – подпочвенный разрез на общей площади объекта; В – концентрация подпочвенного радона по трём профилям, заложенным вдоль дамбы (1 – у подножья; 2 – по низовому откосу; 3 – по гребню дамбы)



660741

Наконец, необходимо иметь в виду своеобразный социально-экономический фон и антропогенно-техногенный прессинг на объекты захоронения и окружающую природную среду, которые создают как угрозу разрушения хвостохранилищ, так и новые пути утечки радионуклидов и поступления их в организм человека. Оказавшись в непосредственной близости или даже на территории крупных населённых пунктов (как это имеет место в г. Майлуу-Суу), хвостохранилища и горные отвалы оказались доступны для местного населения: по их поверхности проложены пешеходные тропы, здесь организованы участки выпаса скота, у подножий дамб проходят автодороги, трубопроводы, линии электро-снабжения; жилая застройка приближается к объектам захоронения, поверхность которых вскрывается, щебнистый радиоактивный материал горных отвалов используется местными жителями для хозяйственного использования.

Опыт изучения хвостохранилищ горнодобывающих предприятий Кыргызстана, проведённые исследования в районах их заложения показывают, что методология оценки экологических рисков длительного содержания радиоактивных отходов должна базироваться на анализе вероятности изменения свойств литосферного пространства в местах их заложения, по крайней мере на трёх масштабных уровнях: 1) региональной геодинамической обстановки, 2) локальных тектонофизических, экзогеодинамических, гидрогеологических и антропогенных условий, 3) петроструктурных свойств и петрофизических параметров горных пород под воздействием гидромеханических, физико-химических процессов в ближних и дальних полях захоронения. В Кыргызстане все элементы системы мультимасштабной защиты окружающей среды от радиоактивных поллютантов хвостохранилищ, испытывают комплексное воздействие указанных масштабных уровней, что не гарантирует высокий уровень безопасности на длительный период времени.

Эти же факторы определяют широкий спектр методов и технологий реабилитации хвостохранилищ, а также сроков проведения этих мероприятий. Сверхсрочные мероприятия необходимы в Минкуше (хвостохранилище Туюк-Су, находящееся под угрозой затопления в случае перекрытия реки оползнем объёмом ~0.7 млн. м<sup>3</sup>), и в Майлуу-Суу (хвостохранилища № 3 и № 7, находящиеся частично в обводнённом состоянии на границе устойчивости и под угрозой оползневой разрушения или затопления после перекрытия русла реки). Радикальным решением в ряде случаев является перенос радиоактивных материалов на новые площади [4], что будет связано с новыми проблемами обеспечения радиационной безопасности, поскольку подобные работы будут проводиться в непосредственной близости от жилой застройки посёлков. Перманентный характер любых других мероприятий не вызывает сомнений.

### Литература

1. Алёшин Ю.Г., Торгоев И.А., Лосев В.А. Радиационная экология Майлуу-Суу. – Бишкек: Илим, 2000 – 96 с.
2. Дашко Р.Е. Особенности инженерно-геологического и геоэкологического изучения и оценки глинистых пород как средства для захоронения радиоактивных отходов / Сергеевские чтения. – М.: ГЕОС, 2005. – С. 233-240
3. Торгоев И.А., Алёшин Ю.Г. Экология горнопромышленного комплекса Кыргызстана / Под ред. акад. И.Т. Айтматова. – Бишкек: Илим, 2001 – 182 с.
4. Aleshin Y.G., Torgoev I.A., Smidt G. Environmental risk management at uranium tailing ponds in Mailuu-Suu, Kyrgyzstan / B.I. Merkel, B. Planer-Fridrich, C. Wolkersdorf: Uranium in the Aquatic Environment. – Springer-Verlag, 2002 – pp 881-888
5. Aleshin Y., Torgoev I. Long-term aspects of waste rock piles and trailing in Kyrgyzstan / B.I. Merkel, A. Hasche-Berger (ed.) Uranium in the Environment. – Springer-Verlag, 2006 – pp 553-562

## УРАНОВЫЕ ХВОСТОХРАНИЛИЩА И СИНЕРГЕТИЧЕСКАЯ ЦЕЛЬ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ РИСКОВ

Ю.Г. Алёшин, И.А. Торгоев, К.А. Абиров, М.Б. Молдобаев

*Научно-инженерный центр «ГЕОПРИБОР»*

В сложной природно-техногенной системе, каковой является горнопромышленная зона с хвостохранилищами РАО, загрязнение окружающей среды может оказаться следствием длинных цепочек событий и/или процессов, причём факторами, инициирующими всю цепочку, могут выступать не только существующие природные, но также техногенные причины и антропогенная нагрузка [1]. Например, по схеме: уничтожение растительности на горных склонах обрамления чаши хвостохранилища → развитие экзогенных геологических процессов → пригрузка поверхности хвостохранилища продуктами денудации склонов, в том числе оползневыми накоплениями → потеря устойчивости хвостохранилища во влажное время года → разрушения и сход хвостохранилища в виде оползневых потоков в сторону русла реки → перекрытие русла реки с образованием завальной плотины, накоплением воды и образованием подпрудного озера → прорыв плотины из радиоактивных материалов → формирование наносоводного селя с разрушением строений вдоль поймы реки и радиоактивным заражением больших площадей → длительное заражение сельскохозяйственных площадей, где вода используется для полива. Подобная цепочка негативных событий реально может быть реализована в г. Майлуу-Суу на территории промзоны уранового рудника, где ныне сосредоточены наиболее крупные хвостохранилища радиоактивных отходов (рис. 1). Причины сложившегося положения дел в области радиационной безопасности на территории Майлуу-Суу исследованы нами ранее [2].

Основной экологический риск при разрушении наиболее опасного на этой территории хвостохранилища № 3 связан с выбросом радиоактивных «хвостов» в русло реки Майлы-Су с образованием в её нижнем течении зоны радиоактивного загрязнения. При этом главная угроза для здоровья населения относится к риску радиоактивного облучения, а также возможности попадания в организм человека взвешенного в воде радия, урана и других, связанных с ним загрязнителей, что может повлиять на состояние пищевой цепи. Существует также опасность потенциального воздействия катастрофического прорыва и выброса радиоактивных хвостов на сельскохозяйственные угодья в приграничных районах соседнего государства.

Рассматривая вероятность разрушения этого хвостохранилища, а также расположенного ниже его хранилища № 18 от различных опасных природно-техногенных процессов (землетрясение и/или оползень), следует отметить, что процесс выброса отходов в реку может развиваться по двум сценариям:

(1) - постепенное сползание хвостового материала к реке и смыв его водами реки, при котором уровень воды в реке резко не поднимается и не выйдет за пределы зоны затопления, наблюдавшейся в апреле 1958 г. при аварии на хвостохранилище № 7; следует отметить, что из этой зоны ещё в 1958-59 гг. были удалены все жилые постройки, а по берегам реки выполнено габионное крепление, которое в настоящее время на отдельных участках требует ремонта и восстановления;

(2) - мгновенное сползание хвостов в реку с образованием временного перекрытия реки хвостами и оползневыми массами, что вызывает выше места перекрытия подъём уровня воды и возможно затопление территории завода "Кыргызэлектроизолит" и автодороги. Последующий прорыв завала создаёт угрозу затопления и соответственно радиоактивного загрязнения большой территории в пределах центральной и нижней части г. Майлуу-Суу. Локализовать опасность выброса и радиоактивного загрязнения в прирусловом коридоре какими-либо временными сооружениями в кратчайшие сроки не представляется возможным.

Хвостохранилище № 3 располагается в зоне предполагаемого транзита и/или накопления оползневых масс при активизации оползня в прикупольной части Центральной антиклинали, фактически на кромке крутого склона меловых отложений, обрамляющей чашу хвостохранилища с восточной стороны с перепадом высоты более 100 м. Это определяет особенности развития процессов потери устойчивости хвостохранилища № 3. Они определяются в основном двумя факторами:

– постоянной и увеличивающейся во времени пригрузкой его верхней части – чаши хвостохранилища за счёт денудационного сноса сюда мелкодисперсных грунтов с крутой стенки главной антиклинали, а также за счёт обрушения небольших объёмов оползневых масс прикупольной части антиклинали;

– значительным увлажнением грунтов, слагающих тело хвостохранилища, наличие переувлажнённых и водонасыщенных горизонтов, в особенности на контакте со скальным основанием, что обусловлено подпиткой за счёт выклинивания пластовых вод у подножья главной антиклинали и транзитом талых и ливневых вод с площади водосбора через чашу водохранилища, в основном в первую половину года (рис. 2).

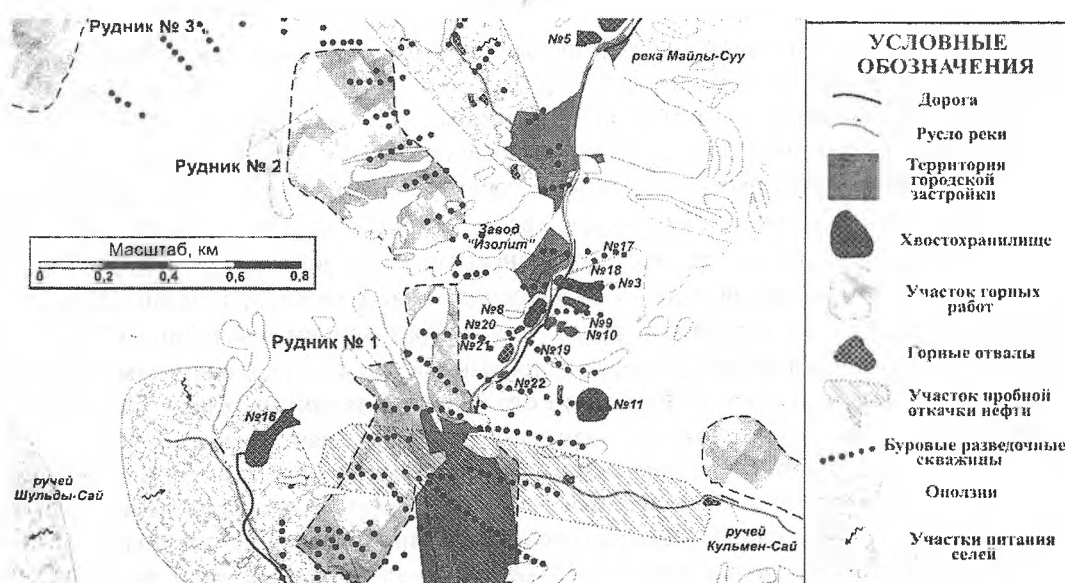


Рис. 1. Геоэкологическая карта промплощадки уранового рудника Майлуу-Суу



Рис. 2. Горнотехнические объекты в оползнеопасной зоне

Необходимо иметь в виду, что эти факторы являются постоянно действующими, поэтому те усилия, которые были предприняты ранее: удаление  $\sim 35 \cdot 10^3$  м<sup>3</sup> отходов в период с 1963 по 1965 год и пригрузка основания низового откоса дамбы гравийно-галечником в 2003 г. по проекту Taxis – способствовали лишь временному повышению устойчивости объекта и снижению риска его разрушения. Моделирование процесса потери устойчивости при рассмотрении факторов пригрузки чаши хвостохранилища, подъёма уровня грунтовых вод, обводнения верхних горизонтов атмосферными осадками и сейсмического воздействия позволили сравнить полученные данные по риску разрушения в ретрогнозе и обосновать его прогнозные значения. Числовая оценка показателей зоны оползневого поражения осуществлялась с использованием модели, описывающей оползнь в гидродинамическом приближении [2]. Результаты расчётов представлены на графиках рис. 3.

Наиболее важные результаты моделирования катастрофической фазы оползневого разрушения хвостохранилища № 3 сводятся к следующему:

– при любых вариантах оползневого разрушения в пойму реки Майлы-Су попадёт от 32 до 48% хвостового материала, который будет отложен в виде завальной плотины, перегораживающей русло с

превышением гребня относительно дна на 10–15 м и шириной завала ~50...60 м; ввиду геоморфологических особенностей зоны транзита оползня (крутой и высокий правый берег реки, противолежащий хвостохранилищу в пойме реки будет сформирована наибольшая мощность оползневого завала;

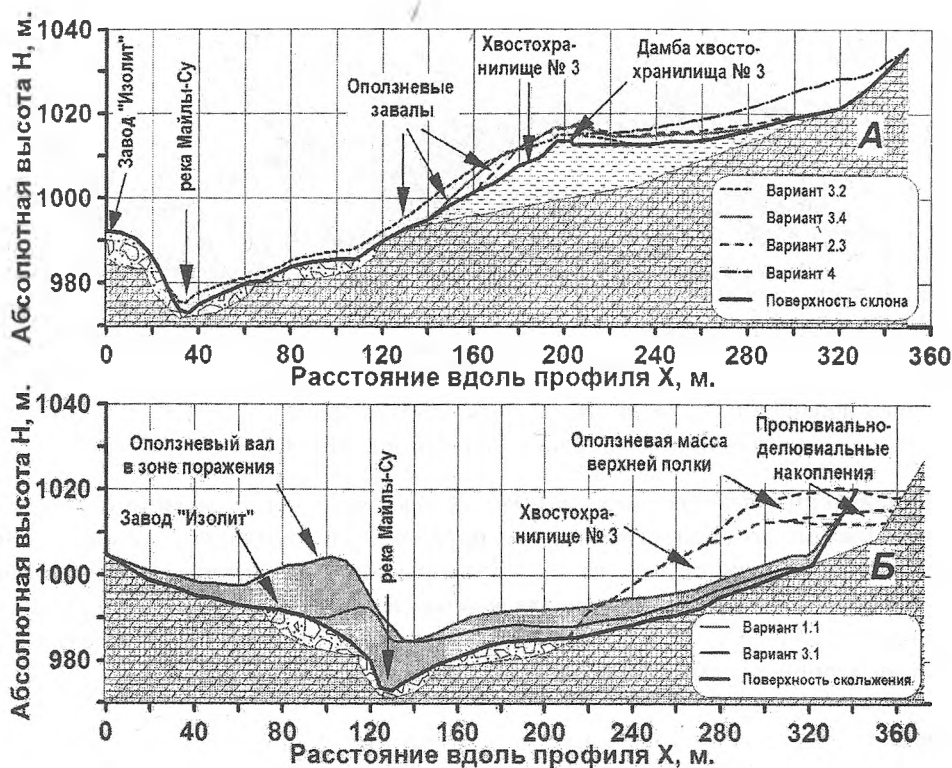


Рис. 3. Зоны оползневого поражения при различных вариантах:  
 А – верхней оползневой полки; Б – хвостохранилища с оползневой массой

– в зону оползневого поражения при наиболее вероятных вариантах оползневого сценария попадает территория завода "Кыргызэлектроизолит" общей площадью до 10 тыс. м<sup>2</sup>, при этом оползневые массы могут разрушить и накрыть склад готовой продукции и материалов; общая активность радионуклидов, принесённых на территорию завода, может составить от  $4 \cdot 10^{13}$  до  $8 \cdot 10^{13}$  Бк;

– наибольшая скорость смещения оползневых масс может составить 36 м/с, а вся катастрофическая фаза смещения займёт время от 14 до 17 с; территория завода будет достигнута оползневыми массами за ~10 с;

– общий объём воды, который может быть накоплен в подпрудном озере выше оползневого завала, составит ~120 тыс. м<sup>3</sup>; при среднем расходе реки Майлы-Су в весенний период 50 м<sup>3</sup>/с накопление водохранилища завершится в течение 40 минут, а в экстремальном случае – при расходе ~100 м<sup>3</sup>/с – за 20 минут; в зоне затопления окажется территория с абс. высотными отметками ниже 986 м: участок 200 м левобережной дороги, частично территория завода "Кыргызэлектроизолит", в том числе электроцех и электроподстанция (рис. 4);

– в зоне транзита оползневых масс находится хвостохранилище "неорганизованного" складирования № 18 с объёмом ~3 тыс. м<sup>3</sup>, которое при высоких скоростях движения оползня будет разрушено и вовлечено в общий процесс смещения в русло реки;

– общая активность радионуклидов, содержащихся в составе завальной плотины, составит не менее  $(0,7...1,0) \cdot 10^4$  Бк, в том числе  $\alpha$ -активность ~ $4 \cdot 10^{13}$  Бк, что соответствует по массе ~500...600 тонн эквивалентного урана. Имея ввиду, что предельная допустимая концентрация урана в воде составляет  $4 \cdot 10^{-6}$  г/л, можно сделать вывод, что после прорыва этой плотины через 40...60 минут концентрация урана в воде реки Майлы-Су в сотни тысяч раз превысит ПДК, а после осаждения взвеси на дно реки следует ожидать, что нормы ПДК урана в воде реки будут превышены в сотни и тысячи раз на длительный период времени.

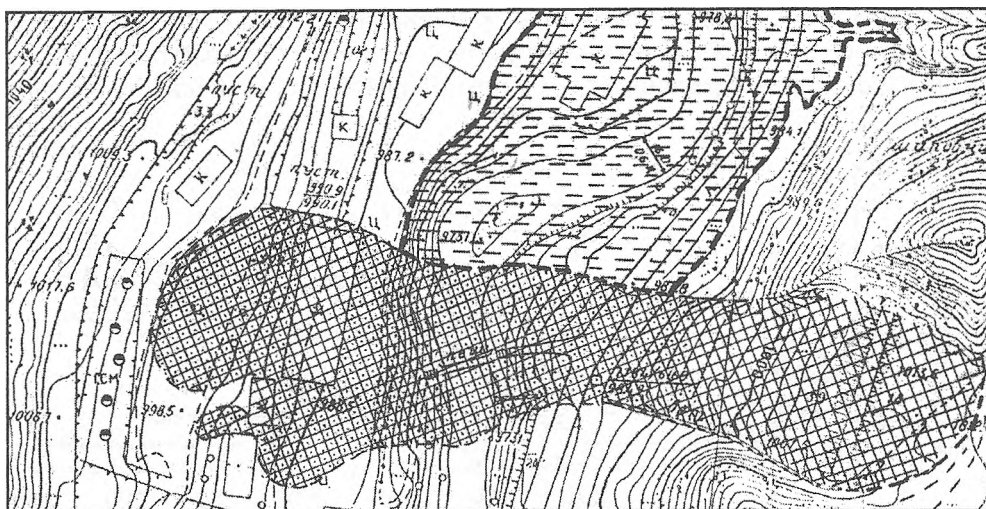


Рис. 4. Карта зоны оползневой поражения и подтопления территории при катастрофическом разрушении хвостохранилища № 3 в г. Майлуу-Суу

Подход к управлению законсервированными объектами с использованием методологии риска на экологически напряжённых горнопромышленных территориях создаёт системность в постановке и решении задач, позволяет чётко определить логику управления проектами реабилитации хвостохранилищ РАО. Опыт применения такого подхода к объектам, размещённым на территории бывшего уранового рудника Майлуу-Суу, оказался успешным, позволил разработать чёткую программу реабилитации всей территории с необходимым объёмом финансирования.

#### Литература

1. Алёшин Ю.Г., Торгоев И.А. Управление экологическим риском на территориях законсервированных объектов горнопромышленного комплекса // Проблемы геомеханики и геотехнического освоения горных территорий. – Бишкек: Илим, 2001. с. 436–456.
2. Григорян С.С. и др. Математическое моделирование горных обвалов и оползней больших объёмов // Инженерная геология. 1983. №6. – с.61-72.
3. Торгоев И.А., Алёшин Ю.Г. Геоэкология и отходы горнопромышленного комплекса Кыргызстана. – Бишкек: Илим, 2009. – 240с.

## УРАНОВЫЕ РУДНИКИ МАЙЛУУ-СУУ И ИХ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ КЫРГЫЗСТАНА И ПРИГРАНИЧНЫЕ РАЙОНЫ УЗБЕКИСТАНА

В.Б. Апарин

*Государственное предприятие «Институт ГИДРОИНГЕО» лаборатория «Геоэкология», Республика Узбекистан, 700041, г.Ташкент, ул.Олимлар 64*

Урановое месторождение Майлуу-Суу располагается в долине одноименной реки, севернее города Майлуу-Суу Джалал-Абадской области Кыргызской Республики, в непосредственной близости от границы с Узбекистаном. В результате добычи и переработки в «тесной» долине реки Майлуу-Суу в условиях высокогорья, повышенной сейсмо-, селе- и оползнеопасности в 1946-1968 годах сформировалось 23 хвостохранилища отходов переработки урановых руд и 13 отвалов забалансовых руд. Урановое сырье поставлялось из Восточной Германии, Чехословакии, Болгарии, Китая, а также с рудников Шекафтар, Табошар (Таджикистан). В хвостохранилищах складировано 2 млн.м<sup>3</sup> хвостов при массе свыше 4 млн.т., кроме того здесь же присутствуют отвалы четырех рудников, составляющие 1 млн. м<sup>3</sup> или приблизительно 2.5 млн.тонн. Переработка урановых руд месторождения Майлуу-Суу включала гидрометаллургический процесс извлечения урана. Для этого были построены два завода № 3 и № 7. Завод № 3 располагался в долине реки Майлуу-Суу ниже впадения сая Кара-Агач

(современный завод "Изолит"), а № 7 – выше.

Материал хвостохранилищ представлен серыми, светло-серыми и слоистыми темно-серыми мелкозернистыми шламами карбонатного состава с высокими значениями мощности экспозиционной дозы гамма-излучения, а также суммарной удельной альфа-активности. В целом, материал хвостохранилищ характеризуется относительно невысоким содержанием урана и достаточно высоким – радия.

Состав хвостов соответствует составу первоначальной руды (табл. 1). Анализ хвостов хвостохранилища III показывает, что карбонаты и силикаты преобладают, а содержания металлов составляют: уран - до 0,1-0,15 %; селен - 26-36 мг/кг; медь - 0,11-0,18 %; марганец - 0,5-1,0 %; кобальт - 20-34 мг/кг. Суммарная  $\alpha$ -активность в хвостах составляет от 67 до 113 тысяч Бк/кг, что позволяет отнести их, согласно классификации, к радиоактивным отходам. Наряду с радионуклидами в хвостохранилищах содержатся и остаточные токсичные химические реагенты, применяемые для извлечения урана, – серная кислота, окислы марганца, сульфаты аммония, мышьяк и др.

Исследованиями электронной микроскопии (JEOL JXA 8800R) установлено, что основной минеральной формой остаточного урана в хвостохранилищах является уранинит, также установлен ряд сопутствующих минеральных форм – ортобранерит, селеновый пирит, ураноталлит, церуссит, и др.

Хвостохранилища Майлуу-Суу перекрыты нейтральным грунтом толщиной до 15-25 см. Замеры радиоактивности на поверхности изменяются от фоновых до аномальных (100-150 мкР/ч). Анализ почвогрунтов и прилегающих к хвостохранилищам почв показал, что почвы загрязнены токсичными и тяжелыми металлами (табл. 2). Ассоциация их характеризует ассоциацию рудных элементов, присутствующих в хвостах хвостохранилищ и отражающих характерные особенности руд, перерабатываемых в определенный период времени. Учитывая то, что руды при обогащении использовались не только местные, но и привезенные с других мест (Чехословакия, Германия, Монголия, Таджикистан), ассоциации элементов в хвостохранилищах различны.

Для хвостохранилищ характерна ассоциация загрязнителей (в порядке приоритета): Se - Cr - U - Co - Ni - As - Pb - Zn - Mo. Причем, хром, никель и селен имеют площадной характер загрязнения почв, и распространяются вниз по течению от мест складирования урановых отходов до границы с Узбекистаном по долине реки Майлуу-Суу и по конусу выноса реки на территории Узбекистана. Локальные очаги загрязнения в почвах формируют свинец, цинк, молибден, фтор, сурьма, мышьяк. Эти элементы присутствуют в виде примесей в урановых хвостах рудника Майлуу-Суу и с грунтовыми водами выносятся в почвенный покров равнинной части Узбекистана. Часть элементов (уран, свинец, цинк, медь, вольфрам, сурьма) осаждаются в процессе миграции в первые километры от источника загрязнения и до Узбекистана не доходят.

Гидрохимическую обстановку подземных и поверхностных вод участка Майлуу-Суу определяет основная водная артерия - р. Майлуу-Суу. Вода в реке и в ее ответвлениях ультрапресная и пресная, с минерализацией 0.1-0.5 г/л гидрокарбонатного кальциево-магниевого состава. Подземные воды, формирующиеся здесь за счет фильтрационных потерь поверхностных водотоков, также пресные. Результаты многочисленных анализов проб воды, отобранных на территории всего участка исследований, показывают, что воды не загрязнены и не содержат вредных компонентов из числа тяжелых металлов. Но анализ содержания металлов в воде реки Майлуу-Суу по течению показывает увеличение концентраций практически всех металлов в воде в несколько раз, а порой в десятки и сотни раз (табл. 2). Так, наиболее резко возрастает количество в воде цинка (в 230-240 раз), молибдена (в 50-57 раз), марганца (в 22-37 раз), урана (в 15-28 раз). Это указывает на вынос металлов из мест хранения хвостового материала и складирования некондиционных руд.

Процесс выноса фиксируется проведенным анализом содержания металлов в грунтовых водах, выклинивающихся из хвостохранилищ (табл. 3). Так, в грунтовых водах, вытекающих из-под хвостохранилища III, содержание урана - 1648 мкг/л, из-под хвостохранилища V - 1938 мкг/л, из-под хвостохранилища VIII - 131.4 мкг/л. Помимо урана отмечаются высокие концентрации селена, марганца, мышьяка, молибдена и меди.

Исследования растительности, произрастающей на поверхности и на прилегающих территориях хвостохранилищ, показывают, что концентрации металлов в них весьма значительны. Доминирующей растительностью на территории хвостохранилищ являются полынь и верблюжья колючка. Наиболее высокие содержания установлены для селена, урана, молибдена, меди, никеля и цинка (табл. 4). На приграничных территориях Узбекистана в повышенных концентрациях в растениях находятся никель, молибден, селен и мышьяк.



Таблица 1

Данные по химическому составу и содержанию металлов в хвостовом материале хвостохранилища III

Место отбора проб	Химический состав хвостов, %	Содержание токсичных и тяжелых металлов, мг/кг	Суммарная $\alpha$ -активность, Бк/кг
Хвостохранилище III, глубина отбора 6 метров	CaO-35.1, CO <sub>2</sub> -22.8, SiO <sub>2</sub> -25.8, Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> -4.7, MgO- 3.07, Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> -3.28, Na <sub>2</sub> O-0.82, K <sub>2</sub> O-1.07, TiO <sub>2</sub> -0.35, P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -0.06, SO <sub>3</sub> -1.19, Cl-0,01	U-1500, Th-3.64, Mn-10285, Cu-1879, As- 52.6, Se-26.45, Pb-44.2, Co-33.47, Ni- 44.9, Zn-99, Sr-293, Mo-4.42, Cd-1.11	112484
Хвостохранилище III, глубина отбора 12 метров	CaO-42.4, CO <sub>2</sub> -31.0, SiO <sub>2</sub> -15.8, Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> -2.6, MgO- 2.75, Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> -2.36, Na <sub>2</sub> O-0.47, K <sub>2</sub> O-0.67, TiO <sub>2</sub> -0.19, P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -0.04, SO <sub>3</sub> -0.69, Cl-0,01	U-1000, Th-3.07, Mn-5696, Cu-1059, As- 43.8, Se-35.71, Pb-26, Co-19.93, Ni- 49, Zn-62.4, Sr-291, Mo-3.09, Cd-0.7	65952

Таблица 2

Данные по содержанию металлов (мг/кг) в перекрывающих грунтах хвостохранилищ и прилегающих почвах (IPS-MS, Perkin-Elmer Sciex ELAN 6000)

Хвостохранилище	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Sb	Ba	Pb	Th	U
Содержание металлов перекрывающих грунтах хвостохранилищ, мг/кг																
III	106	764	5,3	20,5	2,7	43	20,8	4,5	97	1,2	0,1	0,1	649	19,1	4,6	4,6
V	69	1754	8,4	29,3	8,0	93	24,3	4,5	121	2,4	0,4	0,4	452	32,1	6,0	11,4
VII	51	465	8,3	33,7	0,6	40	12,3	1,7	73	0,7	0,1	0,1	434	11,0	3,0	2,9
VIII	71	744	17,0	82,7	7,0	103	11,2	8,1	113	1,0	0,6	0,2	514	26,5	4,3	7,0
IX	13	187	3,0	10,8	0,5	14	4,3	2,0	56	0,2	0,1	0,0	368	4,7	3,8	2,1
Содержание металлов в прилегающих почвах хвостохранилищ, мг/кг																
III	84	753	13,4	50,5	4,0	111	19,5	11,1	166	1,5	0,5	0,9	648	33,4	5,9	17,1
V	80	4121	7,9	32,1	21,9	75	98,2	3,0	71	6,7	0,6	0,2	402	34,6	9,1	18,4
VII	109	717	13,1	63,5	40,6	75	14,2	5,4	109	1,0	0,4	0,3	752	22,3	4,4	5,1
VIII	137	659	15,3	57,1	0,5	120	12,1	43,5	222	7,72	0,42	0,44	367	14,2	3,61	38,2

Таблица 2

Данные по содержанию металлов в реке Майлуу-Суу (IPS-MS, Perkin-Elmer Sciex ELAN 6000)

Место отбора проб	V мкг/л	Cr мкг/л	Mn мг/л	Co мкг/л	Ni мкг/л	Cu мкг/л	Zn мкг/л	As мкг/л	Se мкг/л	Sr мг/л	Mo мкг/л	Sb мкг/л	Pb мкг/л	Th мкг/л	U мкг/л
1 км выше хвостохранилищ	1,02	1,59	0,23	<0.2	0,41	0,31	1,05	0,92	1,03	151	0,35	0,15	<0.2	<0.2	0,21
В районе хвостохранилищ V и VII	1,89	2,43	8,44	0,19	1,64	1,36	3,41	1,08	3,27	224	0,91	0,15	<0.2	<0.2	0,50
В районе хвостохранилищ VIII	0,40	6,00	6,59	0,15	2,25	2,07	0,25	2,45	5,93	273	1,1	0,41	<0.2	<0.2	3,1
Ниже поселка Майлуу-Суу	2,37	4,30	5,04	0,15	3,39	1,73	259,6	1,26	2,81	280	17,4	0,32	28,9	<0.2	5,8
18 км ниже поселка Майлуу-Суу	1,24	4,19	7,87	0,17	2,43	1,32	243,5	1,27	2,37	294	20,0	0,32	27,4	<0.2	3,4

Таблица 3

Данные по содержанию металлов в грунтовых водах хвостохранилищ (IPS-MS, Perkin-Elmer Sciex ELAN 6000)

Место отбора проб	V мкг/л	Cr мкг/л	Mn мг/л	Co мкг/л	Ni мкг/л	Cu мкг/л	Zn мкг/л	As мкг/л	Se мкг/л	Sr мг/л	Mo мкг/л	Sb мкг/л	Pb мкг/л	Th мкг/л	U мкг/л
Хвостохранилище V	14,38	4,66	0,23	0,13	3,82	2,34	3,96	133,31	97,9	925	155,4	0,44	3,34	<0,2	1938,4
Хвостохранилище III	11,27	4,23	1,42	0,08	2,89	14,12	20,92	13,07	13,4	567	67,2	1,87	0,26	<0,2	1647,8
Хвостохранилище VIII	5,82	5,18	314,09	0,38	15,72	2,44	3,28	2,31	2,63	2692	92,3	0,45	<0,2	<0,2	131,4

Таблица 4

Данные по содержанию металлов в растительности, произрастающих на поверхности хвостохранилищ (IPS-MS, Perkin-Elmer Sciex ELAN 6000)

Растения	Cd	As	Se	Pb	Zn	Co	Ni	Cu	Mo	Sb	Ba	Mn	Sr	Th	U	Bi	Ag
Польнь	0,2	1,1	12,1	2	52	0,7	10,4	21	1,2	0,04	28	71	71	0,4	0,3	0,03	0,02
Верблюжья колючка	0,1	3,8	74,2	1	62	0,3	3,7	18	6,5	0,5	12	56	192	0,1	7,1	0,02	0,2

Содержание тяжелых металлов в биосубстратах людей (ногти, волосы) изучается многими исследователями, поскольку является косвенным показателем загрязнения окружающей среды и влияния на человека. Металлогенические особенности среды обитания людей, безусловно, сказываются на содержаниях металлов в организме людей. Анализ металлов показал (табл. 5) повышенные содержания в ногтях Cr, As, Sb, Fe, Mn, U и в волосах Sr, Cr, U.

Таблица 5

Данные по средним содержаниям металлов (мг/кг) в волосах и ногтях людей, проживающих в Майлуу-Суу (IPS-MS, Perkin-Elmer Sciex ELAN 6000)

Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Sb	Pb	Bi	Th	U	Fe	Al
Ногти																	
100	4,4	0,15	5,39	6,69	46,8	35,9	0,52	1,9	0,29	0,22	17,6	4,5	0,02	0,29	0,03	185	86,9
Волосы																	
5,8	2,6	0,03	0,59	5,59	28,3	0,2	0,14	2,2	0,11	0,2	1,14	4,9	0,01	0,01	0,02	9,9	4,04

Таким образом, анализируя обстановку, сложившуюся в местах складирования радиоактивных отходов, можно говорить о степени воздействия, учитывая интенсивность и степень распространения металлов, поступающих из хвостохранилищ (табл. 6). Как показали исследования, «сквозными» металлами-загрязнителями во всех природных средах являются селен, уран, хром, никель, цинк, молибден.

Таблица 6

Сравнительная таблица по степени загрязнения окружающей среды и воздействия металлов на людей от радиоактивных отходов Майлуу-Суу

Объекты исследования	Степень загрязнения	Металлы
Почвы, грунты	высокая	Se, U
	средняя	Cr, Mo, Mn
	повышенная	Co, Ni, Zn, Pb
Вода поверхностная и грунтовая	высокая	U, Se
	средняя	Cr, As, Mn
	повышенная	Cu
Растительность	высокая	Se
	средняя	U, Mo
	повышенная	Ni, Zn

Биосубстраты людей (ногти)	высокая	-
	средняя	Cr, As
	повышенная	Sb, Fe, Mn, U
Биосубстраты людей (волосы)	высокая	-
	средняя	Sr, Cr
	повышенная	U

### Литература

1. Айтматова Дж.И., Апарин В.Б. Хвостохранилища радиоактивных отходов и их влияние на компоненты окружающей среды на территориях урановых рудников Майлуу-Суу и Чаркесар.// Наука и новые технологии №3, Бишкек, 2003, С.71-83.

## ПРИРОДНЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В КОМПОНЕНТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ДОЛИНЫ РЕКИ ШУ

М.М. Буркитбаев, Б.М. Уралбеков

*Казахский национальный университет им. аль-Фараби, Алматы*

*Приведены результаты радиоэкологического обследования участка долины реки Шу от города Токмака до города Шу. Получены сведения по мощностям эквивалентной дозы гамма-излучения на рассматриваемом участке, по содержанию природных радионуклидов и тяжелых металлов в объектах окружающей среды долины реки и их распределения в почвах и донных отложениях.*

### Введение

Территория долины реки Шу характеризуется наличием ряда природных и техногенных объектов, являющихся потенциальными источниками радиоактивного загрязнения природных компонентов долины реки. Так, северно-восточная часть рассматриваемой территории долины реки Шу принадлежит крупной Бетпақдала-Шу-Илийской ураново-рудной провинции, представляющей собой систему блоков ураново-рудных и ураноносных зон. Разведка урановых месторождений и добыча урансодержащих полиметаллических руд в этой ураново-рудной провинции привела к образованию многочисленных горных выработок и отвалов, характеризующихся повышенным уровнем радиоактивности.

Известно, что использование воды на орошение приводит к изменению химического состава, и как следствие к ухудшению качества воды. По данным экологического бюллетеня о состоянии окружающей среды Республики Казахстан состояние воды реки Шу оценивается как умеренно-загрязненное, и наблюдались превышения ПДК по железу общему, БПК<sub>5</sub>, азоту нитритному, фенолам, меди в пределах 1,5-3,5 ПДК [1].

В рамках Международного проекта МНТЦ К -1474 с 2008 г. проводится изучение радиоэкологического состояния реки Шу с организацией полевых экспедиций для отбора проб объектов окружающей среды. Проект ведется по следующим основным направлениям: сбор доступной информации; пробоподготовка и радиохимический анализ объектов окружающей среды; влияние тяжелых металлов и радионуклидов на органы овец; расчет годовых эффективных доз и моделирование распространения радиоэлементов.

В настоящей работе приводятся новые сведения по содержанию природных радионуклидов и их изотопному составу в компонентах окружающей среды, распределению по течению реки и выявленные зависимости, полученные в рамках проекта МНТЦ К-1474. Исследуемый участок активно используется как для сельскохозяйственной деятельности, так и как источник питьевой воды.

Климат на территории бассейна Шу относится к континентальному, который существенно изменяется по мере снижения абсолютных отметок и широтного расположения местности. Зима в северных зонах бассейна холодная, малоснежная, в южных зонах – короткая, сравнительно мягкая, лето же на всей территории субрегиона жаркое и сухое. Экстремальные колебания температурного режима,

по многолетним данным, зарегистрированы в диапазоне от +40 °С летом до -38 °С зимой. Годовое количество осадков составляет от 150-250 мм в северных зонах, до 250-300 мм в южных зонах, в отдельные годы доходит до 400-500 мм [2].

### Экспериментальная часть

В 2008 (осень) и 2009 (лето) гг. были проведены экспедиционные работы с целью отбора проб окружающей среды долины реки Шу и определения основных физико-химических показателей воды (значения pH, температуры, содержания кислорода). Координаты мест отбора проб привязывались с помощью спутникового навигационного прибора Garmin GPS 12XL. Одновременно в местах отбора проб проводили измерение мощности дозы гамма-излучения на расстоянии 1 м от поверхности земли. Пробы отбирали вниз по течению реки от села Шортоба до села Толе-би. Детальное описание методик отбора проб, коды проб и места отбора проб с географическими координатами представлены в работах [3-5].

Отобранные пробы объектов окружающей среды, после предварительной пробоподготовки, доставлялись в радиэкологическую лабораторию участников проекта для последующего радионуклидного анализа. Радионуклидный анализ проводился гамма- и альфа-спектрометрическими методами после соответствующего радиохимического предела проб.

### Результаты и обсуждение

**Физико-химические показатели воды.** Физико-химические показатели воды реки Шу приведены в работе [5]. Минерализация воды по течению реки возрастает от маломинерализованной воды (282,1 и 281,5 мг/л) в первых двух точках отбора до среднеминерализованной от п. Карасу (342,0 мг/л) и до с. Касык (469,7 мг/л). В ионном составе воды реки Шу преобладают ионы кальция и гидрокарбонат-ионы (индекс по Алекину  $C_{II}^{Ca}$ ), относительно малая доля сульфат- и хлорид-ионов. Индекс по Алекину по течению реки остается постоянным, что свидетельствует о незначительном изменении в соотношении ионов. Содержание катионов ( $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  и  $Na^+$ ) возрастает по течению, достигая максимальных значений в воде Тасоткельского водохранилища.

**Природные радионуклиды и тяжелые металлы в воде реки.** Установление уровня радионуклидного содержания и предварительной оценки радиационного загрязнения воды реки Шу определялось по значению суммарной активности альфа- и бета-излучающих радионуклидов в пробах воды. Во всех образцах воды, отобранных на различных участках р. Шу, значение суммарной активности альфа-излучающих радионуклидов изменялось в пределах от 0,05 до 0,4 Бк/л [3]. Эти величины находятся на уровне значений, регламентируемых ВОЗ как не представляющих радиационную опасность [6].

На рисунке 1 представлен типичный альфа-спектр урана, выделенный из пробы воды, отобранной вблизи п. Красный партизан. На альфа-спектре отчетливо проявлены пики, соответствующие изотопам урана ( $^{238}U$ ,  $^{234}U$ ,  $^{235}U$ ,  $^{232}U$ ).

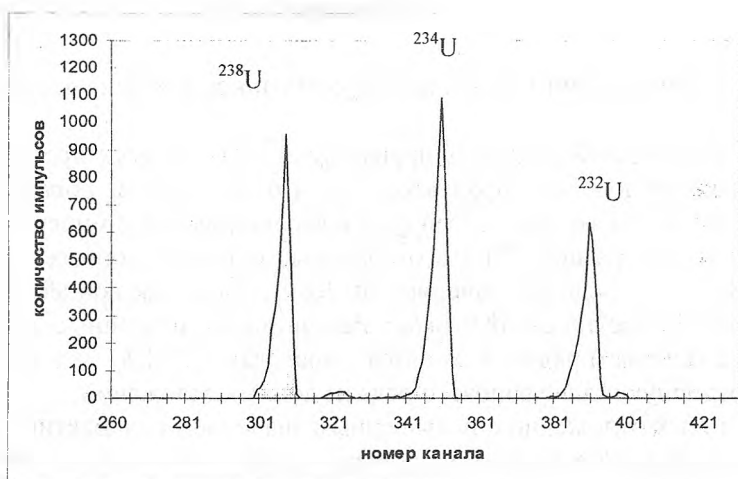


Рис. 1. Альфа-спектр изотопов урана, полученный после радиохимической подготовки воды реки Шу района с. Красный партизан

Все пики хорошо разрешены, и присутствие других  $\alpha$ -излучающих нуклидов не обнаружено, что

свидетельствует о качестве очистки и разделения изотопов урана в процессе радиохимической подготовки. Химический выход урана в большинстве проведенных экспериментов составил 80 %, что также подтверждает качество проведения всех химических операций по концентрированию и выделению урана.

Для водных объектов долины реки Шу наблюдается избыток изотопов урана над генетически связанными с ними радиоактивными изотопами полония и свинца. Данное изотопное разделение объясняется геохимической обстановкой исследуемого региона. Содержание урана от первой точки опробования (г.Токмак) по течению реки закономерно возрастает на протяжении 186 км с 7,9 мкг/л в верховье до 31,4 мкг/л в нижнем течении.

**Содержание природных радионуклидов в почвах и донных отложениях долины реки Шу.** Гамма-спектрометрия высокого разрешения применена для идентификации и количественного определения гамма-излучающих элементов в пробах почв и донных отложений. Простота и удобство метода состоит в том, что не требуется проводить вскрытие проб, концентрирование и разделение элементов.

На рисунке 2 представлен типичный гамма-спектр, полученный для образца донных отложений, отобранного вблизи поселка Карасу. По результатам проведенных исследований, почвы на участке долины характеризуются содержанием урана от 2,5 до 4,4 мг/кг при среднем значении 3,6 мг/кг, тория от 10,0 до 18,6 мг/кг при средней величине 14,1 мг/кг [7].

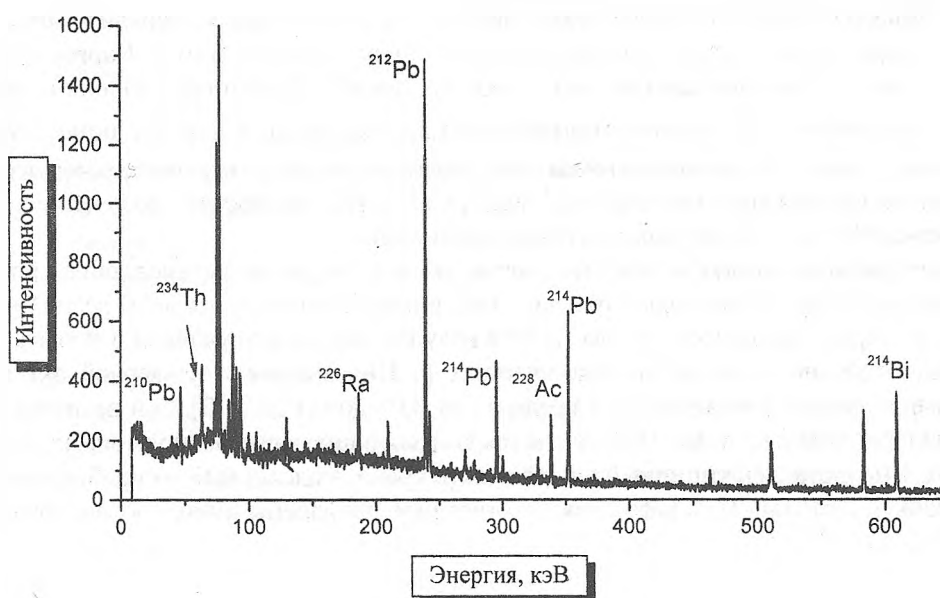


Рис. 2. Гамма-спектр пробы почвы, отобранной в районе поселка Карасу

Уровни удельных активностей дочерних производных  $^{232}\text{Th}$  во всех проанализированных образцах превышают содержания дочерних продуктов  $^{238}\text{U}$ , что объясняется образованием труднорастворимых соединений тория, которые мало мигрируют и ассоциируются с минеральными компонентами донных отложений. Так, содержание  $^{226}\text{Ra}$  в отобранных образцах донных отложений находится в диапазоне 20,1-47,3 Бк/кг со средним значением 40 Бк/кг, тогда как концентрация  $^{228}\text{Ra}$  составляет 33,0-84,9 Бк/кг со средним значением 48,9 Бк/кг. Рассчитанные изотопные соотношения  $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ , принадлежащие двум различным рядам, находятся в пределах 1,33-1,87, что указывает на преимущественную миграцию радионуклидов уранового ряда из донных отложений.

Образцы почв и донных отложений с повышенным значением радиоактивности были подвергнуты выщелачиванию различными реагентами для определения минеральных компонентов почв, ответственных за фиксацию природных радионуклидов. Для селективного элюирования была использована методика, предложенная Тесьером, где выделяют следующие геохимические фракции (формы): водорастворимая, окисляемая, восстанавливаемая, труднорастворимая и остаточная. Полученные предварительные данные по распределению урана по минеральным составляющим почв свидетельствуют, что он преимущественно фиксируется в минералах железа и марганца, органических веществах

и труднорастворимых минералах.

Таким образом, в результате проведенного исследования были получены новые сведения по содержанию радионуклидов уранового ряда в объектах окружающей среды долины реки Шу Южного Казахстана на участке от г. Токмак до г. Шу.

*Авторы признательны Международному научно-техническому центру за представление Гранта МНТЦ К-1474, в рамках которого выполнена настоящая работа.*

### **Литература**

1. Информационный бюллетень о состоянии окружающей среды Республики Казахстан / Астана: РГП «Казгидромет». 2011. – Вып. №4 (138) за 2 кв. – 131с.
2. Стратегическая записка: Интегрированное управление водными ресурсами в бассейнах рек Чу (Шу) и Талас. Проект Tacis «ASREWAM Aral Sea 30560» / A Project is implemented by Consortium Mott MacDonald, Arcadis, Electricite de France, MNT Consulting. – Алматы, 2004. – 191с.
3. Абишев, Т.Б., Матвеева, И.В., Уралбеков, Б.М., Буркитбаев, М.М. Естественные радионуклиды в воде и донных отложениях реки Шу Южного Казахстана // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2009. – №2(10). – С.38-41.
4. Абишев, Т.Б., Матвеева, И.В., Уралбеков, Б.М., Буркитбаев, М.М. Распределение естественных радионуклидов в донных отложениях реки Шу Южного Казахстана // Материалы VI Международной научно-практической конференции «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде». – Семей, 2010. – С.80-82
5. Матвеева, И.В., Уралбеков, Б.М., Абишев, Т.Б., Алкенова, Г.Т., Буркитбаев, М.М. Химическая характеристика природных вод долины реки Шу // Вестник КазНУ им. аль-Фараби. Серия химическая. – 2010г. – №2(58). – С. 238-244
6. Guidelines for Drinking Water Quality: incorporating first addendum. Recommendations. – Third Edition. – Geneva: World Health Organization. – 2003. – Vol. 1.
7. Назаркулова Ш., Уралбеков Б.М., Абишев Т.Б., Буркитбаев М.М. Уран и тория в почвах долины реки Шу // Вестник КазНУ, серия химическая, №4 (60), (2010) С. 59-63.

## **МОДЕЛИРОВАНИЕ КОМПОНЕНТОВ ИММУНИТЕТА У ЖВАЧНЫХ ЖИВОТНЫХ УРАНОВЫХ ПРОВИНЦИЙ КЫРГЫЗСТАНА**

**Ю.Г.Быковченко, А.Б.Бердибаева, К.Уракунова**

*Институт биотехнологии, НАН КР*

Понятие модели, или эталона для биологического объекта включает в себя более совершенную и развитую систему, или форму различных компонентов, наилучшим образом взаимодействующих между собой на данном отрезке времени и обеспечивающую ее превосходство над средними показателями. При использовании математических моделей в биологии решается одна из двух задач – определение желательных параметров биологического объекта или процесса и выявление необходимой их структуры, либо совокупность этих задач [4, 5, 6]. Математические модели служат в качестве инструмента для анализа, оптимизации и прогнозирования поведения моделируемых объектов, что имеет важное значение в иммунологии [2, 3]. В настоящее время на идеи компьютерного математического моделирования базируются многие методы научных исследований, не исключая иммунологию, хотя в Кыргызстане математические модели в иммунологии пока никто не разрабатывал. Необходимость подобных работ диктуется тем, что Кыргызстан – это специфический горный регион с экстремальными условиями среды и наличием экологически неблагоприятных зон по радиации, оказывающих отрицательное влияние на биологию животных. Поэтому, разработка математической модели, предположим для иммунитета конкретного вида животных, имеет как научное, так и прикладное значение.

Нашими исследованиями клеточного и гуморального иммунитета у животных, разводимых в регионах урановых провинций Кыргызстана, по сравнению с чистыми зонами, был установлен существенный иммунодефицит по многим компонентам гуморального (на 14,4- 33,9% - у коров и на 17,8 – 28,3% - у овец) и клеточного (на 16,6 – 35,5% - у коров и на 7,8 – 14,9% - у овец) звена защиты орга-

низма. При этом корреляция между компонентами клеточного и гуморального иммунитета у животных урановых провинций была нарушена и по сравнению с животными чистых зон принимала часто противоположное значение. В этой связи стояла задача разработать модельные показатели иммунитета, обеспечивающие нормальное существование животных в зонах повышенного радиационного фона и наличия там радионуклидов.

При математическом моделировании применяли имитационный отбор [6] по каждому компоненту клеточного и гуморального звена иммунитета (по медиане). Для этого в каждой группе животных отбирали тех, которые превосходили средние показатели по какому-то конкретному компоненту иммунитета, а затем следили за изменением всех других компонентов. В качестве примера одна из таких выборок по Т-лимфоцитам у 10 коров провинции Майлуу-Суу показана в таблице 1.

Из этих данных видно, что если из всей опытной группы отбирать только тех животных, у которых наиболее высокий показатель Т-лимфоцитов, по сравнению со средним по группе, то это ведет как к увеличению самих Т-лимфоцитов, так и к увеличению Т-хельперов, показателя активных нейтрофилов, индекса дифференциации моноцитов, лизоцима и повышению отдельных иммуноглобулинов. Но вместе с тем снижается фагоцитарный индекс, фагоцитарное число и некоторые другие. Однако, в целом, общий индекс иммунитета при отборе по Т-лимфоцитам возрастает со 146,5 до 149,9 у.е. Поэтому, такой отбор мы признавали положительным и в качестве модельного показателя по Т-лимфоцитам принимали не среднее его значение по группе (39,8%), а лучшее при отборе – 41,7%. Если же при отборе по другим компонентам иммунитета общий индекс иммунитета снижался (к примеру, при отборе по ФЧ, ИПН, Ig A, IgM), то в модельный показатель включали его среднее значение.

Итоговое моделирование компонентов иммунитета для коров урановой провинции Майлуу-Суу представлено в таблице 2.

Как следует из данных таблицы, средняя интенсивность отбора для достижения модельных показателей по иммунитету опытных коров должна составлять 50,0%. При этом, наиболее высокий эффект для общего индекса иммунитета дает отбор коров по В – лимфоцитам (+6,14 у.е.), повышая как само содержание В – лимфоцитов, так и содержание всех Т – лимфоцитов (хельперов, супрессоров и др.), фагоцитарный индекс и показатель активных нейтрофилов.

Т – супрессоры, как известно, выступают в качестве регуляторов иммунитета. Они или активизируют, или замедляют деятельность того или другого компонента. Установлено, что моделирование отбора на высокую концентрацию Т – супрессоров в крови сопровождается увеличением общего индекса на 5,7 у.е., за счет повышения концентрации всех лимфоцитов, при одновременном снижении показателя активных нейтрофилов, индексов пролиферации и дифференцировки моноцитов и содержания иммуноглобулинов, что видимо соответствует их назначению.

Далее по эффективности следует отбор по Т – хельперам (+ 5, 62 у.е.), лизоциму (+3,1) и индексу дифференцировки моноцитов. Незначительное повышение общего индекса иммунитета дает отбор животных по фагоцитарному индексу (+1,16) и показателю активных нейтрофилов (+1,56).

Менее эффективным для общего индекса иммунитета оказался отбор коров по IgA и IgM, когда наблюдалось снижение концентрации всех лимфоцитов, а так же - отбор по фагоцитарному числу, который при некотором повышении самого числа и фагоцитарного индекса, заметно снижал концентрацию в крови Т-В- лимфоцитов, Т – хельперов, показатель активных нейтрофилов и некоторых других компонентов иммунитета. Почти на такой же уровень снижения общего индекса иммунитета (-3,0) привел отбор по индексу пролиферации моноцитов, когда происходит снижение концентрации всех лимфоцитов, нейтрофилов, при некотором повышении фагоцитоза и бактерицидного белка - лизоцима в крови. Установленные факты являются, в принципе, отражением тех корреляций между компонентами иммунитета, которые были установлены нами в предварительном анализе, но расценивать их однозначно (положительно, или отрицательно), по нашему мнению, преждевременно, т. к. иммунитет – это очень сложный физиолого-биохимический и саморегулируемый процесс. Здесь важно установить ту модель иммунитета, при которой животные могли бы существовать и продуцировать в зоне повышенного радиационного фона. Мы полагаем, что на основании имитационного отбора общий индекс иммунитета у коров на данном этапе должен быть на уровне 162,6 у.е. При этом, модельный показатель должен быть выше среднего уровня по Т- и В-лимфоцитам, Т-хельперам, Т- супрессорам, ФИ, ПАН, ИДМ и лизоциму, как это показано в таблице. По остальным компонентам он должен соответствовать среднему уровню.

Моделирование отбор коров урановой провинции Майлуу-Суу по Т – лимфоцитам

Показатели	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Коррел.	Медиана	Ср. общая	Ср. отбор по Т-лимфоцитам
Т-лимфоциты, %	40	35	39	36	42	42	38	44	40	42		40	39,8	41,67
В-лимфоциты, %	26	20	24	26	20	22	31	26	32	30	0,08		25,7	26
Т-хелперы, %	20	18	14	16	14	24	22	18	24	22	0,19		19,2	20,33
Т-супрессоры, %	17	14	12	18	11	16	22	20	17	21	0,12		16,8	17
Фагоцитарный индекс, %	0,42	0,48	0,34	0,42	0,26	0,30	0,36	0,42	0,46	0,40	-0,43		0,386	0,37
Фагоцитарное число	5,6	6,0	5,8	5,4	4,4	4,9	5,0	4,8	3,9	4,0	-0,62		4,98	4,6
Показатель активных нейтрофилов, %	6,0	6,4	4,8	6,2	8,0	6,6	6,0	6,2	6,8	7,8	0,38		6,48	6,9
Индекс активации нейтрофилов	0,060	0,054	0,048	0,066	0,044	0,052	0,038	0,034	0,050	0,044	-0,58		0,049	0,047
Индекс пролиферации моноцитов	1,30	1,72	1,60	1,64	1,28	1,54	1,48	1,54	1,44	1,36	-0,59		1,49	1,41
Индекс дифференциации моноцитов	0,88	0,72	0,94	1,04	1,12	1,19	0,76	1,00	0,90	1,14	0,64		0,969	1,038
Лизоцим, %	26	24	34	32	28	28	30	32	26	24	0,03		28,4	27,33
Ig G, г/л	1,52	1,44	1,66	1,48	1,64	1,44	1,20	1,40	1,66	1,50	0,16		1,494	1,52
Ig M, г/л	0,37	0,46	0,30	0,36	0,48	0,36	0,28	0,30	0,26	0,34	-0,18		0,351	0,35
Ig A г/л	0,44	0,52	0,40	0,36	0,50	0,44	0,40	0,38	0,34	0,36	-0,19		0,414	0,41
													146,513	148,994



Результаты моделирования отбора компонентов иммунитета у коров  
урановой провинции Майлуу-Суу

Компоненты иммунитета	Сред. значе- ние по группе	Интен- сивность отбора по медиане, %	Влияние отбора на индекс иммунитета		Показатели модельного значе- ния компонента			
			М	разница со ср. индек- сом +, -	М	разница со средней		в % с контр.
						по группе	М+	
Т-лимфоциты	39,8	60	148,4	+1,9	42,5	+2,7	8,7	87,4
В-лимфоциты	25,7	50	152,65	+6,14	28,5	+2,8	10,9	87,9
Т-хельперы	19,2	50	152,13	+5,62	22,4	+3,2	16,7	90,7
Т-супрессоры	16,8	50	152,21	+5,7	19,6	+2,8	16,7	92,0
Ф-И	0,386	60	147,67	+1,16	0,433	+0,05	12,2	94,1
Ф-Ч	4,98	50	143,33	-3,18	4,98	-	-	73,6
ПАН	6,48	50	148,07	+1,56	7,3	0,82	12,6	93,9
ИАН	0,049	50	144,6	-1,9	0,049	-	-	64,5
ИПМ	1,49	50	143,51	-3,0	1,49	-	-	82,3
ИДМ	0,969	50	147,71	+1,19	1,1	0,13	13,5	99,1
Лизоцим	28,4	40	149,61	+3,1	32,0	3,6	12,7	80,8
Lg-A	0,41	50	139,48	-7,03	0,41	-	-	68,6
Lg-M	0,35	50	140,18	-6,33	0,35	-	-	66,0
Lg-G	1,49	40	145,59	-0,92	1,49	-	-	85,6
Индекс иммуни- тета	146,51	-	146,79	-	162,6	-	-	-
В среднем		50,0		+0,29		+16,1	11,0	86,7

Таблица 3

Результаты моделирования отбора компонентов иммунитета у овец  
урановой провинции Майлуу-Суу

Компоненты иммунитета	Сред. значе- ние по группе	Интен- сивность отбора по медиане, %	Влияние отбора на индекс иммунитета		Показатели модельного значе- ния компонента			
			М	разница со ср. индек- сом +, -	М	разница со средней		в % к контр.
						по группе	М+	
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Т-лимфоциты	45,3	50	164,56	+5,0	48,6	3,3	7,3	97,0
В-лимфоциты	27,8	40	168,07	+8,5	31,0	3,2	11,5	91,4
Т-хельперы	25,7	50	162,48	+2,92	27,6	1,8	7,4	91,4
Т-супрессоры	21,6	50	162,48	+2,92	23,8	2,2	10,2	108,7
Ф-И	0,392	60	157,86	-1,69	0,392	-	-	91,6
Ф-Ч	6,44	50	162,03	+2,48	7,02	0,58	9,0	99,4
ПАН	6,82	40	157,69	-1,86	6,82	-	-	92,2
ИАН	0,0644	50	161,77	+2,21	0,0716	0,007	11,2	97,4
ИПМ	1,454	50	159,75	+0,19	1,454	-	-	82,3
ИДМ	0,972	50	155,03	-4,52	0,972	-	-	91,7
Лизоцим	20,5	50	160,47	+0,91	22,8	2,3	11,2	79,7
Lg-A	0,52	50	161,29	+1,74	0,58	0,06	11,5	82,6
Lg-M	0,473	50	160,35	+0,79	0,526	0,05	11,2	89,8
Lg-G	1,522	50	157,35	-2,21	1,522	-	-	82,3
Индекс иммуни- тета	159,56	-	160,8	-	178,16	-	-	-
В среднем		49,3		1,24		13,6	8,5	93,3

Надо отметить, что несмотря на давление отбора в пределах 50,0% общий индекс иммунитета для коров в зоне урановой провинции был существенно ниже среднего уровня показателя чистой зоны. Однако, моделирование иммунитета при более высокой интенсивности отбора здесь не дал положительного результата.

Результаты моделирования компонентов иммунитета для овец урановой провинции Майлуу-Суу сведены в таблице 3, из которой следует, что общий модельный индекс иммунитета здесь должен быть на уровне 173,16 у.е. против 159,56 у.е. - при среднем значении по группе. Здесь положительные результаты при моделировании получены при отборе, на уровне 50%, по всем Т и В-лимфоцитам, хельперам, ФЧ, ИАН, лизоциму и некоторым иммуноглобулинам. Однако, как и в случае с коровами, отбор у овец по некоторым компонентам иммунитета (ФИ, ИДМ и IgG) не дал должного эффекта. Поэтому в модель были включены средние показатели по группе.

Таким образом, математическое моделирование по каждому компоненту иммунитета (из 14 изученных) позволило определить на данный период времени наилучшие показатели иммунитета, превосходящие их средние значения на 8,5 – 11,0%, что графически отображено на рисунках 1 и 2.

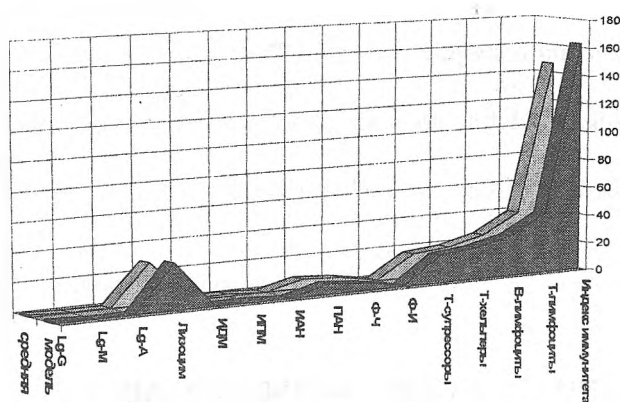


Рис. 1. Средние и модельные показатели компонентов иммунитета у коров

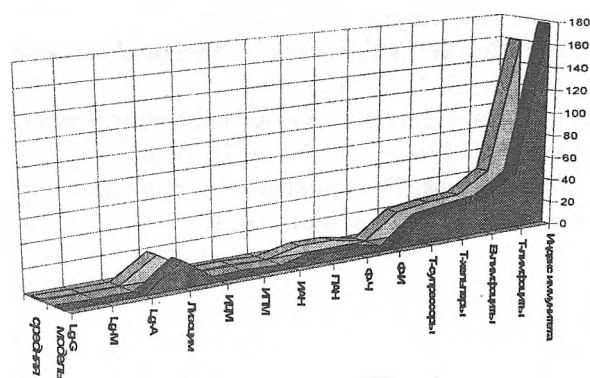


Рис. 2. Средние и модельные показатели компонентов иммунитета у овец

Дальнейший интерес представлял отрезок времени, за счет которого можно достигнуть модельных показателей иммунитета. Специальные исследования в данном отношении показали, что это можно сделать, если иммунитет представить как динамическую модель, как процесс движения материальных частиц, имеющих трехмерное измерение, включающее скорость, расстояние и время. Здесь при двух известных показателях легко можно вычислить третий, что хорошо известно из механики.

В биологии за расстояние можно принять функцию, при которой обеспечивается экстремум определенной оптимальности. В нашем примере это разница между модельным и средним показателем общего индекса иммунитета, а в качестве аргумента принять скорость, при которой происходит нарастание показателя каждого компонента при его моделировании или взаимодействии с чужеродным антигеном. В данном случае это разница между модельным и начальным показателем каждого компонента иммунитета.

Фактически, при иммунной реакции в организме происходит движение одних макромолекул (Т-В-лимфоцитов, моноцитов, нейтрофилов, антител и др.) к другим (бактериям, вирусам, белкам, антигенам) и последующее их взаимодействие (распознавание, опсонизация, разрушение, поглощение), но даже сам синтез, пролиферация и дифференциация компонентов иммунитета представляет собой некий биологический процесс движения. При этом, показатель «время» –  $t$  применим ко всем физическим и биологическим объектам и измеряется веками, годами, часами, минутами, секундами и долями секунд. Показатель «расстояния» –  $S$  в механике – путь пройденный объектам за конкретный промежуток времени; в биологии – это показатель начального и конечного процесса. Показатель скорости – « $V$ » это скорость, с которой движется объект или скорость, с которой протекает тот или иной процесс в биологии. В иммунологии – это мера специфичности или реакция организма на чужеродный антиген. В нашем примере это уровень или величина конкретного компонента иммунитета связывающего или уничтожающего чужеродный антиген. Таким образом, формула движения может

быть адекватна и для биологических процессов.

Оперируя цифровыми значениями, показанными в таблицах 2 и 3, получим время необходимое для достижения модельного показателя условного индекса иммунитета, которое составит: для коров урановой провинции Майлуу-Суу 9,63 лет, а для овец- 3,39 лет. При расчетах учитывали интенсивность отбора, направление корреляции между компонентами иммунитета и воспроизводительный цикл по каждому виду животных.

Описанные в статье подходы к моделированию иммунитета животных в зоне урановых провинций не претендуют на оригинальность, т.к. существуют примерно аналогичные и другие методы моделирования данного процесса, разработанные авторами, которые цитируются нами в списке литературы. Однако, начальные результаты в этом направлении вселяют надежду на расширение и углубление таких исследований.

### Литература

1. Клейнен Дж. Статистические методы в имитационном моделировании. –М.: Статистика (Мат. статист. методов за рубежом)., 1978. –22 с.
2. Марчук Г.И. Математические модели в иммунологии. –М.: Наука, 1985. – 239 с.
3. Марчук Г.И. Математические модели, вычислительные методы и эксперименты. -3-е изд. пере. и доп. –М.: Наука. 1991. -299 с.
4. Bell G. Mathematical model of clonal selection and antibody production. –J.Theor. Biol, 1970. - №29. – P. 191 – 232.
5. Hege S.S., Cole G. A mathematical model relating circulating antibody and antibody forming cells. – J.Immunol., 1966. -№07. - P. 34 – 40.
6. Jilek M. The number of immunologically activated cells after repeated immunization (a mathematical model). –Folia Microbiol., 1971. -№16. - P. 12 – 23.

## ОЧИСТКА УРАНА МЕТОДОМ СОРБЦИИ ИЗ СИСТЕМ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ

А.А. Гарибов<sup>1</sup>, Дж.А. Нагиев<sup>1</sup>, А.А. Азизов<sup>2</sup>, Р.М. Алосманов<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Институт радиационных проблем Национальной академии наук Азербайджана,

<sup>2</sup>Бакинский Государственный университет [calalnaghiyev@mail.ru](mailto:calalnaghiyev@mail.ru)

Ядерная энергетика и технология, основанные на применении радиоизотопов являются актуальными направлениями науки и техники. Развитие вышеуказанных направлений и аварии на ядерных объектах обуславливают актуальностью проблемы очистки окружающих сред от различных радиоизотопов. Особое место среди радиоактивных загрязнений занимает изотопы урана и их продукты деления. Эти изотопы в окружающую среду могут попасть как в результате природных процессов и переработке урановых залежей, так и в результате аварий в различных ядерных объектах. Поэтому исследование процессов очистки водных бассейнов, почв и воздуха от урана и его продуктов деления представляет большой интерес, и в последнее время их количество резко увеличилось.

Очищение водных систем от тяжелых металлов и радионуклидов в настоящее время является важной экологической проблемой. Выбор эффективного сорбента при очищении этих систем является затруднительным и по сей день. Так как, для осуществления эффективного очищения, эти сорбенты должны обладать высокой сорбционной емкостью по отношению к сорбируемому иону, избирательностью, легко подвергаться десорбции, в общем легко и дешево приемлемыми. В настоящее время для того, чтоб синтезируемый сорбент был избирателен по отношению к сорбируемому иону, особое внимание уделяется многофункциональности его групп. При очищении вод различного состава от радионуклидов, высокую эффективность показали сорбенты полимерного состава, особенно фосфорсодержащие полимеры [1-5].

В предлагаемой работе была изучена сорбционная закономерность уранил иона с фосфорсодержащим сорбентом. При синтезе сорбента в виде сырья использовали древесную опилку и целлюлозу, которые являются отходами деревообрабатывающей промышленности. Методика фосфорилирования древесной опилки была показана в работе [5]. Концентрация уранил иона в растворе была определена гамма-спектрометром с германиевым детектором (HP Ge) произведенного фирмой Canberra

(США). Активности изотопов урана в гамма-спектрометре определяются на основе ниже указанных пиков. Активность изотопа  $^{235}\text{U}$  определяется на основе гамма пика с выходом 54% и энергией 185,7 keV, а активность изотопа  $^{238}\text{U}$  на основе гамма пика с выходом 0,59% и энергией 1001,03 keV метастабильного изотопа  $^{234}\text{Pa}$  являющегося его дочерним ядром. Отметим, что гамма-спектрометром можно определить активность изотопа  $^{238}\text{U}$  в предсорбционном растворе. Из-за разности химических свойств и сорбционной способности урана и протактиния по причине нарушения радиационного равновесия между изотопами  $^{234}\text{Pa(m)}$  и  $^{238}\text{U}$ , находящихся в послесорбционном растворе, невозможно определить активность  $^{238}\text{U}$  на основе активности изотопа  $^{234}\text{Pa(m)}$ . На основе измерений объемных активностей изотопов  $^{235}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$  вычисляли концентрацию уранил иона в растворе.

В составе использованной соли  $\text{UO}_2\text{SO}_4$  которого, массовое процентное отношение изотопов  $^{235}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$  равно 0,32:99,68 [6]. Были исследованы зависимости сорбционной способности фосфорилированной целлюлозы по отношению к уранил ионам в статическом режиме от влияния различных факторов (рН раствора, концентрация уранил иона, ионной силы раствора, концентрации сорбента). Также была исследована сорбция уранил иона при наличии других ионов и десорбция уранил иона из сорбента [5].

### Экспериментальная часть

Целлюлоза в количестве 20 гр замачивается дистиллированной водой в колбе объемом 500 мл и размешивается в течении 30 мин с помощью механической мешалки. К полученной массе добавляют 80 мл ацетона и сушат в вакууме при  $t < 50^\circ\text{C}$  до получения постоянного веса. В последующих этапах модификация целлюлозы проводилась по известной методике [5]. Добавив к ней 5 мл  $\text{PCl}_3$  в среде  $\text{CCl}_4$ , с подачей молекулярного кислорода в течение 14 часов синтезировался *промежуточные* модификат черного цвета. Из полученной гетерогенной смеси отделили твердую фазу, т.е. модификат. Была проведена химическая модификация этого *промежуточного продукта* с водой и арсеназой III. Модификация с арсеназой III была проведена в среде  $\text{HCl}_3$ . Полученные продукты промывали водой до нейтральной среды.

### Результаты и их обсуждения

Идентификация химического строения модифицированной целлюлозы была проведена методом инфракрасной спектроскопии и наличие функциональных групп в полимерной матрице доказано соответствующими полосами поглощения. Таким образом, фосфонилдихлоридные группы присутствующие в промежуточном модификате при гидролизе превращаются в фосфоновые, а при взаимодействии с арсеназой III в соответствующую функциональную группу  $\sim[\text{PO}(\text{OH})\text{OR}_2]$  (рис. 1).

В представленной работе была исследована сорбция уранил иона с помощью модификата размером  $100 \div 250 \mu\text{m}$  из буферного раствора ацетата-аммония. Сорбция проводилась в статическом режиме в течение 24 часов с 50 мг сорбентом размером  $100 \div 250 \mu\text{m}$  в 50 мл объеме при температуре  $25^\circ\text{C}$  и объемной активности 48,0 Вк/л изотопа  $^{235}\text{U}$  (эта объемная активность эквивалентна концентрации уранил иона  $\text{UO}_2^{2+}$  212,0 мг/л).

Последовательно были добавлены буферный раствор, сорбент, дистиллированная вода и раствор уранил сульфата в определенных количествах. По истечению 24 часов сорбент отделили от раствора фильтрованием и определили изотопную активность  $^{235}\text{U}$  в жидкой и твердой фазе. Полученные значения совпадают в пределах погрешности прибора. Была исследована зависимость сорбции уранил ионов от рН раствора и выяснено, что оптимальной рН сорбции равна 5. При этом степень сорбции и сорбционная соответственно:  $R=92.5 \%$  и  $\text{SEC}=98.1 \text{ мг/г}$ . При таком значении рН уранил ионы в растворе присутствуют в основном в виде двухвалентного уранилгидроксикатиона  $((\text{UO}_2)_2(\text{OH})_2^{+2})$ .

Зависимость сорбционной емкости сорбента от исходной концентрации уранил ионов в растворе была исследована при оптимальном значении рН (5.21) и при комнатной температуре ( $23^\circ\text{C}$ ). Соотношение твердой и жидкой фазы составляло 1:1000. Результаты исследований приведены на рисунке 2 и 3.

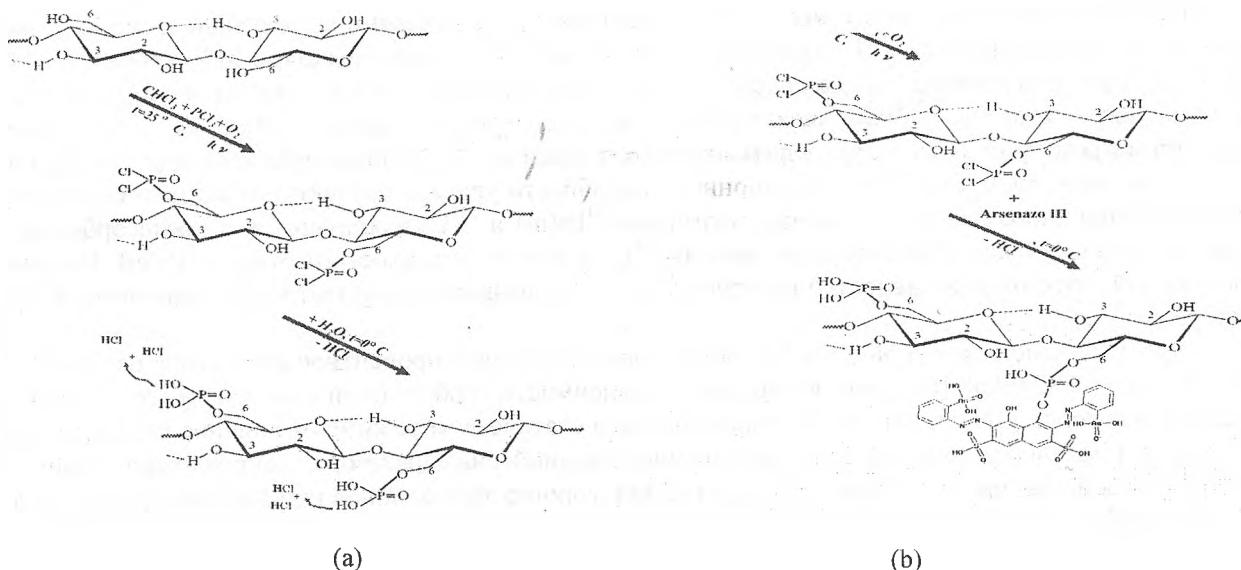


Рис.1. Модификация целлюлозы в среде  $CCl_4$ , с участием  $PCl_3$  и молекулярного кислорода.  
 (а)- с функц. гр.  $\sim[PO(OH)_2]$  (б)- с функц. гр.  $\sim[PO(OH)OR_2]$

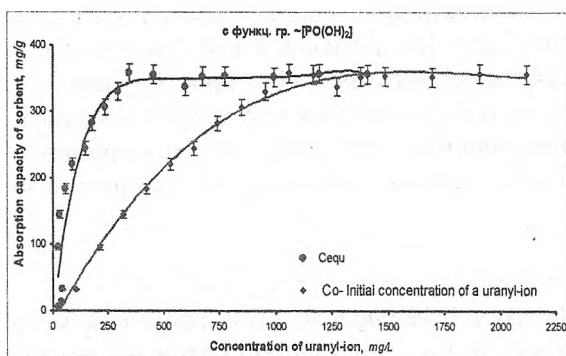


Рис. 2

Зависимость статической сорбционной емкости модификата с функциональной группой  $\sim[PO(OH)_2]$  от начальной и равновесной концентрации иона

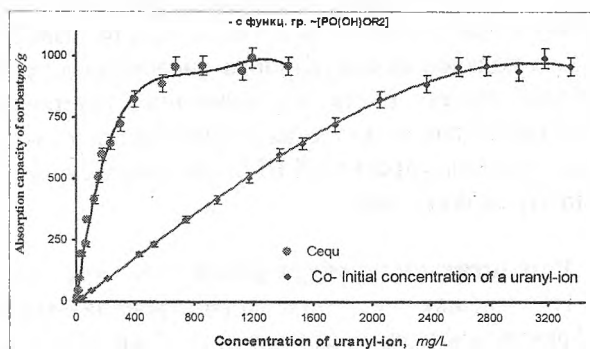


Рис. 3

Зависимость статической сорбционной емкости модификата с функциональной группой  $\sim[PO(OH)OR_2]$  от начальной и равновесной концентрации иона

Как видно из рисунка 2, при относительно низких начальных концентрациях (до 318 мг/л) уранил ионов, сорбент практически полностью сорбирует уранил ионы ( $R_{\text{сорб}}=95\pm 5\%$ ). Несмотря на высокую степень сорбции, причиной получения низкого значения сорбционной емкости сорбента является недостаточное количество уранил ионов в растворе для насыщения активных центров сорбента. С увеличением исходной концентрации уранил ионов в растворе увеличивается значение сорбционной емкости сорбента и достигает равновесия при исходной концентрации уранил ионов в растворе 1060 мг/л. Сорбционная емкость составляет 350 мг/г. Это объясняется возникновением равновесия между сорбентом и раствором, за счет уранилгидрокси катионов подвергнутых сорбции, иначе говоря насыщением активных центров сорбента.

Зависимость сорбционной емкости сорбента, полученного в результате модификации арсенозой III показана на рис.3. Как видно из рисунка, равновесия в системе наступает при исходной концентрации уранил ионов в растворе 2600 мг/л. Сорбционная емкость составляет 960 мг/г.

Равновесие уранил ионов между жидкой фазой и сорбентом отчетливо отображает изотерма Френд-лиха [3].

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e$$

$C_e$ : концентрация урана оставшегося в растворе после сорбции мг/л  
 $q_e$ : количество урана сорбируемого сорбентом с единой массой мг/г  
 $K_F$ : постоянная сорбционной емкости, рассчитывается практически  
 $1/n$ : гетерогенный фактор сорбента

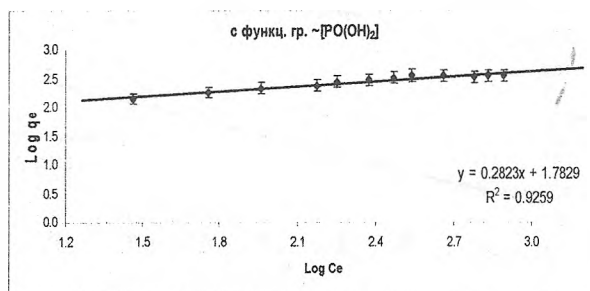


Рис. 4.

Изотерма Фрейндлиха для модификата с функциональной группой  $\sim[PO(OH)_2]$

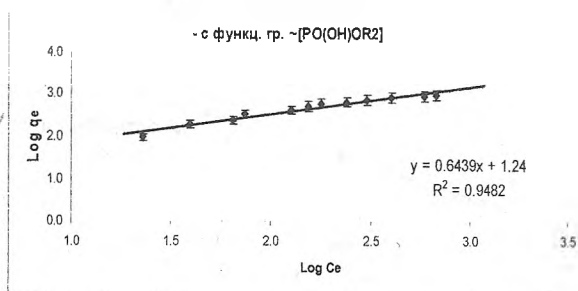


Рис. 5.

Изотерма Фрейндлиха для модификата с функциональной группой  $\sim[PO(OH)OR_2]$

С построением изотерм Фрейндлиха показанных на рисунках 4 и 5, определяется  $K_F$  и  $1/n$ . Пересечение оси ординат с прямой линией показывает значение постоянной  $\log K_F$ , а угол наклона значение постоянной  $1/n$ . Изотерма Фрейндлиха позволяет определить гетерогенный фактор ( $1/n$ ) поверхности сорбента. Таким образом, это количество получает значения в интервале 0-1. Чем больше гетерогенность поверхности сорбента, тем ближе значение  $1/n$  к нулю.

Для выяснения сходства или же отличия поверхности сорбента с точки зрения энергии, построили изотермы Ленгмюра для модификатов с функциональной группой  $\sim[PO(OH)_2]$  и  $\sim PO(OH)OR_2$ . Основываясь на двух разных выражения изотерм Ленгмюра дающих одинаковый результат, в таблице 1 были показаны некоторые рассчитанные сорбционные параметры этих модификатов.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L} + \frac{a_L}{K_L} C_e$$

$$q_e = \frac{Q_{\max} a_L C_e}{1 + a_L C_e}$$

$C_e$ : концентрация урана оставшегося в растворе после сорбции мг/л

$q_e$ : количество урана сорбируемого сорбентом с единой массой мг/г

$K_L$ : постоянная сорбции сорбента (л/г)

$a_L$ : постоянная связанная с энергией сорбции (л/мг)

$Q_{\max}$ : максимальная сорбционная емкость сорбента, мг/г

Изотермы Ленгмюра приведенные на рисунках 6 и 7, показывают значения постоянной  $1/K_L$ , пересечением оси ординат с прямой линией, а угол наклона значение постоянной  $a_L/K_L$ . Здесь  $Q_{\max}$  — показывает максимальную сорбционную емкость сорбента. Кроме того, чтобы найти приемлемость сорбции мы рассчитали постоянную дисперсии ( $R_L$ ).

$$R_L = \frac{1}{1 + bC_0}$$

$b$  ( $a_L$ ): постоянная Ленгмюра

$C_0$ : начальная концентрация урана в растворе, мг/л

Нужно отметить, что если эта постоянная получит значение в интервале  $0 < R_L < 1$ , то сорбция приемлива,  $R_L > 1$  не приемлива,  $R_L = 0$  необратима.

Как показано в таблице, гетерогенность поверхности модификата целлюлозы с функциональной группой  $\sim[PO(OH)_2]$  больше, чем модификат целлюлозы с функциональной группой  $\sim[PO(OH)OR_2]$ . Сравнение констант Ленгмюра показывает что, модификат с функциональной группой  $\sim[PO(OH)OR_2]$  более благоприятен для сорбции урана.

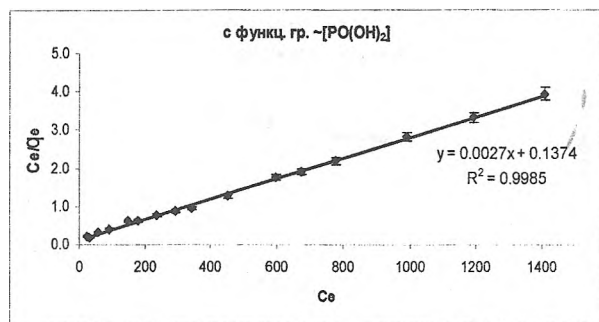


Рис. 6.

Изотерма Ленгмюра для модификата с функциональной группой  $\sim[PO(OH)_2]$

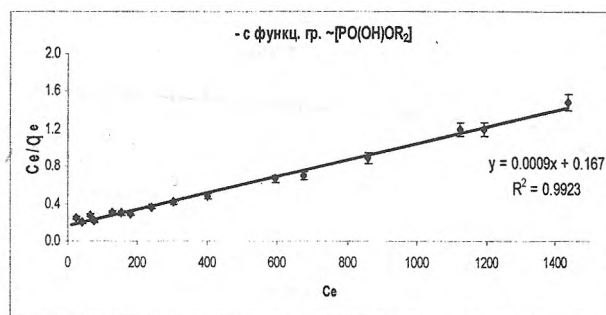


Рис. 7

Изотерма Ленгмюра для модификата с функциональной группой  $\sim[PO(OH)OR_2]$

Название сорбента	Постоянные изотермы Фрейндлиха			Постоянные изотермы Ленгмюра			
	N	$K_F$	$R^2$	$K_L$ l/g	$a_L$ l/mg	$R_L$	$Q_{max}$ mg/g
Модификат целлюлозы с функциональной группой $\sim[PO(OH)_2]$	3.54	60.7	0.993	7.3	0.01965	0.0458	350
Модификат целлюлозы с функциональной группой $\sim[PO(OH)OR_2]$	1.55	17.4	0.995	6.0	0.00539	0.0669	960

### Литература

- Duff M. C. and Amrhein C., (1996), Uranium (VI) Adsorption on Goethite and Soil in Carbonate Solutions, SoilSci.Soc.AmJ., Vol 60, pp 1393-1400.
- Sakaguchi T., and Nakajima A., (1987), Accumulation of Uranium by Biopigments, J.Chem.Tech.Biotechnol., vol.40, pp 133-141
- Allen J.S., McKay G., Porter J.F., 2004. Adsorption Isotherm models for Basic Dyes adsorption by peat in single and binary component systems. J. Colloid Int. Sci. 280, 322/333.
- Нагиев Дж.А., Гамбаров Д.Х., Мурадов М.Б., Ахмедов М.М., Сулейманов Б.А., Азизов А.А., Алосманов Р.А. "Изучение процесса сорбции ионов кадмия из водных растворов, сорбентами на основе фосфохлорированной целлюлозы." II Всероссийской конференции, Воронеж-2004, с-245
- Garibov A. A., Azizov A., Alosmanov R., Naghiyev J. A. "Sorption of Uranyl-ions in water solutions phosphorylated wood sawdust" The fifth eurasian conference nuclear sciences and its application, Ankara, 14 October 2008
- А.А. Гарибов, Дж.А. Нагиев. "Исследование Гамма Спектрометрическим Методом Сорбционной Закономерности Урана Природным Цеолитом в Статических Условиях" Труды молодых аспирантов № 1, Баку-2008, с. 29-34
- Gupta V. K., Equilibrium Uptake, Sorption Dynamics, Process Development and Column Operations for the Removal of Copper and Nickel from Aqueous Solution and Wastewater Using Activated Slag, a Low Cost Adsorbent. Ind. Eng. Chem. Res., 37, 192/202.
- Hirotsu T., Katoh S., Sugasaki K., Takai N., Seno M., and Itagaki T., Adsorption of Uranium on Cross-Linked Amidoxime Polymer from Seawater. Ind.Eng.Chem.Res. Vol. 26 pp 1970-1977

## НЕФТЕДОБЫВАЮЩИЕ ОТРАСЛИ И РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ

А.А. Гарибов, Дж.А. Нагиев

*Институт радиационных проблем Национальной академии наук Азербайджана*

Нефть и газ являются основными источниками энергии современности. Прогнозы развития мировой энергетики свидетельствуют о доминирующей роли, в ближайшем будущем, углеводородных источников. Производство и использование углеводородов в качестве источника энергии сопровождается многими проблемами:

1. Проблемы, связанные с добычей нефти и газа
  - Выбросы в окружающую среду буровых растворов и различных ингредиентов, которые используются в процессах бурения скважин
  - Выбросы в окружающую среду буровых вод, которые содержат углеводороды, соли различных металлов и природные радионуклиды.
  - Твердые отходы из добываемых нефтеводяных систем
  - Выбросы газовых углеводородов в окружающую среду
  - Углеводородные загрязнения земельных участков и водных бассейнов
2. Проблемы, связанные с транспортировкой нефти и газа
  - Выбросы в атмосферу и в объекты окружающей среды углеводородов
3. Проблемы, возникающие при использовании нефти и газа в качестве источника энергии
  - Загрязнение окружающей среды углеводородами
  - Выбросы в атмосферу продуктов горения топлива

Многие из этих проблем всесторонне изучались за последние годы. Однако радиоэкологические проблемы, связанные с процессами добычи, транспортировки, переработки и использования нефти и газа всесторонне не изучены. Характер и масштабы радиоэкологических проблем процессов производства нефти и газа для различных месторождений являются различными.

В представленной работе изучены радиоэкологические ситуации в нефтяной промышленности на примере отдельных учреждений.

С целью выявления влияния нефтегазовой промышленности на радиоэкологическую обстановку исследованы: радиационный фон, радионуклидный состав буровых вод, шламов, твердых отходов из отстойников, содержание изотопов радона в воздухе и газов. На примере нескольких нефтегазовых добывающих управлений, приведены сравнения результатов и получены обобщенные закономерности этих влияний. Установлено, что твердые отходы нефтедобывающей промышленности создают локальные радиоактивные загрязнения. На отдельных локальных участках радиационный фон достигает  $\approx 150-1000$  мкР/час. Изучен радионуклидный состав загрязненных участков. Выявлено, что твердые отходы состоят из  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  и их продуктов распада и  $^{40}\text{K}$ . Активность загрязненных участков достигает до  $1000-1500$  Бк/кг. Приведены модельные расчеты влияния локального радиоактивного загрязнения на уровень радиационного фона общей территории нефтегазового производства. Для этого, наблюдаемые радиационные загрязнения гипотетически распределены по всей территории нефтедобывающего промысла и с учетом изотопного состава и их активностей определили вклад радиационного загрязнения в радиационный фон территории. Дополнительный прирост в общий радиационный фон, радиоактивными загрязнениями, составляет  $1.5-2.0$  мкР/час. С учетом вклада радиоактивных загрязнений радиационный фон территории увеличивается от  $6.5-7.0$  мкР/час до  $8-9$  мкР/час.

Сырая нефть с водой транспортируется по трубопроводам на установки первичной переработки, где нефть отделяется от пластовых вод и сопутствующих ее твердых частиц. Определенное количество твердых отложений накапливается в трубопроводах, которые при ремонте отделяется от трубы. Анализ радиоизотопного состава твердых отходов, отобранных при ремонте труб, показал, что в состав в основном входят  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  и  $^{238}\text{U}$ .

$$A_{\text{эфф}} = A_{\text{Ra}226} + 1,31A_{\text{Th}232} + 0,085A_{\text{K}40} \quad (1)$$



Эффективная удельная активность образцов рассчитывалась по следующей формуле [4]:

Таблица

No	Образец	МЭД в точке пробоотбора мкР/ч	Удельная активность, Бк/кг			
			K-40	Ra-226	Ra-228	A <sub>eff</sub>
1	Твердые отложения из трубопровода	115	1021±245	3699±285	1861±153	6224
2	Твердые отложения из трубопровода	210	1416±406	6526±686	1018±128	7980
3	Донные отложения пластовых и буровых вод	150	496±112	1108±87	34.4±8.3	1195
4	Нефть с загрязненного участка	9	130±67	35±7	21±3	74
5	Контрольный участок	5	315±60	35.4±4.2	25.6±4.4	96
6	Отходы от нефтяных цистерн	130	1390±196	3840±126	1860±81	6395
7	Донные отложения загрязненного мазутом озера	200	1330±123	5987±189	68±11	6189

Радиоактивные газы в процессах нефтегазовой добычи образуются, в основном, в результате распада изотопов радия. Изотопы радона на территориях и в производственных помещениях исследованы инструментальным методом. На всех участках измеренная активность радона соответствовала пределу допустимых норм и  $R \leq 20$  Бк/м<sup>3</sup>.

Исследованы закономерности распределения природных радионуклидов в загрязненных участках по глубине почв. Установлено, что радиоактивные изотопы в основном сосредоточены на глубине 0-30см.

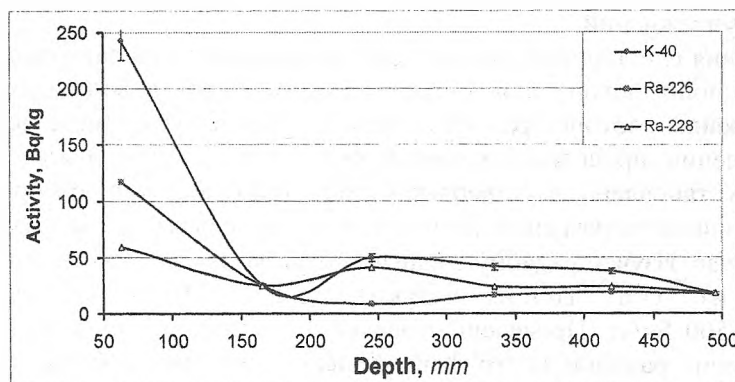


Рис.1

Таким образом, на основе полученных результатов можно предсказать основные факторы влияния нефтегазовой промышленности на радиоэкологическую обстановку окружающей среды.

Изучен радионуклидный состав буровых вод различных месторождений и глубин пластов. Установлено, что удельные активности радионуклидов в буровых водах встречаются в интервалах: Ra-226 составляет 0.1-3.0 Бк/л, Ra-228 0.1-4.0 Бк/л, K-40 1.0-3.0 Бк/л

Для проведения исследовательских работ, мы с помощью конструкции Multicorer получили керн со дна канала и определяли зависимости активности изотопов Ra-226 и Ra-228 от ее глубины. Полученный керн делится на части длиной 40 мм каждую часть высушивая, гомогенизируют. Для определения активности изотопов Ra-226 и Ra-228 образец выдерживают в течении 15 дней в чашке Петре в герметических условиях с целью получения равновесия между изотопом радия и его продуктами распада.

Удельная активность радионуклидов в образцах была определена гамма-спектрометрическим методом. В образцах выявление изотопа Ra-226 было определено по фотопику 351.6 keV; а изотопа Ra-228 было определено по фотопику 911 keV. На рисунке 2 показаны зависимости удельной активности изотопов Ra-226 и Ra-228 от глубины канала.

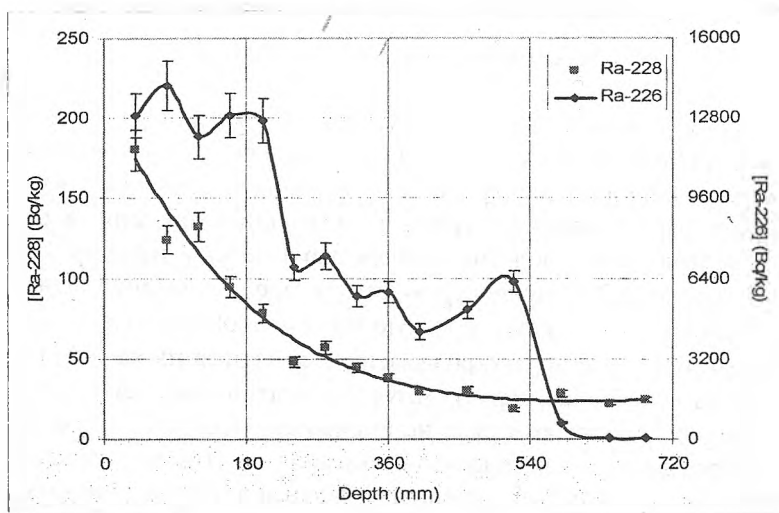


Рис. 2. Зависимость удельной активности радионуклидов Ra-226 и Ra-228 от глубины

Известно, что в каналах с пластовыми водами, осадки образуются за счет оседания твердых и взвешенных частиц. Растворенные в пластовых водах изотопы радия сорбируются взвешенными частицами, и аккумулируются, оседая на дно канала. Образование осадка в течение года толщиной 5-50 мм и его аккумуляция зависит от объема пластовых вод, скорости течения и степени взвешенности частиц.

Как видно из рисунка, с увеличением глубины канала наблюдается уменьшение удельной активности радионуклида Ra-228. Также из рисунка 2 наблюдается уменьшение удельной активности радионуклида Ra-228 по экспоненциальному закону, так как возраст нижних слоев донных отложений канала выше, чем верхних слоев. Но эта закономерность не наблюдается в случае изотопа Ra-226, потому что период полураспада этого изотопа по сравнению с возрастом канала значительно больше.

### Литература

1. Jonkers, G., Hartog, F.A., Knaepen, A.A.I., Lancee, P.F.J., Characterization of NORM in the oil and gas production (E&P) industry, Proc. Int. Symp. On Radiological problems with Natural Radioactivity in the Non-Nuclear Industry, Amsterdam 8-10 September 1997, KEMA, Arnhem, 1997.
2. Г.Х. Эфендиев, Р.А. Алекберов, А.Н. Нуриев «Вопросы геохимии радиоактивных элементов нефтяных месторождений» Баку-1964, Издательство Академии Наук Аз. ССР
3. Нуриев А.Н., Эфендиев Г.Х. «О радиоэлементах пластовых вод нефтяных месторождений Азербайджана» Азерб. Хим. Журнал, №1 1959.
4. Комлев Л.В. «К вопросу о происхождении радия и пластовых водах нефтяных месторождений» Труды Гос. Радиов. Института АН. СССР, т.г, 1933.
5. Tcherennikov, A., in Kolb, W.A., Wojcik, M., Enhanced radioactivity due to natural oil and gas production and related radiological problems. The Science of the Total Environment, Vol. 45, pp77-84, 1985
6. Henrieta Dulaiova and William C. Burnett, An efficient method for  $\gamma$ -spectrometric determination of radium-226,228 via manganese fibers. Limnol. Oceanogr.: Methods 2, pp 256-261, 2004
7. Нормы Радиационной Безопасности – НРБ-99, Министерство здравоохранения России, 1999

## ОЦЕНКА ПОСТУПЛЕНИЯ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ОРГАНИЗМ ЧЕЛОВЕКА С ВОДОЙ И ПИЩЕЙ В РАЙОНАХ, ВЫВЕДЕННЫХ ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ УРАНОВЫХ РУДНИКОВ

Е.А. Данилова, А.А. Кист, Р.И.Радюк

*Институт ядерной физики АН РУз*

Узбекистан, наряду с другими среднеазиатскими республиками, был существенным производителем урана. После развала Советского Союза в Узбекистане некоторые урановые шахты закрылись, а их отвалы были переданы под юрисдикцию местных органов власти и на этих объектах были произведены бетонирование и рекультивация. Однако с истечением времени, в результате воздействия природных факторов, нейтральное покрытие отвалов нарушается и некоторые токсичные и радиоактивные элементы из этих отвалов распространяются в среду обитания близлежащих населенных пунктов, представляя реальную токсикологическую и радиационную угрозу для здоровья населения. Основными источниками поступления микроэлементов являются пища и вода [1]. В некоторых регионах состояние здоровья населения характеризуется негативными тенденциями. Глобальный рост числа заболеваний связан с недостатком ряда незаменимых микроэлементов и накоплением токсичных веществ в атмосфере, воде, почве, продуктах питания, занятостью человека на вредных производствах. Это и многое другое вызывает нарушение баланса жизненно важных элементов в организме человека, способствует ухудшению его состояния и возникновению различных заболеваний.

Одной из важнейших задач в вопросе охраны здоровья населения является контроль качества пищевых продуктов. Проблема стала особенно актуальной в связи с ростом загрязнения окружающей среды в глобальном масштабе [2, 3]. Наблюдается увеличение числа некоторых заболеваний в регионах с повышенным уровнем загрязненности окружающей среды. Одним из путей решения этой задачи является оценка поступления элементов в организм человека при потреблении пищевых продуктов, произведенных на загрязненных территориях.

Существующие исследования в этой области, включая рекомендации Международной комиссии по радиационной защите - МКРЗ (International Commission on Radiological Protection- ICRP) [4] и объединенной группы экспертов МАГАТЭ/ВОЗ/ПСХА (Recommended Dietary Allowance - RDA of IAEA/WHO/FAO) [5] имеют весьма усредненные и противоречивые данные. Практически каждый регион может иметь разные уровни поступления элементов [6]. Данная работа посвящена оценке поступления микроэлементов в организм человека с водой и продуктами питания на территориях вблизи отработанных урановых рудников. Учитывая специфику быта Узбекистана, большинство пищевых продуктов вырабатываются в малых частных семейных фермах или подсобных и приусадебных хозяйствах.

Исследовались продукты питания из загрязненного региона (изучаемая область) и региона сравнения (несмотря на то, что затруднительно найти действительно «чистый» регион). Изучаемой областью были выбраны регионы Янгиабада и Чоркесара, как территории выведенных из эксплуатации урановых рудников с повышенным уровнем загрязненности окружающей среды и с худшим статусом здоровья населения. Как область сравнения был выбран г. Ташкент, в силу того, что на данной территории нет предприятий по добыче или переработке урановой руды.

Город Янгиабад расположен в 140 км от столицы Узбекистана Ташкента. Территория Янгиабада составляет 77 гектаров. Непосредственно к городу примыкает рудоуправление и цех дробления горной породы, выше по течению реки Ахангаран расположены отработанные урановые рудники и угольные разрезы. Население поселка Чоркесар составляет 2000 человек. Поселок примыкает к промышленной зоне бывшего уранового рудника, где проводилось поверхностное выщелачивание и трем крупным хвостохранилищам.

### Материалы и методы

Объектами исследования явились питьевая вода и модельная диета составленная как для исследуемых регионов, так и для региона сравнения. Согласно данным Министерства Здравоохранения Республики Узбекистан о составе типичной диеты для населения Узбекистана [7] был составлен дневной рацион питания, в который вошли основные продукты употребляемые населением исследуемых регионов. Материалом для анализа служили основные продукты питания населения: крупы, хлебо-булочные изделия, мясо (говядина, баранина, курица), рыба, яйца, молоко, фрукты и овощи,

вода. Образцы отбирались в изучаемых городах в магазинах и местных рынках. Для обеспечения представительности результатов каждый вид продуктов покупался у разных продавцов и на разных базарах в малых количествах или в единичных образцах (яйца), в количестве 10-15 образцов каждого вида продуктов.

Процедура подготовки образцов к анализу (методика отбора, очистка, сушка, т.д.) была детально разработана для следующих групп:

1. Хлеб, бобовые, рис, пшеница, макароны, сушеные фрукты;
2. Фрукты и овощи;
3. Мясо (говядина, баранина, рыба) и яйца;
4. Молоко и вода

Из отобранных, высушенных и растертых до однородной массы образцов продуктов был составлен дневной рацион питания пропорционально данным о суточной диете (модельная диета) для исследуемых регионов и региона сравнения.

Пробы питьевой воды отбирали также в исследуемых регионах в стеклянную тару в которую для уменьшения адсорбции элементов на стенках посуды предварительно добавляли 3-5 мл азотной кислоты марки х.ч. Затем из каждой пробы микропипеткой отбирали воду и сушили в полиэтиленовых лодочках при температуре не более 60 градусов. Высушенные лодочки герметично упаковывали в чистые маркированные полиэтиленовые пакеты. Объемы высушенных проб составляли 1 и 50 мл. Пробы в 1 мл использовали для определения микроэлементов по короткоживущим радионуклидам, а 50 мл для анализа по средне – и долгоживущим радионуклидам.

Для количественного определения содержания микроэлементов в продуктах питания также использовали метод нейтронно-активационного анализа. Обработку полученной информации проводили по программе Genie - 2000. Правильность аналитической методики проверялась анализом стандартного образца сравнения предоставленного Шведской Национальной Администрацией Питания [8].

### **Результаты и их обсуждение**

Нейтронно-активационное определение содержания элементов в модельно приготовленных диетах для всех регионов позволило оценить суточное поступление элементов. В таблице 1 приведены данные дневного поступления некоторых элементов в сопоставлении с международными рекомендациями.

Как видно из таблицы, по ряду элементов - Cr, Cu, Fe и Mn суточное поступление превышает рекомендации Международной комиссии по радиационной защите (особенно в Янгиабаде и Чоркесаре). Содержание урана в Чоркесаре почти на порядок выше, чем в других регионах. В то же время имеется дефицит поступления Br, Co и Se.

Также был определен радионуклидный состав дневного рациона питания для Янгиабада, Чоркесара и Ташкента. Полученные данные представлены в таблице 2.

Результаты нейтронно-активационного анализа питьевых вод, представленные в таблице 3, показывают, что содержание микроэлементов не превышают значений предельно допустимых концентраций, но в то же время содержание большинства элементов (Ag, Ba, Br, Ca, Co, Cr, Fe, Rb, Zn, U) в исследуемых регионах выше чем в регионе сравнения. В питьевой воде в Чоркесаре содержание урана на порядок выше чем в Ташкенте.

### **Выводы**

Проведена оценка суточного поступления элементов в организм человека с пищей и водой. В Янгиабаде суточное поступление превышает рекомендации Международной комиссии по радиационной защите по ряду элементов: Cr, Fe, Sb.

В Чоркесаре суточное поступление Cl, Mn, Cr, Fe также превышает рекомендации МКРЗ, в то же время имеется дефицит поступления брома, кобальта, а в Янгиабаде – молибдена. Содержание урана в дневном рационе жителей поселка Чоркесар составляет в среднем 0.11 мкг/г, что на порядок выше, чем в дневном рационе жителей города Янгиабад.

В питьевой воде пос.Чоркесар также наблюдаются повышенные содержания As, Ba, Br, Ce, Co, Zn и U по сравнению с г.Ташкентом. Все эти факторы в совокупности оказывают негативное влияние на здоровье населения и свидетельствуют о необходимости проведения санитарно-гигиенических мероприятий направленных на улучшение экологической обстановки в исследуемых регионах Республики и контроля продуктов питания не только по общепринятым показателям, но и по содержанию в них микроэлементов.

С другой стороны они говорят о необходимости продолжения исследований поступления микроэлементов в организм человека с продуктами питания.

Таблица 1

Суточное поступление элементов по результатам анализа модельной диеты

Элемент	Ташкент	Янгибад	Чоркесар	Рекомендация МКРЗ [4]
Au, $\mu\text{g}$	1.3±0.2	1.4±0.3	2.2±0.17	
Br, $\mu\text{g}$	2000±81	1700±69	1300±63	7500
Ca, g	1.5±0.076	0.75±0.097	0.63±0.054	1.1
Cl, g	2.8±0.11	5.2±0.27	6.8±0.14	5.2
Co, $\mu\text{g}$	14±0.81	25±1.8	24±6.2	300
Cr, $\mu\text{g}$	<b>180±16</b>	<b>330±24</b>	<b>310±19</b>	150
Cu, mg	2.0±0.8	4.0±0.32	4.3±0.38	3.5
Fe, mg	16±2.0	<b>21±2.3</b>	<b>20±1.8</b>	14
Hg, $\mu\text{g}$	3.5±1.1	0.41±0.1	2.9±1.0	15
K, g	3.0±0.58	2.6±0.17	1.8±0.09	3.3
La, $\mu\text{g}$	11±1.2	22±1.7	26±1.8	
Mn, mg	2.5±0.059	3.8±0.11	<b>6.0±0.2</b>	3.7
Mo, $\mu\text{g}$	<b>360±23</b>	126±10	290±20	300
Na, g	1.6±0.12	2.9±0.16	3.3±0.083	4.4
Rb, mg	2.4±0.096	1.5±0.12	1.0±0.1	2.2
Sb, $\mu\text{g}$	34±1.3	48±0.83	10±0.24	~50
Sc, $\mu\text{g}$	2.3±0.18	3.6±0.29	3.3±0.063	
Se, $\mu\text{g}$	80±16	40±8.1	44±9.4	150
Zn, mg	9.5±0.9	8.6±0.75	10±0.81	13
U, $\mu\text{g}$	4.1±0.19	<b>6.1±0.49</b>	<b>49±3.7</b>	

Таблица 2

Радионуклидный состав дневного рациона питания.

Радионуклид	Янгибад, Бк/кг	Чоркесар, Бк/кг	Ташкент, Бк/кг
<sup>40</sup> K	140±17	133±15	270±17
<sup>226</sup> Ra	<2.0	19±3	<1.0
<sup>238</sup> U	<3.0	12±8.0	<1.0
<sup>235</sup> U	<1.0	1.3±0.2	<1.0

Таблица 3

Содержание микроэлементов в воде, мкг/л

Элемент	Ташкент	Янгибад	Чоркесар	ПДК
Ag	<0.1	<b>0.22</b>	<b>0.28</b>	50
As	0.71	0.69	<b>1.2</b>	50
Au	0.015	0.014	0.065	
Ba	36	<b>58</b>	<b>83</b>	100
Br	3.4	<b>16</b>	<b>24</b>	200
Ca	43000	94000	71100	
Ce	<0.1	<0.1	<b>0.35</b>	
Cl	1900	6400	2200	
Co	0.15	0.25	<b>0.81</b>	100
Cr	1.7	<b>2.1</b>	<b>2.7</b>	500
Fe	90	130	120	
La	0.19	0.83	<0.1	
Lu	0.014	0.015	0.090	
Mg	8400	24000	8000	
Mn	29	35	20	100

Mo	3.1	4.3	3.7	250
Na	4500	<b>35000</b>	<b>12000</b>	
Rb	0.88	<b>4.5</b>	<b>10</b>	
Sb	0.23	<b>0.71</b>	0.25	50
Sc	0.050	0.011	0.016	
Se	<0.1	<b>1.4</b>	<b>0.38</b>	10
Sr	340	1200	740	7000
U	2.2	<b>15</b>	<b>25</b>	
Zn	3.4	<b>12</b>	<b>14</b>	1000

### Литература

1. Тутельян В.А Справочник по диетологии, под ред. М.А.Самсонова – М.:Медицина, 2002.-274с
2. M.C. Freitas, I. Dionisio, A.M.G. Pacheco, I.R. Khan, Zs. Revay CHEMICAL COMPOSITION OF FEW FOOD SAMPLES PRODUCED AND PURCHASED IN PORTIGAL. QUALITY CONTROL BY SMELS REFERENCE MATERIAL, Abstracts on the 12-th International Conference on Modern Trends in Activation Analysis, Natchioji, Japan, 2007, p.94.
3. Водяницкая О.В. Анализ содержания тяжелых металлов в пищевых продуктах, Материалы II Международной научно-практической конференции «Биоэлементы» / Оренбург. ИПК ГОУ, 2006.-с.308
4. REPORT OF THE TASK GROUP ON REFERENCE MAN, INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, No23, Pergamon Press, Oxford, New York, Toronto, Sydney, Braunschweig, 1975, 496 p.
5. TRACE ELEMENTS IN HUMAN NUTRITION AND HEALTH, Joint FAO/IAEA/WHO Publication by the Expert Committee, WHO, Geneva, 1966.
6. CO-ORDINATED RESEARCH PROJECT ON USE NUCLEAR AND RELATED ANALYTICAL TECHNIQUES IN STUDYING HUMAN HEALTH IMPACTS OF TOXIC ELEMENTS CONSUMED THROUGH FOODSTUFFS CONTAMINATED BY INDUSTRIAL ACTIVITIES, Report on the First Research Co-ordinating Meeting, NAHRES-75, IAEA, Vienna, 2003.
7. Кист А.А., Данилова Е.А., Осинская Н.С., Мухина А.В., Рахманова Т.П., Хусниддинова С.Х.. Сравнительная оценка содержания элементов в суточном рационе жителей некоторых регионов. Микроэлементы в медицине, 2007, №8(4), с.7-12
8. Proficiency Testing – Food Chemistry, Trace Elements in Food, Round T-9, national Food Administration, Sweden, Uppsala, 2004, 26с.

## ПРОБЛЕМЫ БЫВШИХ УРАНОВЫХ ПРОИЗВОДСТВ И РАДИОЭКОЛОГИИ В КЫРГЫЗСТАНЕ

Б.М. Дженбаев, Б.К. Жолболдиев, Б.К. Калдыбаев, С.А. Мамытова,  
А.М. Тиленбаев, А. Кожоголов

Биолого-почвенный институт НАН КР, Кыргызская Республика, г. Бишкек,  
720071 Кыргызская Республика, г. Бишкек, пр. Чуй, 265, Тел. 996 312 392068,  
Факс. 996 312 391947; Mail: [djenbaev@ikit.kg](mailto:djenbaev@ikit.kg), [kg.bio.ped@mail.ru](mailto:kg.bio.ped@mail.ru)

### Введение

Известно, что Кыргызстан был крупнейшим производителем урана с 1946 по 1968 гг. для бывшего СССР. Вследствие неэффективной добычи и нерациональной переработки полезных ископаемых, на территории республики заскладирован в отвалах и хвостохранилищах огромный объем минерального сырья - 747,22 млн. м<sup>3</sup> (16) отходов с высоким содержанием ряда потенциально опасных химических элементов и их соединений. Также для хранения урановые отходы привозили из других дружественных стран, таких как Германия, Чехия, Словакия, Болгария, Китай и Таджикистан. Состояние этих отвалов и хранилищ столь плачевно, что радиоактивные отходы, тяжелые металлы и токсичные вещества загрязняют окружающую среду (почву, воздух, воду) и живые организмы. Они вовлекаются в биогеохимические циклы с формированием новых биогеохимических провинций [4, 5, 11].

Интерес к этой проблеме в начале XXI в. вновь возрастает в связи с решением новых стратегических задач в мире, в данное время (2011 г.) в республике 4 предприятия владеют на право эксплуатации уранового месторождения и 12 компаний имеют лицензии на право поиска урана. Таким образом, в республике проблемы радиоэкологии и радиобиогеохимии редких и редкоземельных элементов занимают первостепенное значение. Наиболее актуальным является выяснение радиобиогеохимических особенностей обогащенных ураном и другими микроэлементами территорий и оценка реакций организмов в биогеоценозах на высокое содержание радионуклидов и полиметаллов.

Таким образом, за длительный период хозяйственной деятельности в Кыргызстане скопилось огромное количество промышленных и твердых бытовых отходов, содержащих радионуклиды, соли тяжелых металлов, а также токсичные вещества (цианиды, кислоты, силикаты, нитраты, сульфаты и т.д.), отрицательно влияющие на состояние окружающей среды и здоровье населения. В этой связи, проблема управления отходами приобретает все большую актуальность, и некоторые отходы имеют приграничный характер.

**Материалы и методы исследований.** Комплексные исследования территории бывших урановых производств и радиобиогеохимических особенностей на урановых хвостохранилищах и отвалах проводятся нами, начиная с 2005 года. Обследование территорий проводилось согласно современной методы и методологии радиоэкологического, радиобиогеохимического и эколого-биогеохимического изучения различных таксонов биосферы [3, 4, 6, 13].

Оборудование, использованное в ходе исследований, состоит из комплекта - Dosimeter-radiometer DKS-96, Photo-electro-colorimeter (SPECOL), жидко сцинтилляционного спектрометра,  $\lambda$  - спектрометра и др., спутникового прибора (GPS) для определения координат и персонального компьютера с модулем записи данных. Распределение и обработка полученных данных производились на персональном компьютере с помощью специального пакета программ.

В процессе выполнения исследований были проведены выборочные измерения уровня радиации в различных участках хвостохранилищ, отвалах и внутри помещений, а также отобраны пробы почвы и растений для лабораторного анализа [3, 9, 12, 14, 16].

**Обсуждение результатов исследований.** В связи с распадом СССР на территории Кыргызстана в бесхозном состоянии оказались 55 хвостохранилищ, общей площадью 770 га, в которых заскладировано более 132 млн. м<sup>3</sup> хвостов и 85 горных отвалов, накопленные 700 м<sup>3</sup> отходы, занимают площадь свыше 1500 га. Из них 31 хвостохранилище и 25 отвалов содержат отходы уранового производства объемом - 51,83 млн. м<sup>3</sup>, суммарная радиоактивность составляет более 90 тыс. кюри (по состоянию на 2010 г.). С середины 50-х годов прошлого столетия до настоящего времени в республике было закрыто или законсервировано 18 горнодобывающих предприятий, в том числе 4 по добыче уранового сырья [1, 4, 11].

По последним данным Национального статистического комитета Кыргызской Республики (2010г.) основная часть токсичных отходов находится на территории Иссык-Кульской (61,4%) и Бат-

кенской (25,8%) областей. В Иссык-Кульской области количество отходов резко возросло с 1997 года в связи с вводом в действие золотоперерабатывающего комбината «Кумтор», а в Баткенской области главными источниками их образования являются Хайдарканский ртутный и Кадамжайский сурьмяный комбинаты.

Токсичные радионуклиды и химические элементы (As, S, Pb, Hg, Sb, U и др.) в отходах отвалов и хвостохранилищах находятся как в растворимых, так и в нерастворимых формах. Наиболее опасными из них являются подвижные формы соединений, которые в первую очередь участвуют в цепочке: почва, вода, растительность, животный мир, человек.

Особую проблему представляют скопления отходов (более 15 млн.куб.м), отвалов вскрышных пород, забалансовых руд и хвостохранилищ, занимающих значительные площади вблизи населенных пунктов, в горах, на участках водосбора и т.д. Наибольшая угроза загрязнения сохраняется урановыми отходами в трансграничных областях на склонах горного обрамления Ферганской и Чуйской долин (район г. Майлуу-Суу, п. Шекафтар и др.).

После провозглашения независимости (1991 г.) Кыргызстан начал сотрудничать со многими международными организациями по данной проблеме, такими как ООН, МАГАТЭ, ЕС, ЮНЕСКО, ПРООН, МВФ и др. В качестве приоритетов на территории Кыргызстана совместно с экспертами ТС МАГАТЭ на среднесрочный период были обозначены следующие области [4, 15]:

- Реабилитация последствий добычи урана и его перерабатывающей деятельности.
- Здоровье: улучшенная ядерная диагностика и услуги радиотерапии.
- Управление знаниями и рациональное использование ядерных технологий.

Кыргызстан в последнее время получил значительную помощь посредством проектов различных международных организаций, а также двустороннюю помощь, предоставленную правительствами Австрии, Японии, Нидерландов, Швеции, Швейцарии и США. В республике по линии МАГАТЭ создана современная радиологическая лаборатория при Биолого-почвенном институте НАН КР, отраслевые лаборатории при Департаменте Госсанэпиднадзора Минздрава КР, а также Кара-Балтинская экологическая лаборатория.

Выполняются национальный и региональный проекты МАГАТЭ, Агентство предоставляет: экспертизу, научные визиты, семинары и обучающие курсы по различным аспектам радиационной безопасности. Также Кыргызстан приобрел необходимое современное дозиметрическое и аналитическое оборудование для проведения мониторинговых и аналитических работ.

**Современное состояние бывших урановых производств (урановых хвостохранилищ и отвалов):**

**1 Техногенная урановая провинция Майлуу-Суу.** Урановое месторождение района г. Майлуу-Суу обрабатывалось с 1946 по 1967 гг. В настоящее время на территории бывшего предприятия, в том числе в городской черте, находятся 23 хвостохранилища и 13 горных отвалов. Общий объем отходов уранового производства, отложенный на хвостохранилищах, составляет около 1,99 млн. м<sup>3</sup> и занимает площадь 432 тыс. м<sup>2</sup>. Хвостохранилища были законсервированы в 1966-1973 гг. по существующим нормам. Отвалы с объемом 939,3 тыс. м<sup>3</sup> и занимаемой площадью 114,7 тыс. м<sup>2</sup> некультивированы (Рис.1), [1, 4, 11].

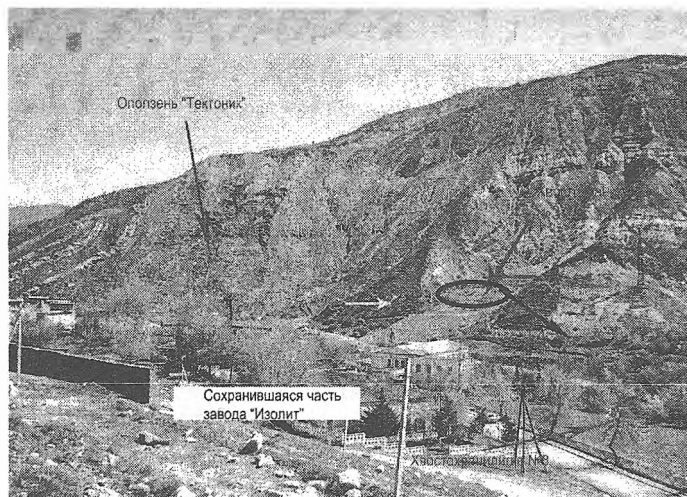


Рис.1. Современное состояние некоторых хвостохранилищ (№8,9)



В течение длительного времени работы по ремонту и обслуживанию хвостохранилищ проводились эпизодически и в недостаточном объеме. В данное время средняя мощность экспозиционной дозы гамма-излучения (гамма-фон) на поверхности хвостохранилищ составляет 30-60 мкР/час, на локальных аномальных участках превышает 1000 мкР/час.

Однако по оценкам ученых аналитиков из исходной породы добыто 90-95% урановой породы, а в хвостах находится всего от 5 до 10% и поэтому в современных хвостах большой фон составляют дочерние продукты уранового ряда. В таблице 1 для сравнения приведен состав исходной руды и хвостового материала Майлуу-Сууйского месторождения. Повышенное содержание Mn и Ca в хвостах, по сравнению с рудой, связано с использованием их соединений в качестве реагента и вспомогательных веществ при переработке руды и извлечении урана, а повышенное содержание свинца, как правило, связано с добавками радиогенного свинца, находящегося в руде [10, 11].

Таблица 1

Среднее содержание отдельных компонентов в рудах и хвостах Майлуу-Суу

Компоненты %	Исходная руда	Хвосты
Ca	10 – 20	30
Si	20	6 - 10
Fe	2 -3	0,4 – 1,0
Pb	1,5 – 2,0	2,0 – 3,2
Cr	4,5 – 6,0	2 – 3
Mn	-	50 – 200
V	1,0	0,4 – 0,6
Ni	3 - 5	2

Резкая активизация оползневых, селевых, эрозионных явлений на склонах, примыкающих к хвостохранилищам, отсутствие средств на ремонтно-восстановительные и эксплуатационные работы создали ситуацию на некоторых хвостохранилищах при которой возможно возникновение экологической катастрофы. Необходимо отметить, что разрушение хвостохранилищ приведет к выносу хвостового материала не только в долину р. Майлуу-Суу, но и в густонаселенную Ферганскую долину, далее в бассейн р. Сырдарья.

Почвенный покров бассейна в районе низовья реки - типичный серозем, в среднем течении - темный серозем и далее начинаются горно-коричневые почвы [4, 7]. Общая характеристика почвенного покрова такова: рН = 8,2 – 8,8; нитраты – 13,2 – 25 мг/кг сухого вещества; хлориды – 25 – 47 мг/кг; сульфаты – 240 – 895 мг/кг и нефтепродукты – 18 – 128 мг/кг сухого вещества. Физико-химические показатели почвенного покрова г. Майлуу-Суу (за исключением района техногенных участков) по данным СанПиН г. Майлуу-Суу соответствуют Госстандарту и находятся на уровне или ниже ПДК. Более детальное исследование показало, что не все показатели соответствуют стандарту, особенно уровень микроэлементов.

По данным наших исследований вода р. Майлуу-Суу не пригодна для питья. В речной воде отдельных участков обнаружены наиболее высокие концентрации - Se, превышающие ПДК в 23 раза. Концентрация Fe превышает ПДК в 6 раз и более, особенно во 2 и 5 точках. Содержание Cd, Al, Hg, Mn и Pb превышает норму в 2 раза. Полученные данные по: Ba, Fe, Co, Ni и Zn статистически недостоверны.

В средней пробе растений на верхнем участке (условно чистом) уровень изученных основных микроэлементов сравнительно низок, за исключением некоторых элементов, таких как - Al в полыне ферганской (*Artemisia ferganensis*) – в 2,5 раза; Cu, Se и V в астрагале (*Astragalus lasiosemius*) - 2 - 2,5 раза; Ni – в астрагале махнатом (*Astragalus lasiosemius*) и полыни ферганской (*Artemisia ferganensis*) – в 10 раз больше по сравнению с фоном других территорий республики.

В зоне воздействия хвостохранилищ, бывшего предприятия Майлуу-Суу на территории Кыргызстана проживают 26 тысяч человек, Узбекистана - до 2,4 млн., Таджикистана - около 0,7 млн, Казахстана - около 0,9 млн. Долгосрочному заражению радионуклидами окажутся подвергнутыми обширные территории Узбекистана, Казахстана, Таджикистана, в большинстве своем, находящиеся в зоне орошаемого земледелия. Подвергаются заражению реки и ручьи, в том числе такие крупные реки, как Кара-Дарья, Сырдарья. Водоснабжение населения питьевой водой осуществляется из рек или каналов, берущих из них начало. Даже в случае водоснабжения из скважин грунтовые воды могут быть заражены радиоактивными элементами.

В целом почвенно-растительный покров поймы реки Майлуу-Суу, по полученным данным, является удовлетворительным, особых изменений уровня изученных элементов в почвенно-растительном покрове по годам не обнаружено. Естественно, почвенно-растительный покров в районе хвостохранилищ не пригоден для сельскохозяйственных целей и требуются специальные методические рекомендации для жителей региона.

В настоящее время в данной провинции реализуется проект «Предупреждение чрезвычайных ситуаций», финансируемый Всемирным банком, стоимостью 10,95 млн. долларов США. Проект предусматривает определение и предотвращение наиболее значительных рисков от радиоактивных хвостохранилищ, опасностей природного характера (оползней) и усовершенствование управления чрезвычайными ситуациями. Уже перенесено 3-е хвостохранилище на другое, более безопасное место.

**2 Техногенный урановый участок Каджи-Сай** расположен на южном берегу оз. Иссык-Куль, в Тонском районе, на высоте 1980 м над уровнем моря. Горнорудный комбинат Министерства среднего машиностроения СССР по переработке урановой руды здесь функционировал с 1948 по 1969 гг., впоследствии был преобразован в электротехнический завод. Отходы производства и промышленное оборудование были захоронены, образовав хвостохранилище, с общим объемом урановых отходов 400 тыс. м<sup>3</sup>, площадью 10,8 тыс. м<sup>2</sup>. Хвостохранилище с урановыми отходами находится в 2,5 км к востоку от жилого поселка, но из-за природных факторов ( дождей, грунтовых вод, оползней и селей) представляет экологическую угрозу озеру Иссык-Куль (1,5 км от озера) и ближайшим поселкам. За 50 лет произошло интенсивное вздымание прибрежной части в районе промплощадки. Незначительная часть радиоактивной золы достигала озера Иссык-Куль [2, 5, 8, 15] (Рис. 2, 3).



Рис.2. Хвостохранилища после дождя



Рис. 3. Хвостохранилища снизу

Радиометрической съемкой нами установлено, что уровень радиации в Иссык-Кульской котловине и самом поселке Каджи-Сай и примыкающей к нему территории, сравнительно невысокий. Однако данная котловина является естественной урановой провинцией, в отдельных участках имеется повышенной радиационной фон. Нами выявлено, что на пляжных зонах южного берега в районе с.Джениш и Ак-Терек (россыпи - ториевые пески) экспозиционная доза составляет от 30 до 60 мкР/час, реже в отдельных точках доходит до 400 мкР/час (Рис. 4).

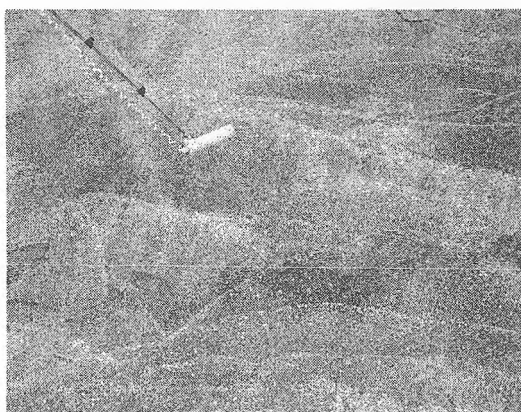


Рис.4. Ториевые пески с. Джениш

Были изучены фоновые участки альфа-активных изотопов в почвах вокруг Иссык-Куля. Уровень радиационного фона на поверхности промзоны и хвостов невысокий, в жилой зоне выше в 2 раза по сравнению с нормами. По изотопным составам почвы (Бк/кг), особо высоких уровней активности не обнаружено. В районе пос. Кара-Ой содержание U-238 и Pb-210 в 2 - 2,5 раза выше в верхних 0 - 5 см слоях почвенного покрова. В районе пос. Ак-Терек и Жениш, в песках уровень всех изученных радиационных изотопов от 2 до 10 раз выше по сравнению с другими точками исследований (Табл.2).

Почвы и грунты хвостохранилища - в верхнем горизонте насыпного грунта (0-20 см) содержание урана от 1,1 до  $2,6 \cdot 10^{-6}$  г/г, с глубиной количество элемента возрастает - до  $3,0 \cdot 10^{-6}$  г/г. Большая концентрация урана отмечена в средней зоне хвостохранилища: в верхнем горизонте грунта -  $4,2 \cdot 10^{-6}$  г/г, в нижнем (на глубине 40-60 см) -  $35,0 \cdot 10^{-6}$  г/г, что в 8,3 раза больше, чем в верхних горизонтах.

Таблица 2

Фоновые значения содержания альфа-активных изотопов в почвах вокруг оз. Иссык-Куль и в ториевых песках

Место отбора	Слой, см	Активность почв по изотопам, Бк/кг									
		U-238		Ra-226		Pb-210		Th-228		Ra-228	
			+/-		+/-		+/-		+/-		+/-
Кара-Ой	0-5	71,8	12,7	35,1	3,9	147,4	13,0	39,5	2,2	35,2	8,8
	5-10	50,8	7,3	37,7	3,4	64,6	11,4	49,0	1,9	60,1	7,5
	10-15	44,0	1,7	35,1	3,2	50,1	7,2	45,6	1,8	52,3	3,5
	15-20	51,7	7,4	46,1	3,5	50,2	7,7	49,9	1,9	53,6	7,7
Кичи-Аксу	0-6	71,5	14,3	51,0	3,4	88,5	18,4	69,1	3,6	72,4	7,2
	6-11	52,1	6,5	43,2	3,1	71,7	10,2	43,2	3,3	59,2	19,7
	11-20	54,9	7,3	45,4	3,5	68,6	7,6	64,3	3,8	64,1	7,5
Ак-Терек песок	0-3	260,0	30,0	103,0	8,0	169,0	30,0	915,0	57,0	846,0	70,0

**3 Урановый техногенный участок Мин-Куш.** В этом регионе расположены 4 хвостохранилища с радиоактивными материалами - объемом 1,15 тыс. м<sup>3</sup>, площадью 196,5 тыс. м<sup>2</sup>, а также 4 горных отвала. Рудный комплекс эксплуатировался с 1963 по 1969 гг. После закрытия уранового производства все хвостохранилища были законсервированы. Хвостохранилища представляют собой плоские участки территории, расположенные на склонах крутизной до 25-40° между гор. В настоящее время наиболее опасным в данном участке является хвостохранилище Туяук-Суу, расположенное в устье реки Туяук-Суу, где происходят геоморфологические процессы (оползни). Известно, что воды из реки Туяук-Суу впадают в р. Коко-Мерен и далее - в Нарын и Сырдарью (Рис.5-6).

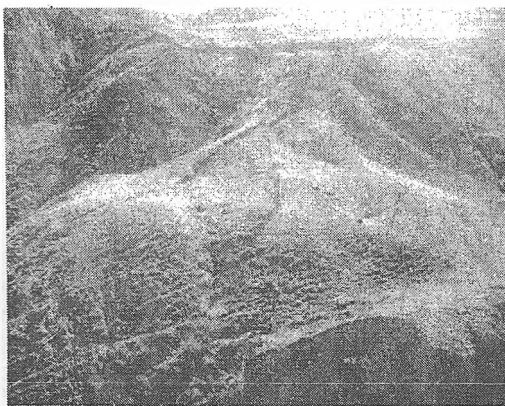


Рис.5. Хвостохранилища вдоль реки



Рис. 6. Оползень в нижних участках хвостохранилища

Проведенная радиометрическая съемка мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на различных объектах урановых хвостохранилищ Мин-Куш, показала от 27 до 60 мкР/ч, но в отдельных точках

высокая, например, хвостохранилище Талды-Булак - 554 – 662 мкР/ч (табл.3). В целом, почвы геохимической провинции Мин-Куш в значительной степени обогащены ураном, т.к. концентрация урана в них в 5-6 раз выше, чем в почвах Кыргызстана (2, 4).

Нами также изучен радиационный фон в некоторых жилых домах пгт. Мин-Куш (табл.4) и результаты измерения показали, что в жилых помещениях, по сравнению с ПДК, радиационный фон немного повышен (до 2 раз) и поэтому требуются определенные мероприятия для снижения. Основные причины, вызывающие небольшое повышение уровня радиационного фона, связаны с тем, что в свое время для строительства использовали шлаки из местного угля.

Таблица 3

Уровень радиационного фона в урановой провинции Мин-Куш

Наименование зон	Радиационный фон, в мкР/час
Поселок Мин-Куш	27-28
Хвостохранилище Туюк-Суу у ворот	28 – 30 60 - 62
Площадка №21	32-34
Хвостохранилище Талды-Булак	554 - 662
Вода из штольни	60-65
Гостиница Рудник	60-63

Таблица 4

Уровень радиационного фона в жилых помещениях пгт. Мин-Куш  
Пгт. Мин-Куш, 17 Площадь, ул. Жусуп, дом 10, кв. 6

Гамма-фон: на чердаке	
1) 0,97 мкЗв/ч ± 22%	0,78 мкЗв/ч ± 20%
2) 0,88 мкЗв/ч ± 20%	0,73 мкЗв/ч ± 22%
Внутри кв. 6, в зале	
Спальня - пол	Кухня – пол
0,76 мкЗв/ч ± 20%	0,63 мкЗв/ч ± 20%
0,65 мкЗв/ч ± 20%	0,65 мкЗв/ч ± 20%
0,75 мкЗв/ч ± 20%	0,69 мкЗв/ч ± 20%
Спальня - потолок	Кухня - потолок
0,72 мкЗв/ч ± 20%	0,57 мкЗв/ч ± 10%
0,66 мкЗв/ч ± 20%	0,80 мкЗв/ч ± 10%
0,79 мкЗв/ч ± 20%	0,71 мкЗв/ч ± 10%

Рассмотрено несколько возможных вариантов обеспечения безопасности складированных отходов: разборка и перенос хвостохранилища в более безопасное место; ремонт гидротехнических сооружений и постоянное поддержание их в рабочем состоянии в течение всего длительного периода эксплуатации (тысячи лет); проведение санитарно-радиоэкологических исследований и принятие мер снижения экспозиционной дозы в жилых помещениях.

**4 Ак-Тюзское редкоземельных и радиоактивных металлов** расположено на территории Чуйской области КР в верхней части долины реки Кичи-Кемин бассейна р. Чу. Рельеф местности - сложный, горный. Абсолютные высоты превышают 2000 м над уровнем моря.

Рудное поле данного региона характеризуется чрезвычайно сложной структурой и охватывает около 30 рудопоявлений свинца и редких металлов. В его пределах широко развиты как пликативные, так и дизъюнктивные нарушения, многократно проявлявшиеся в течение всей истории геологического развития, начиная с докембрия. В пределах месторождения развиты окисленные и сульфидные руды. В промышленных концентрациях установлено наличие: Pd, Zn, Sn, Mn, Cu [3, 4, 11, 12].

В районе п. Ак-Тюз расположены 4 хвостохранилища. Заскладировано 3, 9 млн. м<sup>3</sup> отходов полиметаллических руд, которые занимают 117 тыс. м<sup>2</sup>, средний гамма-фон составляет 60-100 мкР/час и в аномальных участках до 1000 мкР/час.

С 1995 по 1999 гг. работы по поддержанию гидротехнических сооружений не проводились. В 2000 г. были проведены мероприятия гидротехнических сооружений хвостохранилищ № 1 и 3. Про-

исходит интенсивная эрозия защитного слоя хвостохранилища № 1 и ветровая эрозия поверхности хвостохранилища № 3 с разрушением прилегающих территорий.

Согласно радиометрическим измерениям, средняя мощность экспозиционной дозы гамма излучения в п. Ак-Тюз составляет 21,3 – 33,0 мкР/час, а вокруг поселка в радиусе 1 км – 28.8 мкР/час. Гамма-фон в районе обогатительной фабрики составляет 73,3 мкР/час, в самом отстойнике – 720-740 (местами до 900) мкР/час, а возле рудников (карьера) – 50,0-72,0 мкР/час. Естественный гамма-фон в ущельях Кичи-Кемин составляет до 30,0 мкР/час (Рис. 7, 8).

Почвенный покров провинции характерен для среднегорных территорий Кыргызстана. Почвы Ак-Тюзского горнометаллургического комбината горно-луговые черноземовидные субальпийские. По механическому составу чаще средне- и тяжелосуглинистые. Гумуса в верхних горизонтах содержится от 4-8%. Реакция почвенной среды (рН) колеблется от нейтральной до слабокислой и составляет 6,5-6,87-7,0. В гумусовом горизонте эти почвы содержат до 0,35% валового азота и 0,15-0,30% фосфора. Особенно богаты калием, количество которого колеблется в  $\infty$  2,2-2,6%.

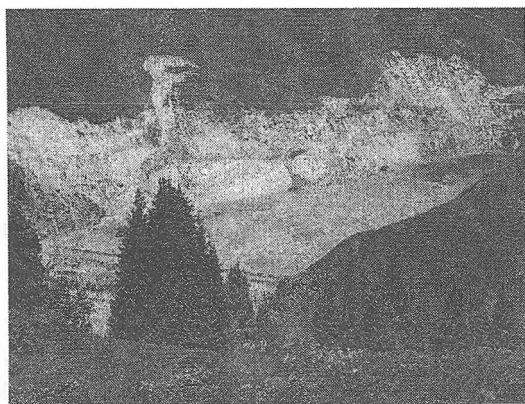


Рис.7. Хвостохранилище №2

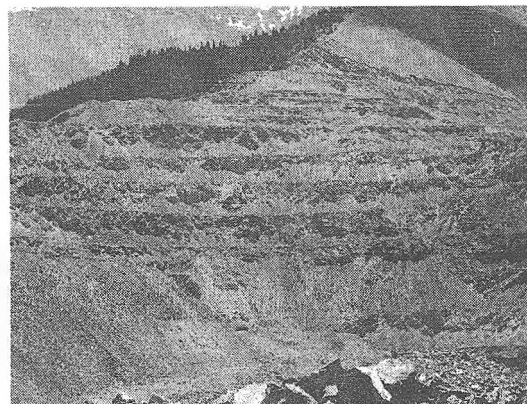


Рис.8. Территории после разработки

В отстойнике рН приближается к нейтральной среде (рН = 7,10), выше и ниже отстойника уровень одинаков. Ен - в регионе отстойника умеренно увеличивается (+210), ниже – уменьшается (4, 7).

Результаты анализа почвенного покрова верхнего слоя (до 0 – 20 см), приведены в таблице 5. Из таблицы видно, что максимальные концентрации свинца обнаружены в районе 500 м ниже от отстойника (3108,4±415 мг/кг), далее в районе фабрики до 1 км (2686,1±287,7 мг/кг) и на 4 хвостохранилище (1937,0±325,4 мг/кг), что составляет повышение до 10 раз по сравнению с другими участками, а по отношению к ПДК до 200 раз.

Концентрации цинка повышены до 10 раз по сравнению с другими участками, а по сравнению с ПДК до 15 раз. Например, в районе фабрики до 1 км (720,62±59 мг/кг), в районе 3 хвостохранилища (818,90±26 мг/кг), 4 хвостохранилища (756,20±57 мг/кг) и 2 хвостохранилища (652,70±87,1 мг/кг).

Таблица 5

Среднее содержание тяжелых металлов в почвенном покрове  
Ак-Тюзской полиметаллической провинции

№	Места отбора образцов	Pb мг/кг	Zn мг/кг
1	1 км выше от с.Ак-Тюз, правый берег реки от дороги 60 м	621,14±17,82	104,83±17,82
2	с.Ак-Тюз (центр, от 1 точки- 600 м)	2057,5±339,4	678,79±30,3
3	В районе фабрики до 1 км	2686,1±287,7	720,62±59
4	В районе весовой	398,2±38,2	128,3±11,3
5	200 м от фабрики (выше)	436,7±45	76,83±5,3
6	В районе отстойника	453,2 ±37,3	631,16±70
7	500 м от фабрики ниже отстойника	3108,4±415	91,68±33
8	В районе 2 хвостохранилища	370,0±39	652,70±87,1
9	В районе 3 хвостохранилища	331,0±34	818,90±26
10	В районе 4 хвостохранилища, выше от трассы 450—500 м	1937,0±325,4	756,20±57

Таким образом, можно констатировать, что в поселке Ак-Тюз и в его окрестностях, уровень гамма-фона находится почти в пределах естественного. Возле рудников (карьера) и в районе обогатительной фабрики, где осуществлялась добыча и переработка руды, содержащей редкоземельные металлы и радиоактивный торий, средняя мощность экспозиционной дозы гамма излучения превышает естественный уровень в несколько раз, особенно Pb и Zn. А в неогороженном и находящемся возле поселка отстойнике, в несколько десятков и сотни раз, что негативно отражается на экологии региона. В данных объектах содержатся, кроме радиоактивного тория, соли тяжелых металлов. В случае разрушения хвостохранилищ возможен вынос хвостового материала в бассейн р. Чу и загрязнения в трансграничном масштабе.

**5 Урановое месторождение территории п. Шекафтар**, где ранее с 1946 по 1957 гг. функционировал рудник, расположены 8 горных отвалов. В отвалах заскладировано около 700 тыс. м<sup>3</sup> низкорadioактивных горных пород и некондиционных руд.

В непосредственной близости расположены жилые дома с приусадебными участками. Основными загрязняющими веществами являются элементы уранового ряда. Средний гамма-фон составляет 60-100 мкР/час, на аномальных участках – до 300 мкР/час. Все отвалы нерекультивированы.

Материал из них используется местными жителями для хозяйственных нужд. Отвал № 5, расположенный на берегу р. Сумсар, интенсивно подмывается её водами. Отсутствие растительности на поверхности способствует развитию ветровой эрозии и поверхностному смыву материала отвалов и разносу их не только на территорию п. Шекафтар, но и на прилегающую к нему территорию Ферганской долины.

При более обширных разрушениях отвалов заражению подвергнутся трансграничные территории Узбекистана, Таджикистана. Приведение горных отвалов в безопасное состояние требует проведения следующих неотложных работ: укрепление берегов реки Сумсар; рекультивация площадей отвалов; восстановление ограждений; установки предупредительных знаков.

**6 Кара-Балтинский горно-рудный комбинат** по выпуску окиси, закиси урана. Мощность завода до 2000 т. урана в год, эксплуатируется с 1955 года. Хвостохранилище горно-металлургического завода равнинного типа, расположено в 1,5 км от г. Кара-Балта, площадь 2380 тыс.м.<sup>2</sup>, максимальная высота 35 м. Полезный объем 63,5 млн. м<sup>3</sup>, заполнено 54,4%. В данное время хранится отходов 32,5млн.куб.м., 84600 кюри [4, 11].

Основной загрязняющий компонент - урановый ряд элементов. Ограждающая дамба высотой до 12 м. Выполнен закрытый дренаж с выпуском и колодцами, на 35% территории уложена защитная полиэтиленовая пленка, на остальной - защитный экран состоит из суглинка и глины. Имеется устройство технического водозабора для перехвата загрязненных подземных вод из 5 скважин. Ведется регулярный контроль за состоянием подземных вод. В районе хвостохранилища максимальное загрязнение до 3-4 г/л, за пределами санитарно-защитной зоны на уровне ПДК.

При проведении радиометрической съемки, мы обнаружили, что в районе хвостохранилищ 1 и 2 уровень радиационного фона намного повышен (от 4 до 20 раз) по сравнению с другими точками. Радиационный фон на территории хвостохранилища КГРК и прилегающих территорий по нашим данным составляет от 25 мкР (над городом Кара-Балта 200 м. от С33) до 550 мкР (у основания хвостохранилища).

**Заключение.** В комплексе экологических проблем в республике на первое место выдвигается проблема безопасного хранения большого количества отходов горного производства. Накопление значительного количества радиоактивных отходов явилось следствием деятельности горнодобывающих и перерабатывающих предприятий урановой промышленности 40-70-х годов. Хранение в открытых отвалах, хвостохранилищах и на недостаточно подготовленных площадях приводит к интенсивному выветриванию токсичных веществ в атмосферу, проникновению их в подземные воды, почву, поверхностные водоемы и отрицательному воздействию на окружающую среду и здоровье населения.

Многие хвостохранилища и отвалы радиоактивных отходов, расположенные в приграничных районах, находятся в критическом состоянии и вызывают опасность загрязнения и радиационного облучения на территории Кыргызстана, а также возможно и других республик Центральной Азии. Основные причины экологического напряжения региона обусловлены неудачным выбором мест складирования и хранения отходов, соображениями сиюминутной экономической выгоды, низким уровнем инженерно-геологических изысканий и проектирования, недостаточным учетом и предвидением последствий техногенных воздействий на устойчивость уязвимых горных экосистем. Многие

хвостохранилища формировались в пределах населенных пунктов.

С активизацией в последнее время техногенных и природных катастрофических явлений, оползневых, селевых, эрозионных процессов угроза радиоактивного загрязнения окружающей среды существенно возрастает. Существует угроза здоровью населения, живущего вблизи районов с высоким уровнем радиации и радиоактивности и окружающей среде. По многим опасным территориям отсутствует элементарная информация о радиоактивности содержимого хвостохранилищ, не осуществляется мониторинг из-за отсутствия финансирования и соответствующего оборудования на местах.

Основной радиационной проблемой в республике является восстановление растительно-почвенного покрова (озеленение) голых отвалов и хвостохранилищ, защита от интенсивных эрозий защитного слоя хвостохранилищ. Таким образом, урановые хвосты остаются слабо защищенными и мало изучены особенности жизнедеятельности различных организмов (реакции организмов на повышенное содержание радионуклидов, состояние микробного комплекса и человека).

По оценкам МЧС КР стоимость (ориентировочная) проведения рекультивационных и реабилитационных работ только на хвостохранилищах составит более 40 млн. долларов США, в том числе:

1. г. Майлуу-Суу хвост. оползни - 16,8 млн. долл.США
  2. пгт. Мин-Куш хвост. - 4,6 млн. долларов США
  3. пос. Ак-Тюз хвостохранилища - 1,6 млн. долл. США
  4. пгт. Каджи-Сай - 3,6 млн. долл. США
  5. пос. Сумсар хвостохранилища - 5,0 млн. долл. США
  6. пос. Шекафтар - 1,5 млн. долларов США
  7. пос. Советский хвост. - 2,0 млн. долларов США
  8. п. Орловка - 3,0 млн. долларов США
- и др.

Поэтому Правительство и Президент КР обращают особое внимание на эти проблемы, а также делаются определенные шаги в этом направлении. В 2009 г. Президент страны обратился к генеральному секретарю ООН, в 2010 г. в Евросоюз с просьбой для оказания финансовой и технологической поддержки в решении данной проблемы в Кыргызстане и регионе.

### Литература

1. Айтматов И.Т., Торгоев И.А., Алешин Ю.Г. Геоэкологические проблемы в горнопромышленном комплексе Кыргызстана //Наука и новые технологии. – 1997. - № 1. –С.81-95.
2. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т.Б. и др. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана. –Бишкек, 2005.169с.
3. Геология СССР. Т.25. Киргизская ССР. Полезные ископаемые. М.: Недра, 1985. 251 с.
4. Дженбаев Б. М. Геохимическая экология наземных организмов. -Бишкек, 2009. 240 с.
5. Дженбаев Б.М., Жолболдиев Б.Т. Изучение естественных изотопов урана и их отношение в урановых биогеохимических провинциях Иссык-Куля. Известия. № 1. Бишкек. 2010. С. 67-72.
6. Ковальский В.В., Воротницкая И.Е., Лекарев В.С., Никитина Е.В. Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины. Труды Биогеохимической лаборатории. Изд-во «Наука», М. 1968, XII.25-53 с.
7. Мамытов А.М. Почвенные ресурсы и вопросы земельного кадастра Кыргызской Республики. – Бишкек:Кыргызстан, 1996. –240 с.
8. Матыченков В.Е., Тузова Е.В. Устойчивость изотопного состава урана в водах Иссык-кульского бассейна. Изучение гидродинамики оз. Иссык-Куль с использованием изотопных методов. Ч.1. 2005. С.133-137.
9. Растительность Киргизской ССР (карта), М. 1:500000. М.: ГУГК, 1992 (авторы Попова Л.И., Молдоярлов А., Черемных М.А.).
10. Султанбаев А.С. Сельскохозяйственные аспекты биогеохимии и радиоэкологии урана в горных ландшафтах Киргизской ССР. Автореф. докторской диссертации, 1982. 43 с.Торгоев И.А, Алешин Ю.Г. Геоэкология и отходы горнопромышленного комплекса Кыргызстана. –Бишкек:Илим, 2009. 240 с.Хабиров В.В., Воробьев А.Е. Теоретические основы развития горнодобывающих и перерабатывающих производств Кыргызстана. – М.: Недра, 1993. 312 с.
13. Anke M., Gurtler Rubidium – an essential for animals and humans // Trace elements in man and animals – 9: Proc. Of the IX Intern. Symp. On trace elements in man and animals. Ottawa: NCR Res. Press. 1997. P. 189-191.
14. Bowen H. J. Environmental Chemistry of the Elements. London-New York: Academic Press, 1979. 360 ps.

## **ПОРЯДОК ПРОВЕДЕНИЯ ОБЩЕСТВЕННЫХ СЛУШАНИЙ ДЛЯ ПРОЕКТОВ УРАНОВОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ В КАЗАХСТАНЕ**

**М.М. Искаков**

*АО «НАК «Казатомпром», Казахстан*

Общественные слушания – одна из форм общественного участия в решении вопросов охраны окружающей среды. В процессе слушаний инициаторы хозяйственной деятельности объясняют свои намерения, обосновывают предполагаемый проект деятельности и дают возможность заинтересованным участникам высказать замечания или предложить изменения по этому проекту.

Проведение общественных слушаний возможно по любому проекту, затрагивающему интересы общества, и обязательно в тех случаях, когда требуется государственная экологическая экспертиза предлагаемого проекта хозяйственной деятельности. Общественные слушания максимально эффективны, когда высказываются точки зрения всех заинтересованных групп, и когда обсуждение происходит в обстановке взаимного доверия.

В Республике Казахстан проведение общественных слушаний является обязательным по всем проектам, реализация которых может непосредственно повлиять на окружающую среду и здоровье граждан. Этот процесс является частью проведения экологической экспертизы и обеспечивает доступ населения к принятию решений. В статье 57 «Гласность государственной экологической экспертизы и доступ населения к принятию решений» Экологического Кодекса Республики Казахстан описано, каким образом осуществляется доступ общественности к информации о воздействии на окружающую среду реализуемых проектов. Согласно данной статье всем заинтересованным гражданам и общественным объединениям предоставляется возможность выразить свое мнение в период проведения государственной экологической экспертизы.

Заявка на проведение государственной экологической экспертизы, подлежит обязательному опубликованию в средствах массовой информации заказчиком намечаемой деятельности.

Также в статье 60 Экологического Кодекса дается определение общественной экологической экспертизы как вид деятельности, осуществляемой на добровольных началах экспертными комиссиями, создаваемыми общественными объединениями. Общественная экологическая экспертиза рассматривает любую хозяйственную и иную деятельность на предмет соблюдения общественных интересов по сохранению благоприятной для жизни и здоровья граждан окружающей среды. Инициатором общественной экологической экспертизы могут выступать физические лица или общественные объединения, интересы которых затрагиваются в случае реализации объекта общественной экологической экспертизы.

Порядок проведения общественных слушаний устанавливается уполномоченным органом в области охраны окружающей среды. Приказом Министра охраны окружающей среды были утверждены Правила проведения общественных слушаний.

Правила основаны на принципах обеспечения конституционных прав граждан и общественных организаций на своевременное получение достаточной и полной информации о состоянии окружающей среды и участие общественности в процессе принятия эколого-значимых решений. В этих правилах приведено определение общественных слушаний - это процедура выявления общественного мнения с целью ее учета при принятии решений по вопросам, которые могут негативно повлиять на состояние окружающей среды.

На общественные слушания представляются результаты ОВОС предпроектных и проектных материалов намечаемой хозяйственной деятельности, которая может оказать значительное воздействие на окружающую среду и здоровье человека с учетом одного из трех (или в совокупности) параметров, а именно: размера, периода и интенсивности воздействия.

Общественные слушания предполагают равную для всех заинтересованных сторон возможность высказать свое аргументированное мнение по обсуждаемому вопросу на основе изучения документальной информации, имеющей отношение к обсуждаемому вопросу и не содержащей конфиденциальных сведений.

Участниками общественных слушаний являются:

- 1) заинтересованная общественность;
- 2) общественные и неправительственные организации и объединения;



3) местные исполнительные и представительные органы, государственные органы, к компетенции которых относится принятие обсуждаемых решений;

4) средства массовой информации.

Общественные слушания по обсуждению материалов оценки воздействия на окружающую среду организует Заказчик намечаемой управленческой, хозяйственной, инвестиционной и иной деятельности. Заказчик предварительно согласовывает с местными исполнительными органами время и место проведения общественных слушаний и публикует объявление в СМИ о проведении общественных слушаний по материалам оценки воздействия намечаемой хозяйственной деятельности на окружающую среду, с указанием времени и места их проведения. Публикация объявления должна осуществляться на государственном и русском языках за 20 дней до даты проведения общественных слушаний.

Заказчик может использовать дополнительно и другие способы информирования общественности (информационные листки, стенды и другое).

Начиная с даты официального объявления об организации общественных слушаний по проекту ОВОС Заказчик обеспечивает доступ представителей общественности к проекту ОВОС, прием и регистрацию замечаний и предложений.

При проведении общественных слушаний заслушиваются доклады представителей Заказчика (разработчики проектной документации, эксперты) о намечаемой хозяйственной деятельности и результатах оценки воздействия на окружающую среду. Представители заинтересованной общественности высказывают свое мнение, задают вопросы. Докладчики отвечают на вопросы представителей общественности. На слушаниях предоставляется возможность высказаться всем желающим согласно установленного регламента. Заказчик организывает запись и сбор докладов, вопросов, ответов и выступлений. Возможно также выполнение аудио- и видеозаписей. Результаты общественных слушаний оформляются протоколом общественных слушаний, который подписывается председателем и секретарем. Один экземпляр протокола передается в местные исполнительные органы.

Заказчик проводит анализ результатов общественных слушаний и принимает решение о доработке проекта с учетом общественного мнения. Заказчик представляет на государственную экологическую экспертизу протокол общественных слушаний и проект с результатами ОВОС, доработанный с учетом общественного мнения, в случае его квалифицированного обоснования, основанного на нормативных правовых актах Республики Казахстан, а также комментариев по предложениям общественности, по которым Заказчик считает необоснованным внесение изменений и дополнений в проект.

Признание общественности в качестве равноправного партнёра стимулирует сотрудничество между отдельными гражданами, государством и бизнесом, что является ключевым условием устойчивого развития общества.

При реализации проектов урановой промышленности в Республике Казахстан проведение процедуры общественных слушаний является обязательным. АО «НАК «Казатомпром» проводил подобные слушания по различным проектам в Кызылординской, Южно-Казахстанской и Мангистауской областях. Слушания проводились как по проектам добычи урана, по вспомогательным производственным объектам урановой промышленности и по технико-экономическому обоснованию строительства атомной электростанции. В каждом случае проводилась разъяснительная работа с населением через СМИ и организацию встреч с населением экспертов Компании. Также осуществлялось распространение пособий по атомной энергетике среди населения и школ.

По проектам, реализуемым РГП «Уранликвидрулик» по ликвидации и консервации объектов урановой промышленности по национальной программе на 2001-2010 годы также проводились общественные слушания. В данном случае заказчиком являлось Государство, организацию и проведение слушаний брали на себя местные исполнительные органы,

Вовлечение общественности полезно для всех участвующих сторон и для общества в целом. Сильным аргументом в пользу участия общественности является тот факт, что местное население и общественные организации часто имеют больше информации о местных проблемах, требующих повышенного внимания, и о наиболее простых методах их решения. Более того, как показывает практика, информированность и участие населения, поддержка населением инициатив предпринимателя или органов власти резко повышает вероятность успеха намечаемой деятельности.

В Компанию периодически поступают запросы от отдельных лиц из населения, депутатов парламента, общественных организаций по тем или иным вопросам по экологии и радиационной безопасности. На все такие запросы специалисты Компании дают исчерпывающие ответы.

Также важно отметить, что действующие предприятия АО «НАК «Казатомпром» постоянно ин-

формируют местное население о радиоэкологической обстановке в районах деятельности предприятий. В трех населенных пунктах Южно-Казахстанской и Кызылординской областях на видном месте были установлены табло дозиметры, показывающие мощность экспозиционной дозы. Сотрудники экологических служб предприятий совместно с представителями местных исполнительных органов периодически проводят измерения радиационных параметров школ, торговых и культурных центров и других мест большого скопления людей в населенных пунктах районов деятельности предприятий. Результаты публиковались в местных СМИ. Проведение подобных разъяснительных работ и открытость в предоставлении экологической информации способствовало положительному восприятию населением развития новых проектов по разработке урановых месторождений.

### Литература

1. Экологический Кодекс Республики Казахстан
2. Конвенция о доступе к информации, участию общественности в процессе принятия решений и доступе к правосудию по вопросам, касающимся окружающей среды (Орхус, 25 июня 1998 года)

## ИССЛЕДОВАНИЕ РАДИОНУКЛИДНОГО И ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ, ПРИЧАСТНЫХ К ТРАНСГРАНИЧНЫМ РЕКАМ КАЗАХСТАНА

<sup>1</sup> К.К. Кадыржанов, <sup>1</sup>В.П. Солодухин, <sup>2</sup>Т.М. Зейнуллин, <sup>2</sup>П.К. Шингисова, <sup>3</sup>  
Х.Д. Пасселл, <sup>3</sup>Д.С. Барбер.

*1 - Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан*

*2 - РГП «КазГидромет», Астана, Казахстан*

*3 - Сандийские Национальные Лаборатории, Альбукерке, США*

Состояние водных ресурсов Республики Казахстан характеризуется общей недостаточностью, а также значительным их загрязнением и истощением. Ситуация усугубляется еще и тем, что после развала СССР и разобщения отдельных республик значительно ослабились координация работ по регулированию потоков трансграничных рек и контроль качества их вод. Эта особенность создает угрозу повышенного экологического риска и психологического стресса для жителей населенных пунктов, размещенных в бассейнах этих рек, и требует принятия срочных мер по контролю состава их водных поступлений [2,9].

К наиболее крупным трансграничным рекам Казахстана, втекающим из сопредельных стран (страна указана в скобках), относятся следующие: р. Иртыш и р. Или (КНР), р. Сырдарья (Узбекистан) и р. Урал (Россия). В перечень трансграничных входят также следующие, менее полноводные реки: р. Эмель (КНР), р. Шу, р. Карабалта, р. Талас (Кыргызстан), р. Чаган и р. Илек (Россия).

В докладе приведены основные результаты радиационного и гидрохимического обследования и мониторинга бассейна р. Сырдарья, а также водных поступлений всех трансграничных рек, втекающих на территорию Казахстана [3-8,10,11].

### Методология исследования

Совместно с коллегами из Узбекистана, Кыргызстана, Таджикистана, при участии и поддержке со стороны Сандийских Национальных лабораторий США (Международный проект «Навруз»), разработана методологическая основа и организована Международная система мониторинга и обследования основных жизнеобеспечивающих рек Центральной Азии – р. Сырдарья, р. Амударья. Методология включает в себя следующее: выбор в каждой стране по 15 мониторинговых (постоянных) и 15 исследовательских (меняющихся) контрольных пунктов (КП); ежегодное (начиная с 2000 г.) проведение весной и осенью экспедиционных работ по отбору на этих КП проб почвы, донных отложений, воды и определению общих физико-химических параметров воды (полевая лаборатория «HydroLab»); лабораторные исследования радионуклидного ( $\gamma$ -спектрометрия, радиохимия) и элементного (НАА, РФА, МС-ИСП) состава отобранных проб [7,8,10,11].

### Основные результаты и выводы

Выполнено комплексное обследование уровня и характера загрязненности радионуклидами и токсичными элементами бассейна р. Сырдарья на территории Казахстана. Полученные данные свиде-

тельствуют о том, что произведенный в 1973 г. подземный ядерный взрыв «Меридиан-3» не был «камуфлетным» и сопровождался истечением благородных газов, обусловивших повышенное содержание искусственного радионуклида  $^{137}\text{Cs}$  на самом объекте ( $C_M = 9 \text{ Бк/кг}$ , при  $C_\phi = 3 \text{ Бк/кг}$ ) и в его окрестностях, вплоть до русла р. Сырдарья (рис.1 в центре) [4].

Показано, что истоки отдельных обнаруженных самоизливающихся скважин на месторождениях урана приводят к значительному загрязнению прилегающих участков естественными радионуклидами (ЕРН) [3]. На побережье р. Сырдарья близ месторождений урана «Жауткан», «Асарчик», «Карамурун», «Харасан», «Ирколь» и возле месторождения горных сланцев «Байхожа» обнаружены повышенные (~50 Бк/кг) концентрации  $^{234}\text{Th}$  ( $^{238}\text{U}$ ) (рис. 1, слева, а). В донных отложениях верховий этой реки и, особенно, днища Шардарьинского водохранилища концентрация  $^{234}\text{Th}$  (рис. 1, слева, б), так же, как и других ЕРН и отдельных элементов (Co, Ni, Zn, As, Pb), заметно выше, чем на всей остальной ее протяженности. Эти загрязнители привнесены водными потоками р. Сырдарья из соседних стран. На побережье и в донных отложениях р. Бадам обнаружены повышенные концентрации токсичных элементов As, Sb (до 50 мкг/г, в почве) и Pb (до 400 мкг/г, в почве) – следствие деятельности свинцового завода в г. Шымкент. Уровень концентрации рения в воде р. Бадам возле этого завода превышает фоновое значение более чем в 70 раз. Стоки водных потоков р. Бадам и р. Арыс приводят к повышению в 2 раза концентрации Re в воде р. Сырдарья (рис. 1, справа). Уровень концентрации всех ЕРН в воде р. Сырдарья и ее притоков существенно (в десятки раз) ниже соответствующих нормативов «Уровень вмешательства». Вместе с тем, по совокупности содержания токсичных элементов (Se, Sr, Mo, Ba, Pb и др.) эти реки находятся в критическом состоянии.

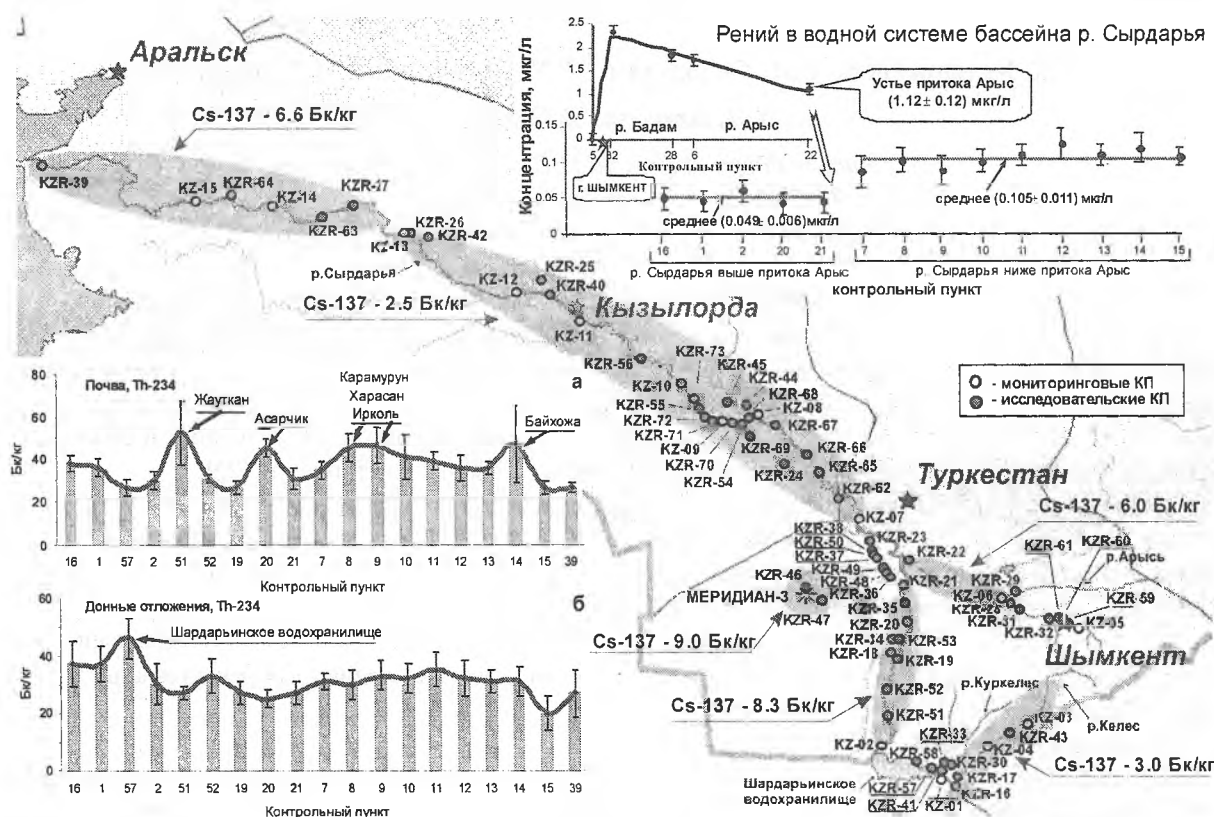


Рис. 1. Схема и результаты обследования и мониторинга бассейна р. Сырдарья на территории Казахстана

Начиная с 2007 г. совместно с РГП «КазГидромет» и в соответствии с изложенной выше методологией организована и действует система радиационного и гидрохимического мониторинга качества вод, поступающих в Казахстан по трансграничным рекам [5,6]. Схема размещения КП показана на рис. 2

В процессе выполнения этих работ установлено, что наибольшие значения концентрации ЕРН семейств  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  в почве и донных отложениях соответствуют рекам Юго-Восточного и Южного Казахстана: р. Текес, р. Или, р. Шу, р. Карабалта, р. Талас, р. Сырдарья. Это, вероятнее всего, связано с геохимическими особенностями этого региона, в котором расположены две крупные уранодобы-

вающие провинции – Шу-Сарысуйская и Сырдарьинская. Методом ЭПР-дозиметрии изучены уровни радиационной нагрузки на всех КП. Выяснилось, что наибольший радиационный сигнал соответствует донным отложениям р. Урал и ее притоков – р. Илек и р. Чаган. Вероятнее всего, это является следствием воздушного ядерного взрыва, произведенного в 1954 г. в ходе Тоцких общевойсковых учений [1]. Методами НАА и РФА изучен элементный состав почвы и донных отложений на всех КП. Установлено, в частности, что донные отложения р. Карабалта содержат в повышенных концентрациях такие токсичные элементы, как U, Th, As, Sb и др. Учитывая, что в верховьях этой реки на территории Кыргызстана находится крупный комбинат по переработке урана, необходим постоянный контроль водных поступлений этой реки. К этому следует добавить, что суммарный коэффициент токсичности воды этой реки, даже по ограниченному числу элементов и радионуклидов, превышает соответствующий санитарный норматив Республики Казахстан (рис. 2, в центре).

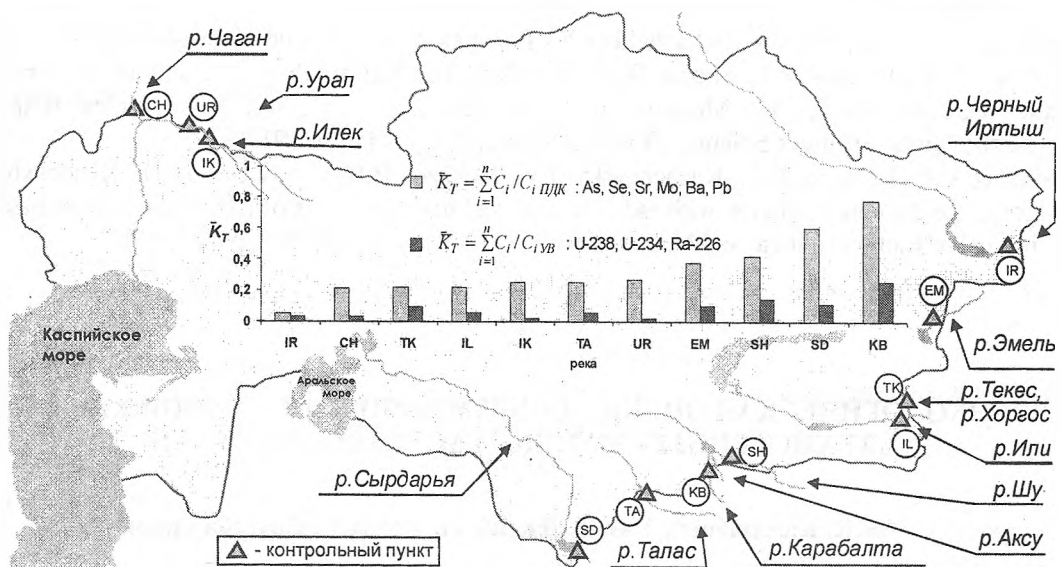


Рис. 2. Схема и результаты мониторинга водных поступлений трансграничных рек Казахстана

### Заключение

Результаты выполненных исследований убедительно свидетельствуют о необходимости продолжения и расширения работ по радиационному и экологическому мониторингу и обследованию трансграничных рек Казахстана.

### Литература

1. Булатов В.И. Россия радиоактивная. Новосибирск, ЦЕРИС, 1996, 266 с.
2. Водные ресурсы Казахстана в новом тысячелетии. Серия публикаций ПРООН в Казахстане. UNDPKAZ 07. Алматы, 2004, № 7, 132 с.
3. Кадыржанов К.К., Демехов Ю.В., Солодухин В.П., Позняк В.Л., Кабирова Г.М., Заика М.Ю. Изучение радиационной и экологической обстановки на месторождении урана «Заречное». Доклады 6-ой Международной конференции «Ядерная и радиационная физика». Алматы, Казахстан, 4-7 июня 2007, с. 67-73.
4. Кадыржанов К.К., Солодухин В.П., Позняк В.Л., Хажекбер С., Сметанников В.В. Радиоэкологические последствия подземного ядерного взрыва «Меридиан-3». Доклады 6-ой Международной конференции «Ядерная и радиационная физика». Алматы, Казахстан, 4-7 июня 2007, с. 141-146.
5. Солодухин В.П. Радиационные риски и проблемы нераспространения в связи с трансграничными реками Казахстана. Доклады 6-ой Международной конференции «Ядерная и радиационная физика». Алматы, Казахстан, 4-7 июня 2007, с. 134-140.
6. Солодухин В.П. Трансграничные реки Казахстана – радиационные и экологические проблемы. Вестник НЯЦ РК, 2007, вып. 4, с. 70-73.
7. Barber D. S., Yuldashev B.S., Kadyrzhanov K.K., Yeleukenov D., Ben Ouagram S., Solodukhin V.P., Salikhbaev U.S., Kist A.A., Vasiliev I.A., Djuraev A.A., Betsill J. D., Passell H.D., Tolongutov B.M., Poznyak V.L., Radyuk R.I., Alekhina V.M., Kazachevskiy I.V., Knyazev B.B., Lukashenko S.N., Khajekber S.,

- Zhuk L.I., Dzhuraev An., Vdovina E.D., Mamatibraimov S. Radio-ecological situation in river basins of Central Asia Syrdarya and Amudarya according to the results of the project "Navruz". Environmental Protection Against Radioactive Pollution. NATO Science Series. IV. Earth and Environmental Sciences. 2003, vol. 33, p. 39-51.
8. Kadyrzhanov K.K., Barber D.S., Solodukhin V.P., Poznyak V.L., Kazachevskiy I.V., Knyazev B. B., Lukashenko S. N., Khajekber S., Betsill J. D., Passell H.D. Radionuclide contamination in the Syrdarya river basin of Kazakhstan. Results of the Navruz Project. Journal of Radioanalytical and Nuclear chemistry, 2005, vol. 263, № 1, p. 197-205.
  9. Martino L., Carisson A., Rampolla G., Kadyrzhanova I., Svedberg P., Denisov N., Novikov V., Rekacewicz Ph., Simonett O., Skaalvik J.F., Pietro D., Rizzolio D., Palosaari M. Environment and Security. Transformation Risks into Cooperation. Copyright 2005: UNEP, UNDP, OSCE, NATO. ISBN: 82-7701-035-4, 2005, p. 54.
  10. Passell H.D., Solodukhin V.P., Khazhekber S., Poznyak V. L., Vasiliev I.A., Alekhina V., Djuraev A., Salikhbaev U.S., Radyuk R.I., Suozzi D., Barber D.S. The Navruz Project: Cooperative, Transboundary Monitoring, Data Sharing and Modeling of Water Resources in Central Asia. Nuclear Risk in Central Asia. Netherlands: Springer Science+Business Media B.V., 2008, p. 191-199.
  11. Solodukhin V.P., Poznyak V.L., Kazachevskiy I.V., Knyazev B.B., Lukashenko S.N., Khazhekber S. Some peculiarities of the contamination with radionuclides and toxic elements of the Syrdarya river basin, Kazakhstan. Journal of Radioanalytical and Nuclear chemistry, 2004, vol. 259, № 2, p. 245-250.

## РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ ПРИ ИССЫККУЛЬЯ

\*Б.К. Калдыбаев, \*\*Б.М. Дженбаев, \*\*\* А.С. Сатыбалдиев

\* *Иссык-Кульский государственный университет*

\*\* *Биолого-почвенный институт НАН КР*

\*\*\* *Государственный педагогический университет им.И.Арабаева*

В работе приведены результаты исследований по определению радионуклидов в объектах окружающей природной среды Прииссыккулья. Установлено их накопление в звене «почва-вода-растение-животное» в техногенных зонах. Исследована биологическая реакция живых организмов на геохимические условия среды.

The results of studies to determine the radionuclide's in the environment Issyk-Kul region. Established their accumulation in the link "soil-water-plant-animal" in man-made areas. The biological response of living organisms on geochemical environmental conditions.

По оценкам ученых биогеохимиков Иссык-Кульская котловина является естественной урановой биогеохимической провинцией с повышенной естественной радиоактивностью [4,5]. Кроме этого, дополнительную антропогенную нагрузку создает загрязнение окружающей среды, а также территории, имеющие техногенно повышенный фон радионуклидов в районах ранее действовавших предприятий по добыче и переработке уранового сырья, которое привело к образованию техногенных биогеохимических провинций с избытком и новыми ассоциациями радиоактивных и химических элементов [1]. К настоящему времени назрела необходимость в проведении комплексных радиоэкологических исследований по определению содержаний и уровней накопления радионуклидов в объектах окружающей среды Прииссыккулья, изучению биологической реакции живых организмов на сложившиеся геохимические условия среды.

### Материал и методы

Объекты исследований. На территории Прииссыккулья было заложено 27 контрольных участков, охватывающие природные и техногенные территории, на которых производился отбор проб почв, укусы дикорастущих и культурных видов растений. Отловлены наиболее распространенные для региона мелкие мышевидные грызуны: полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*), лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), домовые мыши (*Mus musculus*), серые хомячки (*Cricetulus migratorius*), песчанки

тамарисковые (*Meriones tamariscinus*). Произведен отбор проб воды с 12 крупных рек, впадающих в озеро Иссык-Куль, в разные сезоны года и пробы озерной воды в 4 прибрежных зонах: 1. западная, 2. северная, 3. южная, 4. восточная.

**Методы исследований.** Для проведения гамма-съемки местности использовался дозиметр-радиометр ДКС-96. Определения урана, тория, радия проводилось рентгено-флуоресцентный методом анализа на X-спектрометре фирмы ORTEC (США) SLP-10180 P. Определение стронция, цезия, калия, кальция проводилось нейтронно-активационным методом анализа на полупроводниковых спектрометрах с детекторами из чистого германия GEM 20180 Ortec и GX 10-20 Canberra. Определения радионуклидного состава проводилось на гамма – спектрометре с полупроводниковыми детекторами: коаксиальный GEM-20180 “Ortec”, широкодиапазонный GX-1520 “Canberra” и планарный “Canberra” BE-3830. Измерения суммарной альфа- и бета – активности проводилось на малофоновой установке УМФ – 2000, а также проводились полевые и биоиндикационные методы исследований, цитогенетические методы анализа.

### Результаты и их обсуждение

**Результаты измерений мощности экспозиционной дозы радиационного фона.** Мощность радиационного фона по гамма излучению на территории Прииссыккуля составляет от 10 до 25 мкР/ч, местами до 40 мкР/ч, особенно в некоторых прибрежных зонах и горных местностях, имеющих слегка повышенную радиоактивность. К малым участкам с повышенным естественным радиационным фоном в Прииссыккуле можно отнести:

1. Береговые зоны пляжей с. Жениш и с. Ак-Терек, расположенные на южном берегу озера Иссык-Куль. Их радиоактивность составляет 30 – 60 мкР/час, а в местах с содержанием в песке черных вкраплений уровень экспозиционной дозы возрастает до 420 мкР/час.

2. Участки прибрежной полосы озера Иссык-Куль, чаще всего грязевые отложения с характерным слюденным блеском, дающие повышенный радиационный фон: 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 25 - 40 мкР/ч. В отдельных местах на границах найдены вкрапления черного цвета с уровнем гамма-фона 100-300 мкР/час. К таким ущельям относятся: Чычкан, Курган-Сай, Курга, Ак-Терек, Чон-Жаргылчак, Сутту-Булак, Тосор, Жон-Булак, Кекелик, Тон, Чок-Тал, Бактуу-Долоноту, Сөгөтү.

Вероятно, вариации природного радиационного фона связаны с неоднородным распределением естественных радионуклидов, рассеянных в земных породах, поверхностных и подземных водах и в других объектах природной среды.

### Содержание радионуклидов в почвах Прииссыккуля.

**Уран.** Среднее содержание урана в почвах составляет  $5 \times 10^{-5} \%$ , черноземы Курской области, которые принято считать эталонными почвами по содержанию в них химических элементов, содержат в среднем  $7,4 \times 10^{-5} \%$  урана. Содержание урана в почвах Прииссыккуля колеблется от 1,5 до  $3,7 \times 10^{-4} \%$ . Среди исследованных типов почв наиболее высокие концентрации урана характерны для светло-бурых почв  $3,7 \times 10^{-4} \%$ . Если сравнить с условным геохимическим фоном, то содержание урана в почвах Прииссыккуля в 2 – 5 раз больше, чем в черноземных почвах России. Кларковое содержание урана-238 в земной коре составляет 28,9 Бк/кг, в почве 25 Бк/кг [6]. В почвах Прииссыккуля удельная активность урана варьировала в пределах 42,3 – 106,6 Бк/кг, что в 1,7 - 4,3 раз выше кларковых значений.

**Торий.** Среднее содержание тория в земной коре составляет примерно  $8 \times 10^{-4} \%$ . Данный радиоактивный элемент аккумулируется в почве в результате выветривания пород и почвообразования, в связи с этим концентрация его в 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 [9]. 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  $6,0 - 8,0 \times 10^{-4} \%$  [2]. Содержание тория в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах от 8,5 до  $14,7 \times 10^{-4} \%$ . Наиболее высокие концентрации урана характерны для светло-бурых почв  $14,7 \times 10^{-4} \%$ . Если сравнить с условным геохимическим фоном, то содержание тория в почвах региона Прииссыккуля в 1 - 2 раз больше, чем в почвах Русской равнины. Удельная активность тория-228 в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах 61,0 - 112,2 Бк/кг, что в 1,8 - 3,4 раз, превышает значения условного геохимического фона.

**Радий.** 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  $1 \times 10^{-11}$  %, а в почвах -  $8 \times 10^{-11}$  % [2,10]. Содержание радия в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах от 18,5 до  $31,4 \times 10^{-11}$  %. Наиболее высокие концентрации радия обнаруживались в светло-бурых почвах  $31,4 \times 10^{-11}$  %. Содержание радия в почвах Прииссыккуля в 2,3 - 3,9 раз выше кларкового содержания элемента в почве. Средняя удельная активность радия-226 в почвах бывшего СССР составляет 39,9 Бк/кг, среднемировое значение 29,2 Бк/кг. Удельная активность радия-226 в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах 57,5 - 111,7 Бк/кг, что 1,9-3,8 раз выше кларка.

**Калий-40.** Радиоактивность почв, обусловленная естественными радионуклидами, в основном зависит от содержания в ней калия-40, на долю которого приходится 84 % [8]. Кларковое содержание калия-40 в земной коре составляет 655 Бк/кг в почве - 370 Бк/кг [6]. 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  $(2,8-3,2) \times 10^{-4}$  %. Удельная активность калия-40 в почвах Прииссыккуля варьирует в пределах 870 - 1012 Бк/кг, наиболее высокие уровни характерны для горно-долинных темно-каштановых почв 1012 Бк/кг. Если сопоставить содержание калия-40 в почвах Прииссыккуля с кларковыми значениями в почве, то удельная активность радионуклида в 2,3-2,7 раз выше кларка.

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. Результаты исследований показали, что удельная активность **стронция-90** составила 2,1 - 5,2 Бк/кг, при среднем значении 3,2 Бк/кг (ПДУ - 9 Бк/кг) [12]. Удельная активность **цезия-137** составила 3,8-9,5 Бк/кг, при среднем 6,1 Бк/кг (ПДУ - 15 Бк/кг) [12].

**Содержание радионуклидов в воде.** Содержание урана в водах рек Прииссыккуля составляет в среднем  $n \times 10^{-7}$  %, оно колеблется, в зависимости от времени года и места отбора проб. Так, например, содержание урана в воде реки Ак-Терек варьирует от  $0,42 \times 10^{-7}$  до  $4,7 \times 10^{-6}$  %, это примерно в 10, а в отдельных случаях 100 раз больше чем содержание урана в реках нечерноземной и черноземной зон России (Северная Двина, Лена, Нева, Кама) содержание урана в их водах колеблется в пределах  $(2-13) \times 10^{-8}$  % [7]. Река Тамга несет в своих водах до  $21,6 \times 10^{-7}$  % урана. Содержание урана в одной из крупнейших рек Иссык-Кульской котловины, Джергалан, колеблется в пределах  $4,7 - 13,0 \times 10^{-7}$  %.

Содержание урана в воде озера Иссык-Куль заметно варьирует, вероятно, это обусловлено неравномерностью процессов испарения и опреснения, происходящих в разных частях прибрежных зон озера. В среднем воды Иссык-Куля содержат  $3,0 \times 10^{-6}$  % урана, что на порядок больше, чем содержание урана в морской воде ( $10^{-7}$  %) и на один - два порядка больше, чем среднее содержание урана в реках и пресных озерах (от  $10^{-8}$  до  $n \times 10^{-7}$  %).

Удельная активность стронция-90 в воде озера Иссык-Куль варьировала в пределах 0,015 - 0,036 Бк/л (ПДУ 5 Бк/л), цезия-137 0,043-0,065 Бк/л, (ПДУ 11 Бк/л), что на много ниже установленных норм радиационной безопасности [12].

**Содержание радионуклидов в растениях.** Содержание урана в укусах дикорастущих растений изменяется от  $0,5 \times 10^{-5}$  % до  $0,84 \times 10^{-4}$  %, что превышает уровень содержания урана в растениях целинных черноземных степей ( $2,1 \times 10^{-6}$  %) в 2,4 - 40 раз. Однако, удельная активность изотопов: урана-238 (0,73-6,7 Бк/кг), тория-228 (0,10-0,25 Бк/кг), радия-226 (0,22-0,92 Бк/кг) в надземных частях растений оказалась невысокой. Вероятно большие периоды полураспада приводят к тому, что их удельная активность оказывается очень низкой. Даже в тех видах растений, которые накапливали высокие концентрации элемента, активность, обусловленная их изотопами, была мала и повышенные их концентрации, вероятно, следует рассматривать больше с точки зрения их химической токсичности, а не радиационной опасности. Удельная активность стронция-90 в укусах дикорастущих растений варьировала в пределах 1,9-3,1 Бк/кг, при ПДУ стронция-90 - 111 Бк/кг (НРБ-99). Удельная активность цезия-137 составила 1,9-2,8 Бк/кг, при ПДУ цезия-137 - 74 Бк/кг (НРБ-99). Удельная активность стронция-90 в зерне озимой пшеницы составила 0,15 - 0,26 Бк/кг (ПДУ 1,85 Бк/кг), цезия-137 - 0,10 - 0,23 Бк/кг (ПДУ 1,11 Бк/кг).

**Накопление радионуклидов животными.** Мелкие мышевидные грызуны полевки обыкновенные (*Microtus arvalis*), лесные мыши (*Apodemus sylvaticus*), домовые мыши (*Mus musculus*), серые хомячки (*Cricetulus migratorius*) способны накапливать относительно не высокие концентрации альфа (10,1 -

17,5 Бк/кг) и бета (11,4 – 18,7 Бк/кг) излучающих радионуклидов на территориях не подверженных радиоактивному загрязнению.

### Радионуклиды в техногенных экосистемах Прииссыккуля

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. Горнорудный комбинат министерства среднего машиностроения СССР по переработке урановой руды функционировал с 1948 по 1969 гг., в последствии он был преобразован в электротехнический завод. В данной провинции оксид урана извлекался из золы бурых урансодержащих углей. Уголь, добываемый на местной шахте подземным способом, предварительно сжигался с попутной выработкой электроэнергии, а затем оксид урана извлекался кислотным выщелачиванием из золы. Отходы производства были захоронены, образовав хвостохранилище, с общим объемом 400 тыс. м<sup>3</sup>. В настоящее время хвостохранилище и защитная дамба под влиянием природных и антропогенных воздействий начинают разрушаться, которые приводят к выносу радиоактивных материалов на поверхность [11]. В отдельных местах разрушения изоляционного слоя хвостохранилища радиационный фон достигает до 1300 мкр/час. Анализ образцов грунта хвостохранилища показал, что в верхнем горизонте (0-20 см) содержание урана колеблется от 1,1 до  $4,2 \times 10^{-4}$  %, с глубиной оно несколько возрастает до  $35 \times 10^{-4}$  %, также обнаруживаются и другие естественные радиоактивные элементы - торий в концентрации от 18 до  $72 \times 10^{-4}$  %, радий от 2 до  $10 \times 10^{-4}$  %. Исследования изотопного состава грунта хвостохранилища выявили высокую удельную активность урана-238, радия-226, свинца-214, висмута-214, свинца-210 и других изотопов [табл. 1]. Хотя территория хвостохранилища ограждена железобетонным забором, имеется доступ местного населения и скота на территорию хвостохранилища. Серьезной проблемой может стать распыление радиоактивного материала с открытой поверхности хвостохранилища и перенос на сопредельные территории.

Таблица 1

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

Радиоактивность воды. Уровни суммарной альфа и бета активности ручьев №1 и №2 из техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» по сравнению с водой озера Иссык-Куль больше в 2 - 5 раз, а по сравнению с речными водами в 50 – 100 раз. Однако ручьи из хвостов редко доходят до озера, как правило, весенний и осенний периоды (рис. 1).

Содержание урана в растениях. Растительность провинции характеризуется следующими ассоциациями: *ксерофитно-кустарниковыми, полынно-эфимеровыми пустынями, колючеподушечниками (аканталимон алатавский, вьюнок трагакантовый)*. Растительный покров разрежен, проектное покрытие колеблется от 5 до 10 % и лишь на отдельных участках до 50 %. Процентное содержание урана, в укусах дикорастущих растений в районе хвостохранилищ техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» различные виды полыни (*Artemisia*), представители бобовых (*Fabaceae*) – астрагал (*Astragalus*) и донник (*Melilotus*), злаковые (*Poaceae*) – костер кровельный (*Bromus tectorum*) варьирует от 0,17 до  $4,0 \times 10^{-4}$  %, что примерно в 3 - 5 раз выше, чем содержание урана в укусах дикорастущих растений с других территорий Прииссыккуля не подверженных радиоактивному загрязнению. Произрастание дикорастущих растений в данных условиях сопровождается некоторой морфологической изменчивостью (рис. 2).



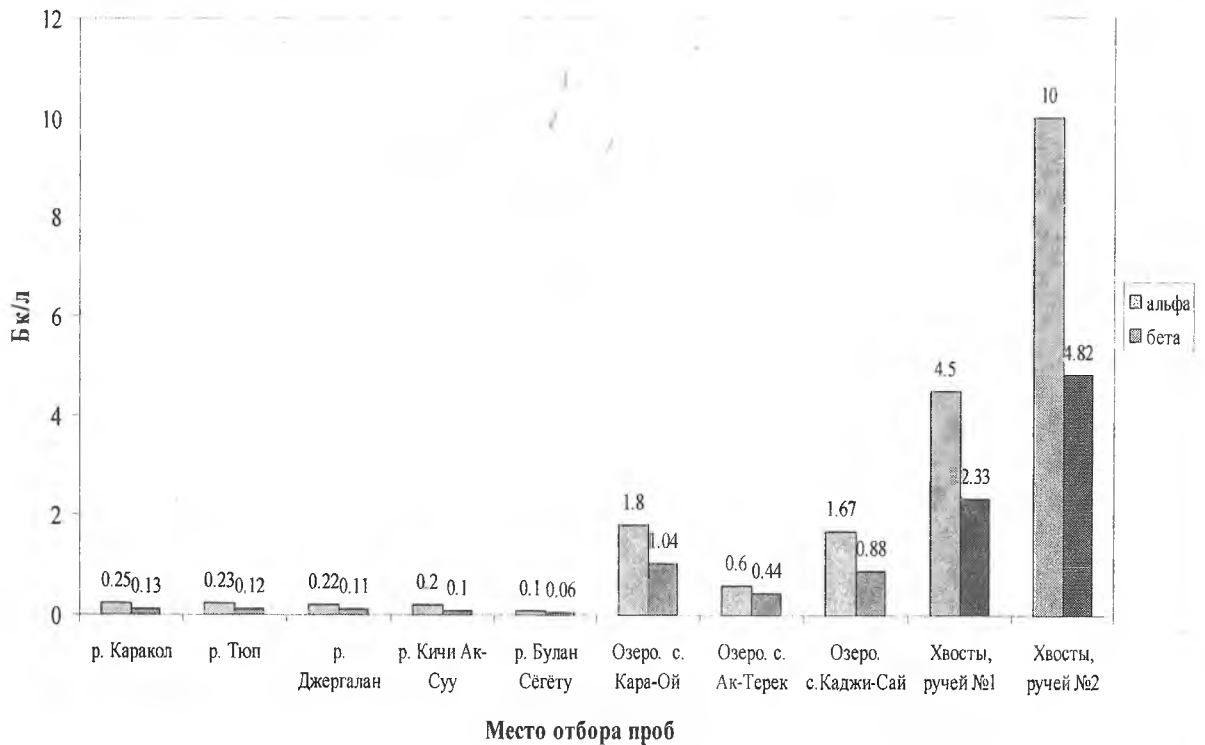


Рис. 1. Радиоактивность воды ручьев с Каджи-Сайских хвостохранилищ

Накопление радионуклидов животными. Результаты исследований показали, что уровни суммарной альфа – и бета активности в популяциях зверьков песчанок тамарисковых (*Meriones tamariscinus*), обитающих на территории хвостохранилищ, и домашних мышей (*Mus musculus*) отловленных в жилых домах, хозяйственных постройках в окрестностях техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» 1,5-2 раза выше, чем у зверьков с других территорий Прииссыккулья не подверженных техногенному радионуклидному загрязнению [рис. 3].

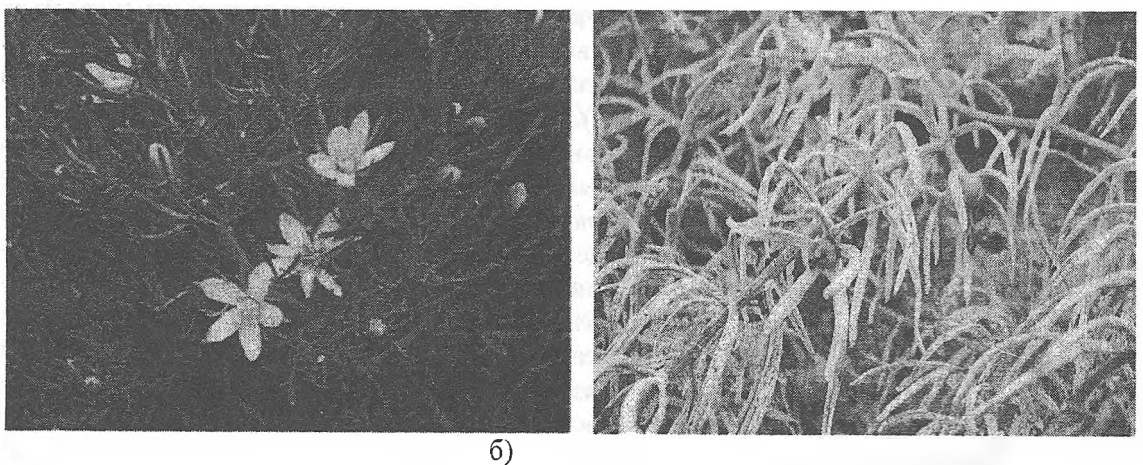


Рис.2. а) у цветков гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) вместо обычных 5 лепестков было отмечено 6-7 и частичное их раздвоение, б) бесплодие цветков гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*)

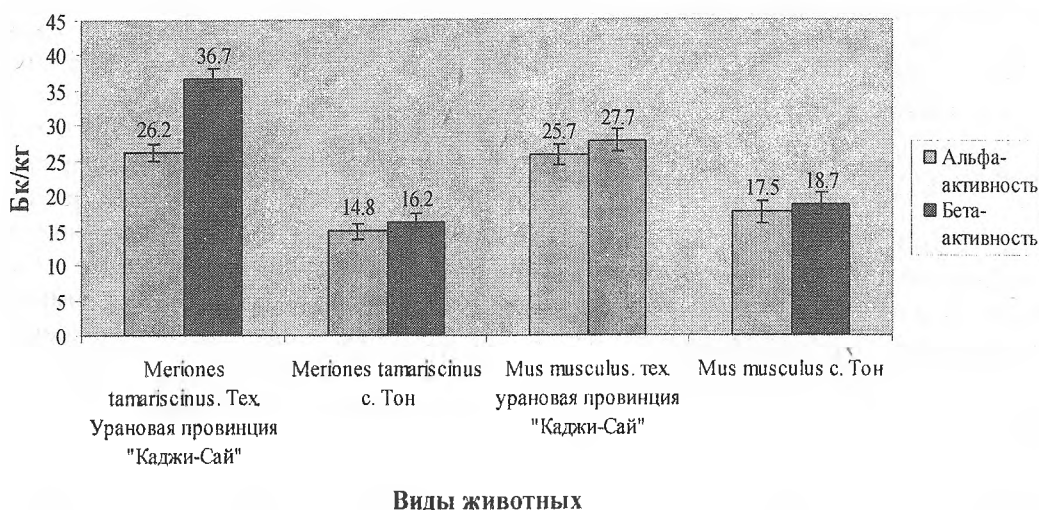


Рис. 3. Уровни накопления радионуклидов мышевидными грызунами техногенной урановой провинции «Каджи-Сай»

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.

Другая территория, имеющая также техногенный характер – **научно-производственный Цех №7**, расположенный вблизи с. Тон на берегу озера Иссык-Куль в живописном заливе Кольцовка, построенный 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. 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, мелкаячистой 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., однако 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 [1,3]. 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, при ПДУ 25 мкР/ч. Результаты радиохимических анализов показали наличие в пробах грунта естественных радионуклидов в следующих концентрациях: уран –  $3,2 \times 10^{-4}$  %, торий –  $24,8 \times 10^{-4}$  %, радий –  $11,0 \times 10^{-11}$  %, калий-40 –  $1,70 \times 10^{-11}$  %. Согласно данным, содержание тория в 3,1 раз выше кларковых значений, урана в 6 раз, содержание радия и калия-40 находятся в пределах кларка.

Растительность, обживающая такие техногенные ландшафты, участвует непосредственно в круговороте радионуклидов 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. Так, например, уровень хромосомных нарушений в популяциях дикорастущих растений техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» выше в 2-3 раза по сравнению с другими районами Прииссыккуля, частота хромосомных aberrаций в популяции Гармалы обыкновенной с районов хвостохранилищ составляет около 3,4 % ( $t=2,6$   $p \leq 0,05$ ), в популяции одуванчика – 4,2 % ( $t=2,5$   $p \leq 0,05$ ), тогда как растения, произрастающие на других территориях с более низким содержанием радионуклидов, характеризуются более низкими уровнями мутабельности 1 – 2 % [рис. 4].

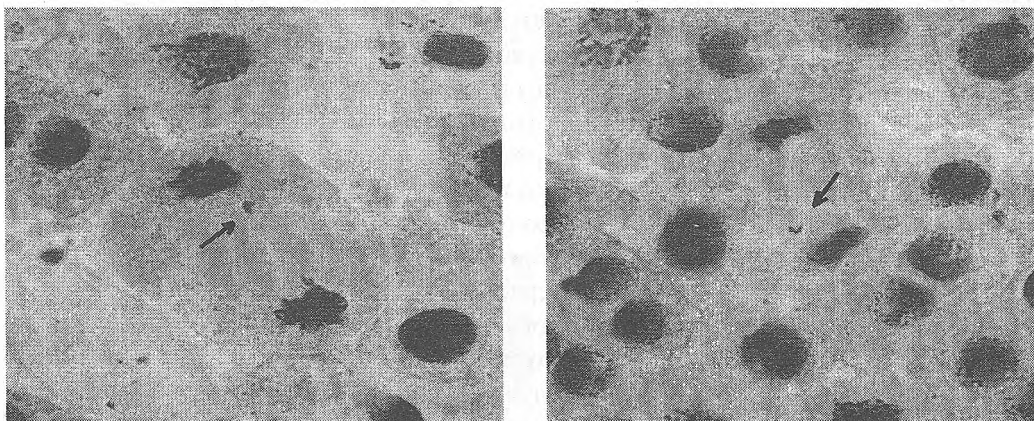


Рис.4. а), б) ана-телофазные пластинки гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с отставаниями хромосом

Результаты цитогенетических исследований клеток костного мозга Полевков обыкновенных, лесных мышей, домовых мышей, серых хомячков обитающих в различных зонах Прииссыккуля, показали, что спонтанный уровень мутабельности варьирует в пределах 1,6 - 2,0 %. Наиболее высокая частота хромосомных нарушений характерна для Домовых мышей, отловленных в домах и хоз. постройках с окрестностей техногенной урановой провинции «Каджи-Сай» – 4,8 %, что превышает фоновый уровень мутабельности (2,0 %) в 2,4 раз ( $t=2,5$ ,  $p \leq 0,05$ ). Несмотря на не большое число просмотренных клеток у домовых мышей 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 радиационном уровне [рис. 5,6].

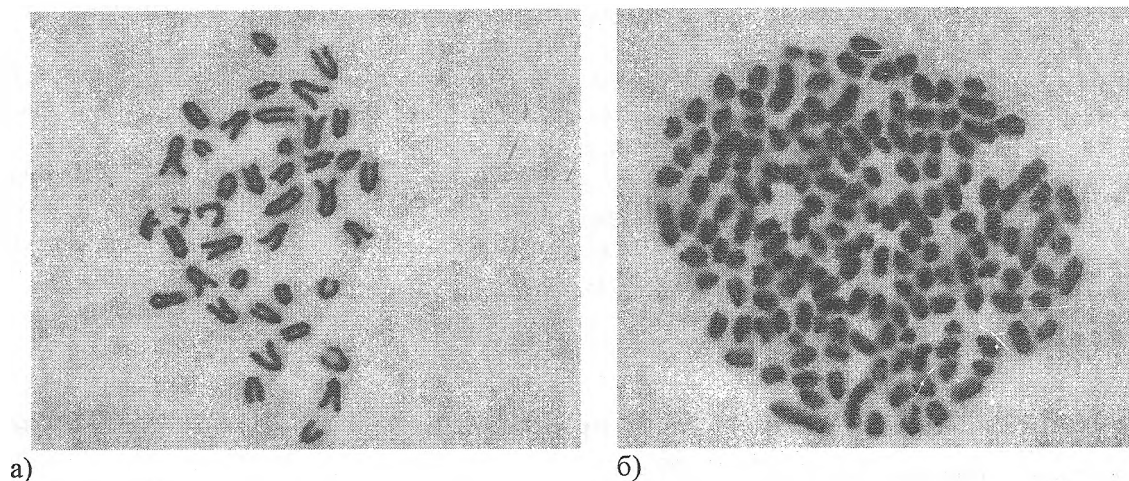


Рис.5. а) метафазная пластинка домовый мыши (*Mus musculus*) в норме  $2n=40$  (♂), б) полиплоидная метафазная пластинка  $8n=160$

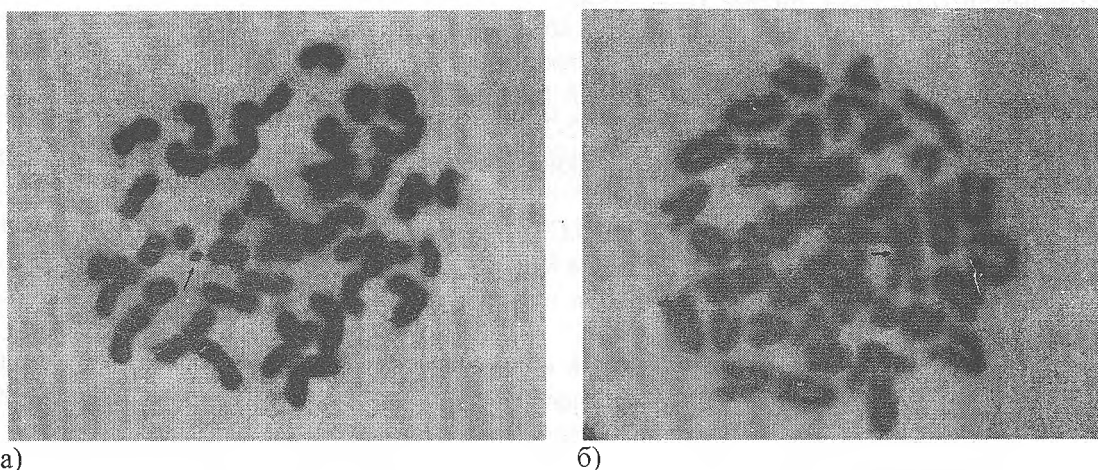


Рис.6. а) метафазная пластинка домовый мыши (*Mus musculus*) с ацентрическим кольцом (♂), б) метафазная пластинка с робертсоновской транслокацией (♂)

Повышенная частота цитогенетических нарушений у растений и животных в районе Каджи-Сайских урановых хвостохранилищ свидетельствует о присутствии токсичных и генотоксичных факторов в их среде обитания. В спектре хромосомных нарушений преобладают aberrации хроматидного типа и геномные нарушения, что свидетельствует о воздействии мутагенов химической природы на генетический аппарат живых организмов.

Обобщая результаты исследования мы пришли к следующим выводам:

- Мощность экспозиционной дозы по гамма - излучению на территории Прииссыккуля не превышает норм радиационной безопасности, за исключением отдельных локальных участков имеющих природный и техногенный характер.

- Содержание и удельная активность естественных радионуклидов в почвах Прииссыккуля в несколько раз превышают их кларковые значения: по урану-238 в 2-5 раз, по торию-228 в 1-2 раз, по радю-226 в 2,3-3,9 раз, по калию-40 в 2,3-2,7 раз. Дикорастущие и культурные растения произрастающие в данных условиях, способны накапливать естественные радионуклиды выше фоновых уровней.

- Содержанис урана в водах рек и озера Иссык-Куль примерно на один, два порядка выше фоновых уровней.

- Удельная активность искусственных радионуклидов – стронция-90 и цезия-137 в почвах, воде, в дикорастущих и культурных растениях Прииссыккуля не превышает норм радиационной безопасности.

- На территориях с фоновым уровнем радионуклидов мелкие мышевидные грызуны накапливают невысокие их концентрации.
- Содержание радионуклидов в почве, воде и уровни накопления их дикорастущими растениями и мелкими мышевидными грызунами с техногенной урановой биогеохимической провинции «Каджи-Сай» выше, чем в других районах Прииссыккуля.
- Биологическая реакция живых организмов на геохимическую среду проявляется на территориях с повышенным содержанием радионуклидов, в виде различных типов фитопатологий, сопровождающиеся увеличением уровней цитогенетической нестабильности в клетках дикорастущих и культурных видов растений, мелких мышевидных грызунов.

### Литература

1. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т.Б. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана. – Бишкек: Илим, 2005. – 169 с.
2. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М.: АН СССР, 1957. – 239 с.
3. Дженбаев Б.М. Геохимическая экология наземных организмов. – Б.: Maxprint, 2009. – 242 с.
4. Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М.: Наука, 1974. - 281с.
5. 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.
6. 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.
7. Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. – М.: Наука, 1991. – 117 с.
8. 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.
9. Рубцов Д.М., Правдина Э.И. Содержание и распределение естественных радиоактивных элементов (урана, радия, тория) в почвах некоторых ландшафтов Северного Урала. – Информ. бюлл. науч. совета по пробл. радиобиологии АН СССР. – 1971. - Вып. 13. – С.130-134.
10. Сельскохозяйственная радиэкология. / Учебник. под ред. Алексахина Р.М. - М.: Экология, 1992. – 400 с.
11. Торгоев И.А., Алешин Ю.Г. Техногенные месторождения Кыргызстана: проблемы освоения // [www.caresd.net](http://www.caresd.net) Окружающая среда и устойчивое развитие в Центральной Азии, 2010.
12. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfers in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA-TECDOC-1616, IAEA, Vienna (2009).

## МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССА ВЫЩЕЛАЧИВАНИЯ УРАНА ИЗ ОТРАБОТАННОЙ РУДЫ ШТАБЕЛЯ

<sup>1</sup> З.К. Канаева., <sup>2</sup> А.Т. Канаев

<sup>1</sup>Казахский национальный университет им.К.И.Сатпаева,

<sup>2</sup>Казахский национальный педагогический университет им.Абая

Вопрос изыскания новых подходов и способов изучения активности, ценных в производственном отношении тиобацилл остается актуальным.

В связи с этим, прежде всего нами была изучена окислительная способность исходных культур *Acidithiobacillus ferrooxidans* и изменение ее в процессе выщелачивания руды.

Для проведения исследования забалансовую руду отобрали из действующего штабеля №4. Данный штабель в течение длительного времени подвергался сернокислотному выщелачиванию (20г/л). Содержание урана в руде составляло от 0,150 % до 0,200 %, концентрация урана в продуктивных растворах соответствовала 0,24 г/л. Крупность руды - до 50 мм. Расход серной кислоты составил на стадии выщелачивания 45 т/сут.

Опыты проводили в 4 перколяторах, заполненных по 5 кг каждый отработанной рудой с содержанием урана в ней 0,05 % и крупностью - 20 мм. Перколяторы круглого сечения высотой 1 м диаметром 0,15 м. Через перколяторы порциями пропускали выщелачивающий раствор в количестве 1л в течение 16-24 часов.

Орошение осуществлялось ежедневно раствором серной кислоты в следующих концентрациях:

- перколятор №1 - 5 г/л с использованием штаммов бактерий *Acidithiobacillus ferrooxidans*;
- перколятор №2 - 10 г/л с использованием штаммов бактерий *Acidithiobacillus ferrooxidans*;
- перколятор №3 - 20 г/л с использованием штаммов бактерий *Acidithiobacillus ferrooxidans*;
- перколятор №4 - 10 г/л (+ 0,5 г/л формалин) с использованием штаммов бактерий *Acidithiobacillus ferrooxidans*.

Определение концентрации  $H_2SO_4$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Fe^{2+}$ , U и количества железooksисляющих бактерий *Acid.ferrooxidans* проводилось, как описано в главе «Методы и результаты исследований» данной диссертации. Суть исследования заключается в следующем:

- отбор активной культуры бактерий;
- определение устойчивости бактерий к промышленным концентрациям урана в растворе;
- выявление устойчивости бактерий к кислой среде и функции окислителей, содержащих трехвалентное железо;
- выбор оптимального условия (выход урана, расход окислителя и серной кислоты) для бактериального выщелачивания урана из отработанных урановых руд месторождения «Восток».

**Перколятор №1.** Приведена динамика окисления Fe,  $H_2SO_4$  и выход урана в перколяторе №1 при выщелачивании отработанных руд штабеля №4 с добавлением 5,0 г/л серной кислоты. Исходная концентрация серной кислоты (4,9 г/л) в ходе процесса выщелачивания постепенно уменьшается и на 70 сутки составляет всего 2,9 г/л.

В то же время концентрация железа начинает увеличиваться. В начале опыта она составляла всего 0,8 г/л, до 50 суток идет стабильный логарифмический рост и доходит до максимальной концентрации, что составляет 8,7 г/л. Затем концентрация железа идет на снижение, на 60 сутки составляет 7,9 г/л и на 70 сутки - 7,2 г/л.

Уже на 20 сутки выход урана в раствор составляет 0,34 г/л, еженедельно происходит динамичное снижение и железа, и кислоты, и выхода урана. Такая динамика связана с постепенным уменьшением железooksисляющей способности бактерий при щадящей концентрации кислоты. На 70 сутки извлечение урана доходит до концентрации 0,09 г/л.

Таким образом, для выщелачивания отработанных руд из штабеля №4 месторождения «Восток» при наличии серной кислоты в среде 5,0 г/л и железа 3,2 г/л достаточно 20 суток. Последующее время выщелачивания считается неэкономичным, поскольку будет происходить перерасход количества серной кислоты и железа.

**Перколятор №2.** В варианте, где перколятор №2 насыщен концентрацией серной кислоты 10 г/л, достаточен 20-суточный срок выщелачивания урана. В этот период наибольший выход в раствор

концентрации железа и урана составляет, соответственно, 15,4 г/л и 0,39 г/л.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что концентрация серной кислоты снижается с 9,0 г/л на 10 сутки до 4,1 г/л на 70 сутки.

Содержание железа на 10-е сутки составляет 6,9 г/л, затем до 20 суток наблюдаем его стремительный рост (15,4 г/л), в последующие сутки идет спад, и на 70-е сутки содержание доходит до первоначальной концентрации – 7,0 г/л.

Выход урана в раствор на 10-е и 20-е сутки составляет максимальное количество - 0,39 г/л, и в последующие сутки переход урана в раствор постепенно снижается. В конце опыта на 70-е сутки выход урана в перколяторе №2 при выщелачивании отработанных руд штабеля №4 с добавлением серной кислоты в объеме 10,0 г/л составляет всего 0,05 г/л.

**Перколятор №3.** Неординарный результат был получен при выщелачивании отработанных руд с концентрацией серной кислоты 20,0 г/л. В этом варианте опыта максимальную концентрацию извлечения урана можно достигнуть на 10-е сутки. Такое максимальное извлечение урана за короткий срок связано с наибольшей концентрацией серной кислоты (20 г/л).

**Перколятор №4.** Изучали динамику расхода железа, серной кислоты и выхода урана в перколяторе №4 при выщелачивании отработанных руд при концентрации серной кислоты 10,0 г/л.

С целью инактивации деятельности присутствующих аборигенных видов сероокисляющих бактерий и железа в раствор серной кислоты (перколятор № 4) в качестве депрессора роста *Acid.ferrooxidans* добавили формалин в объеме 0,5 мл/л. Это служило как контрольный опыт по отношению к остальным трём вариантам нашего исследования. Результаты опыта показали, что после 20-суточного эксперимента начинается скачкообразное убывание объема серной кислоты; после этого, начиная с 30-х суток выщелачивания, наблюдаем постепенное снижение в течение всего опыта, и её концентрация доходит с 6,7 до 4,9 г/л в растворе. Содержание железа в течение 30 суток интенсивно нарастает (от 0,6 до 4,2 г/л), затем остается приблизительно на одном уровне (3,9-4,6 г/л). Наибольший объем перехода урана в раствор в данном варианте достигается сразу же на 10-е сутки, последующее время выщелачивания не дало положительных результатов.

Таким образом, путем постановки опытов установлено, что извлечение урана в раствор зависит, с одной стороны, от объема серной кислоты, а с другой стороны, большое значение имеет количество культуры *Acid.ferrooxidans*, и физиологическая активность микроорганизмов в процессе бактериально-химического выщелачивания.

В первой декаде опыта с повышением концентрации серной кислоты заметно увеличивается содержание урана и доходит от 0,13 г/л до 0,71 г/л в растворе.

После второй декады выщелачивания содержание урана в растворах из перколяторов №2 и №3 резко снижается. В этот же период в перколяторе №1 поднимается извлечение урана.

В перколяторах №2 и №3 в дальнейшем продолжает падать степень извлечения урана. На 70-е сутки выход урана, соответственно, составил 0,05 г/л и 0,04 г/л. Процесс выщелачивания в перколяторе №1 протекает динамично, без скачков, хотя на протяжении всего периода исследования выход урана уменьшался, а на завершающем этапе опыта составил 0,09 г/л.

Как показали результаты микробиологических анализов, во всех растворах появляются железокисляющие бактерии, их количество находится в пределах от  $10^4$  до  $10^7$  кл/мл. Используемая нами активная культура *Acid.ferrooxidans*, адаптированная к такому условию, в вариантах с содержанием 5 и 10 г/л серной кислоты доходит до  $10^6$  и  $10^7$  кл/мл. В варианте с содержанием 20 г/л серной кислоты в начальном периоде опыта количество *Acid.ferrooxidans* составило  $10^4$  кл/мл, а через 60 суток оно достигает  $10^6$  кл/мл.

Из-за ингибирующего действия формалина на железокисляющие бактерии в продуктивном растворе из перколятора №4 не была обнаружена культура *Acid.ferrooxidans*, то есть развитие микроорганизмов не наблюдалось.

В результате выщелачивания урана из руды продолжительностью 70 суток установлено, что при концентрации 5 г/л серной кислоты в раствор извлекалось 50,0 % урана, в варианте с 10 г/л серной кислоты - 52,8 % урана, в опытах с 20 г/л серной кислоты - 58,0%. В контрольном опыте извлечение урана составило 36,8 %. С повышением концентрации серной кислоты заметно увеличивается её расход.

Итак, при бактериально-химическом выщелачивании отработанных руд штабеля №4 концентрация серной кислоты в растворе не должна превышать 5-20 г/л, продолжительность процесса выщелачивания - 40 суток. При таком установленном параметре мы можем ощутимо сэкономить расход серной кислоты, которая в производственных условиях кучного выщелачивания затрачивается в огром-

ных количествах.

Обследование рудной массы на отработанных штабелях при определении химического состава руд и соотношении четырех- и шестивалентного урана показали, что содержание металла в руде остается еще на уровне товарного – 0,05%. На отработанных участках годами происходили естественные окислительные процессы. За счет химического и биологического окисления железа и серосодержащих минералов руда стала кислой и доступной для повторного выщелачивания. Как показали результаты перколяционных опытов с рудой штабеля №4, с использованием 0,51% растворов серной кислоты можно извлечь до 60% урана.

## ИЗУЧЕНИЕ ВЛИЯНИЯ РАЗЛИЧНОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ОКИСЛИТЕЛЕЙ НА ИЗВЛЕЧЕНИЕ УРАНА МЕСТОРОЖДЕНИЙ «ВОСТОК»

А.Т. Канаев., З.К. Канаева., А.Шоканова., Г.Н. Бектемирова

Казахский национальный педагогический университет им.Абая  
Казахский национальный университет им.К.И.Сатпаева,  
Казахстан, Алматы

В данном исследовании выясняли роль окислителей на интенсификацию процессов извлечения урана и молибдена из руд в условиях сернокислотного выщелачивания.

Опыты проводились на агитационной установке с рудой крупностью 0,055 мм, содержащих 0,210-0,245% урана и 0,030-0,035% молибдена. Плотность орошения составила 20-25% (Т:Ж=1:4). Время агитации составила от 4-х до 16 часов на качалке при 180 об/мин., температура 28°C.

Во всех вариантах опыта концентрация  $H_2SO_4$  находилась в пределах 15-20 г/л. В качестве окислителей были использованы соли сернокислого железа  $Fe_2(SO_4)_3$ , надсернистый аммоний  $(NH_4)_2S_2O_8$  и перманганата калия  $KMnO_4$ .

В первом варианте опыта (рис.1), где применяли в качестве окислителя  $Fe_2(SO_4)_3$  (1,16 - 5,8 г/л) наблюдается закономерность, так с увеличением концентрации железа в растворе, соответственно повышается извлечение урана и молибдена. Максимальное извлечение урана (68%) и молибдена (28,22%) в растворе было достигнуто при концентрации железа 5,8 г/л.

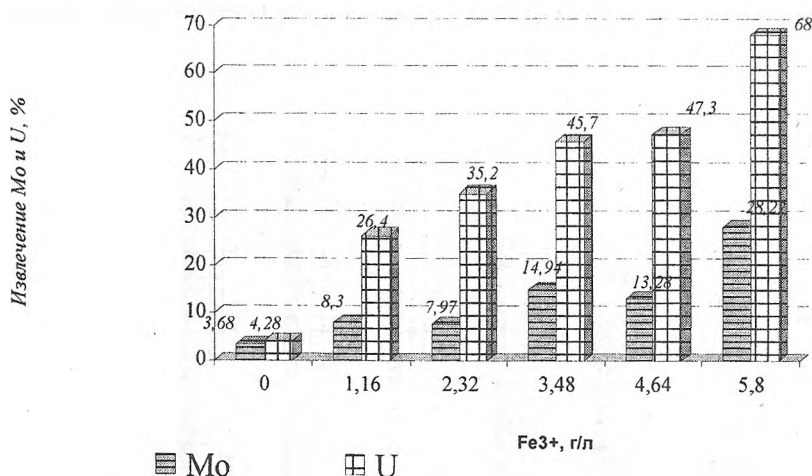


Рис. 1- Влияние концентрации окислителя  $Fe_2(SO_4)_3$  на извлечение урана и молибдена из руд

В последующем опыте (рис. 2) в качестве окислителя использовались соли надсернистого аммония в количестве от 2,5 г/л до 30,0 г/л. Установлено, что с повышением концентрации окислителя  $(NH_4)_2S_2O_8$  поднимается степень извлечения урана (95,2%) и молибдена (36,5 %).

Высокая степень извлечения металлов связана с участием в процессе выщелачивания окислителя,



так как в нашем предыдущем исследовании при отсутствии окислителя, железо извлекалось селективно и только в форме двухвалентного. А при участии окислителей все железо окисляется и при этом дополнительно образуются окислители четырехвалентного урана.

Исследовано также (рис. 3) влияние различной концентрации перманганата калия (от 0,5 до 3 г/л) на извлечение урана. Выявлено, что при концентрации  $KMnO_4$  от 1,5 до 3,0 г/л, степень извлечения урана повысилась от 64,0 до 69,6%, а при отсутствии окислителя извлечено 13,7 % урана.

Нами было изучено влияние концентрации  $Fe^{3+}$  в бактериальном растворе на извлечение молибдена и урана из руды

В этом варианте опыта использовали кислые растворы испарительных карт, содержащие разные концентрации  $Fe^{3+}$  и  $10^6$  кл/мл бактерий *Acid. ferrooxidans* (рис. 4).

Исходное содержание серной кислоты во всех вариантах было 20 г/л. Руда содержала 0,210-0,245% урана и 0,030-0,035% молибдена. При соотношении Т:Ж=1:5 пульпу агитировали в течение 4-х часов со скоростью 180 об/ мин. В результате с повышением содержания железа заметно повышается содержание урана в растворах и доходит до 0,519 г/л и степень извлечения урана и молибдена составляет 100% и 62,26 % соответственно.

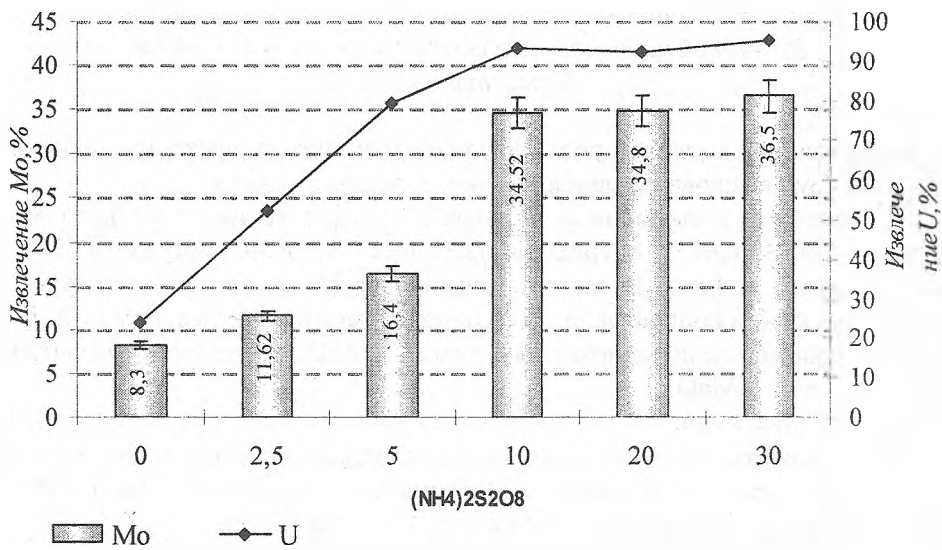


Рис. 2. Влияние концентрации окислителя  $(NH_4)_2S_2O_8$  на степень извлечения урана и молибдена из руды

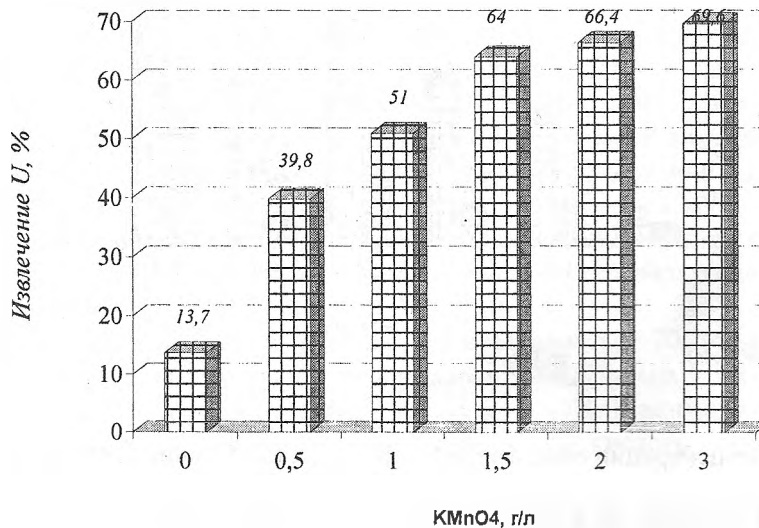


Рис. 3. Влияние окислителя  $KMnO_4$  на извлечение урана из руд в кислой среде

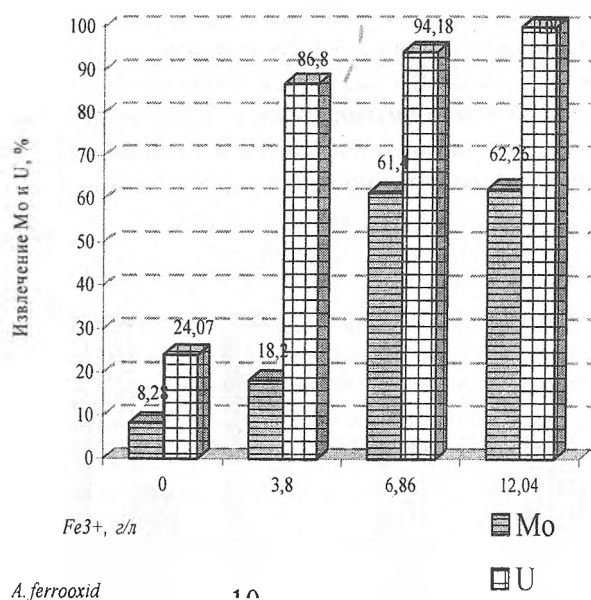


Рис. 4. Влияние концентрации Fe<sup>3+</sup> в бактериальном растворе на извлечение молибдена и урана из руды

В опытах по изучению влияния продолжительности агитации, положительный результат был получен в варианте 4-х часового времени (табл. 1). Все другие варианты не дали ожидаемых результатов, так как почти во всех вариантах степень извлечения была одинаковая. В варианте с 2 % серной кислотой извлечение урана было в пределах 25,5-28,3%, а в варианте с бактериальным раствором степень извлечения урана составляет 95,06-95,88%.

Таблица 1

Влияние продолжительности выщелачивания на процесс извлечения урана и молибдена из руд

№ п/п	Варианты опыта	Продолж. агитации, ч	Содержание железа, г/л			Извлечение U			Извлечение Mo			H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (после)
			Fe <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Fe <sup>Σ</sup>	мг	%	г/л	мг	%	г/л	
1	2 % H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4	сл	1,4	1,4	1,25	25,5	-	-	-	-	-
		8	сл	1,4	1,4	13,2	26,9	-	-	-	-	-
		16	сл	1,6	1,6	13,9	28,3	0,006	0,61	8,7	1,80	1,18
2	2% H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> Fe <sup>3+</sup> - 6,86 г/л	4	6,0	1,4	7,4	46,6	95,06	-	-	-	-	-
		8	6,1	1,4	7,5	46,8	95,47	-	-	-	-	-
	A.ferrooxidans 10 <sup>6</sup> кл/мл	16	5,5	1,6	7,1	47,0	95,88	0,034	3,4	48,55	2,57	0,17

Таким образом, степень извлечения урана из руд данного типа зависит от качества и количества окислителей. В сернокислотной среде самым эффективным и дешевым видом окислителей являются бактериальные растворы, содержащие 5-6 г/л ионы трехвалентного железа, а чистые растворы серной кислоты без участия окислителя не дают положительных результатов.

По результатам диаграммы (рис. 5) следует установить, что наибольшее извлечение металлов достигается в двух вариантах опыта.

В варианте исследования, когда в состав окислителей были включены 2%  $H_2SO_4 + (NH_4)_2S_2O_8$  извлечение урана и молибдена соответственно составило 93,2% и 36,5%.

В варианте опыта, где в составе окислителей находились двух процентная серная кислота плюс трёхвалентное железо в количестве 5-6г/л и хемолитоавтотрофные бактерии *Acid.ferrooxidans*, получены металлы из ураносодержащей руды, а именно – уран 46,17мг и молибден 4,30мг. При этом достигнута наивысшая степень извлечения соответственно урана 94,18% и молибдена 61,4%.

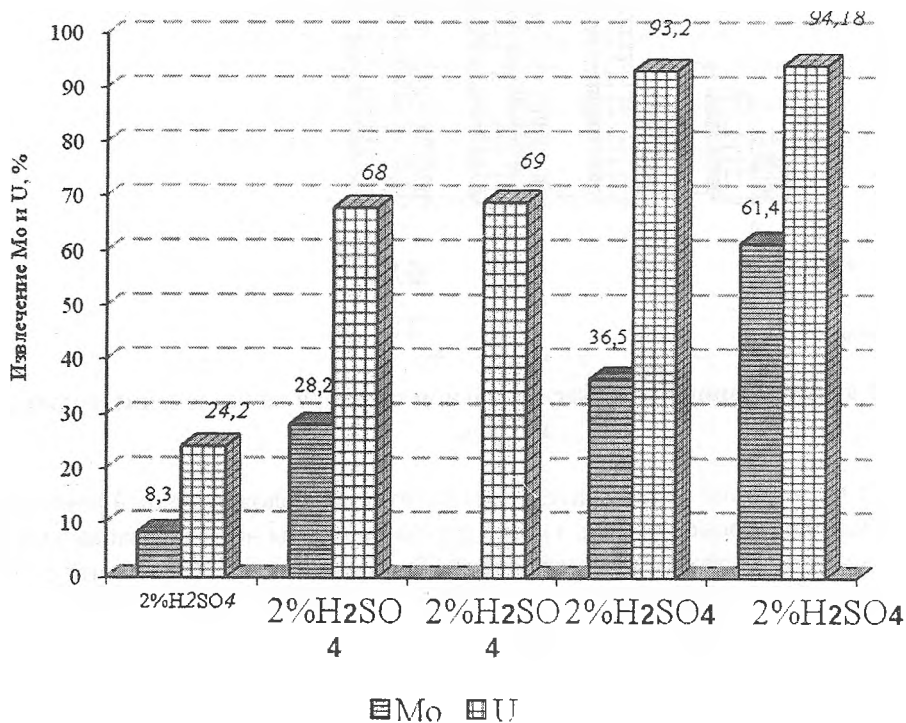


Рис. 5. Влияние окислителей на извлечение молибдена и урана в кислой среде

### ВЫВОДЫ

Опыты, по изучению влияния различных окислителей на повышение степени извлечения урана из руд, убедительно показали положительную роль микроорганизмов для данного типа руды. При равных условиях количество извлеченного урана в вариантах без окислителей была меньше, чем с окислителями - бактериями.

Бесспорными преимуществами бактериально-химического способа выщелачивания являются: экономичность процесса; возможность полного комплексного извлечения урана и других компонентов (молибден) в действующих объектах КВ; отсутствие загрязнения окружающей среды вредными выбросами; повторное до извлечение урана из ранее отработанных руд.

## ОЦЕНКА ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ ПРИРОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ ПРЕДПРИЯТИЯ ПО ДОБЫЧЕ И ПЕРЕРАБОТКЕ УРАНОВЫХ РУД

Е.И. Карпенко, С.И. Спиридонов, Н.И. Санжарова

ГНУ ВНИИСХРАЭ Россельхозакадемия РФ, г. Обнинск

Лермонтовское производственное объединение (ЛПО) "Алмаз" начало свою деятельность в 1950 г. как рудодобывающее, а с 1954 г. как рудоперерабатывающее предприятие. В ходе производственной деятельности осуществлялись добыча урановых руд и их переработка в закись-окись урана. Основным товарным продуктом предприятия являлась закись-окись урана. Побочным производством при переработке урановых руд был выпуск удобрений и солей скандия. В сферу деятельности ЛПО "Алмаз" входили два рудника с подземной разработкой (шахты и штольни): рудник №1 (гора Бештау), расположенный в 4 км к северу, и рудник №2 (гора Бык), расположенный в 15 км к северо-западу от г. Лермонтов. Рудоперерабатывающим объектом являлся Гидрометаллургический завод (ГМЗ), на котором с 1954 г. перерабатывались руды рудников №1 и №2, а с 1974 г. до 1991 г. также и привозные урановые руды. Переработка руды осуществлялась кислотным способом с последующим извлечением ценных компонентов по сорбционно-экстракционной схеме.

Радиочувствительности биологических видов, как и дозы их облучения могут различаться весьма существенно, в зависимости от специфики радиозоологической ситуации. Поэтому важной задачей является выбор критических экосистем и компонентов биоты, которые в первую очередь подлежат изучению при оценке последствий радиационного воздействия. Это предполагает анализ природных экосистем в районе размещения предприятий атомной промышленности и ядерной энергетики и выделение представительных (референтных) видов или сообществ, для которых будут производиться оценки.

При таком подходе в районе расположения предприятия «Гидрометаллургический завод» (ЛПО «Алмаз») наиболее значимым (ценозообразующим) компонентом фитоценозов является травянистая растительность. По этой причине на первом этапе исследований представляется целесообразным оценить дозовые нагрузки именно на этот компонент. Вследствие высоких коэффициентов накопления, особенно в случае загрязнения водных экосистем  $\alpha$ - и  $\beta$ -излучающими радионуклидами, оценка дозовых нагрузок на представителей пресноводных экосистем, прежде всего, бентосных организмов является не менее важной. Также следует оценить дозовые нагрузки на организмы, среда обитания которых является источником радиоактивного загрязнения (отвалы штолен, содержащие миллионы кубометров различных пород вскрыши, отходов обогащения и переработки руд). К таким организмам относится представитель почвенной мезофауны – дождевой червь (*Nicodrilus caliginosus* S.).

При оценке доз облучения рассматриваемых компонентов биоты необходимо учитывать вклад дозовых нагрузок от всей цепочки уранового семейства. Рассматривая тяжелые естественные радионуклиды в качестве источника облучения природных объектов, можно сделать допущение о том, что радионуклиды семейства  $^{238}\text{U}$  находятся в вековом равновесии. В рамках другого варианта расчетов, оценка дозовой нагрузки от радионуклидов "начальных звеньев" урановой цепочки производилась в предположении одинаковой активности радионуклидов от  $^{238}\text{U}$  до  $^{230}\text{Th}$ , по измеренной активности  $^{238}\text{U}$ . Начиная с  $^{222}\text{Rn}$ , расчет производится при условии уменьшенной в 0,7 раза активности радионуклидов, по измеренной активности  $^{226}\text{Ra}$ .

### Дозовые нагрузки на травянистую растительность

С помощью разработанных дозиметрических моделей были реализованы оценки доз на травянистую растительность в районе расположения ЛПО «Алмаз». Коэффициенты перехода рассчитывались по данным содержания радионуклидов в сопряженных пробах почвы и растительности, отобранных на исследуемых территориях. При расчете дозовых нагрузок на биоту учитывается фактор относительной биологической эффективности (ОБЭ). Для  $\alpha$ -облучения он равен 10, для  $\gamma$ - и  $\beta$ -облучения - 1. Отдельно рассматривается низкоэнергетическое  $\beta$ -облучение (при энергиях меньше 0,01 МэВ), для которого фактор ОБЭ равен 3.

Таким образом, величина дозовой нагрузки, рассчитанная для травянистой растительности от инкорпорированных и внешних источников облучения, представлена в таблице 1.

Вклад в дозовую нагрузку внешнего и внутреннего облучения травянистой растительности

Объект исследования/номер штольни	Удельная активность, Бк/кг в растительности		Мощность дозы облучения травянистой растительности, мкГр/час	
	<sup>238</sup> U	<sup>226</sup> Ra	Внутреннее облучение	Внешнее облучение
16	1098	14	89.18	4.24 E-01
Хвостохранилище	19	5	2.34	1.82 E-02
32	45	9	5.06	9.48 E-02
11	14	6	2.11	2.50 E-02
9	17	12	3.34	3.73 E-02
11 бис	13	4	1.69	3.88 E-02

Наибольшему воздействию подвергаются растения, произрастающие на отвалах штольни №16, наименьшему - в районе штольни №11-бис. Таким образом, вклад от “блока радия” (блок радионуклидов от <sup>226</sup>Ra до <sup>210</sup>Po) составляет 36% от общей дозовой нагрузки, а от “блока урана” (блок радионуклидов от <sup>238</sup>U до <sup>226</sup>Ra) - 64%. Это связано с тем, что содержание <sup>238</sup>U намного больше в почве и растениях по сравнению с концентрацией в данных объектах <sup>226</sup>Ra. Внутреннее облучение дает 99% дозовой нагрузки от всей цепочки уранового семейства.

#### Дозовые нагрузки на почвенную мезофауну

Наибольшее содержание ТЕРН в почве находится в районе штольни №16, на остальных исследуемых территориях концентрации ТЕРН сравнительно одинаковы. Почва с высохшего пруда отстойника, расположенного в районе штольни №16, рассматривается отдельно по причине высокого содержания в ней ТЕРН, а также в связи с тем, что на данном участке исследования произошла смена экосистемы.

Величина дозовой нагрузки на почвенную мезофауну от инкорпорированных и внешних источников облучения, представлена в таблице 2.

Вклад в дозовую нагрузку внешнего и внутреннего облучения почвенной мезофауны

Объект исследования/номер штольни	Мощность дозы облучения дождевого червя, мкГр/час	
	Внутреннее облучение	Внешнее облучение
16*	206.47	61.7 E-01
16	12.92	8.45 E-01
Хвостохранилище	0.42	3.72 E-02
Садовые участки	1.28	11.35 E-02
32	2.19	1.94 E-01
11	0.57	5.10 E-02
9	0.85	7.63 E-02
11 бис	0.89	7.96 E-02

\* - почва с высохшего пруда отстойника

Наибольшему воздействию ионизирующего излучения подвергаются дождевые черви, обитающие на отвалах штольни №16, наименьшему - в районе хвостохранилища. Оценивая дозовую нагрузку на почвенную мезофауну, вклад от “блока радия” составляет около 62% от общей дозовой нагрузки, а от “блока урана” 38%. Это также связано с тем, что содержание <sup>238</sup>U намного больше в почве по сравнению с содержанием <sup>226</sup>Ra. Внутреннее облучение, как и при условии векового равновесия, вносит вклад около 97% дозовой нагрузки от всей цепочки уранового семейства.

#### Дозовые нагрузки на компоненты пресноводных экосистем

С помощью разработанных дозиметрических моделей и интегрального программного пакета ERICA были также реализованы оценки доз на представителей пресноводных экосистем в районе расположения ЛПО «Алмаз». Донные отложения, отобранные на территории хвостохранилища, содержат наибольшее количество радионуклидов, наименьшее - в районе расположения штольни №11 бис. В таблице 3 даны

значения дозовой нагрузки, рассчитанные с помощью формул для представителей пресноводных экосистем от инкорпорированных и внешних источников облучения.

Таблица 3

Вклад в дозовую нагрузку внешнего и внутреннего облучения хирономид

Объект исследования/номер штольни	Мощность дозы облучения хирономид, мкГр/час	
	Внутреннее облучение	Внешнее облучение
Хвостохранилище	311.35	19.55 E-01
Река Золотушка	32.88	2.06 E-01
11 бис	18.10	1,13 E-01

Из таблицы 3 видно, что хирономиды, обитающие в донных отложениях родника расположенного на территории хвостохранилища, подвергаются наибольшему воздействию.

Выполнена оценка доз облучения представителей пресноводных экосистем, в результате большого различия в концентрациях  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  (первого больше чем второго в 5,4 раза), вклад "блока урана" составляет около 72%, а "блока радия" - 28%. Такое соотношение рассматриваемых показателей характерно и для травянистой растительности. Вклад внутреннего облучения составляет 99% от суммарной дозовой нагрузки. Максимальную дозу облучения получают бентосные организмы, минимальную - травянистая растительность.

Дозы внутреннего облучения компонентов окружающей среды формируются в основном за счет инкорпорированных  $\alpha$ -излучающих радионуклидов. Результаты оценки дозовых нагрузок на биоту с учетом относительной биологической эффективности (ОБЭ)  $\alpha$ -излучения, могут существенным образом варьировать. Значения этого показателя по данным различных исследователей находятся в диапазоне 1-20. При этом рекомендованная величина составляет 5. В то же время значение ОБЭ  $\alpha$ -излучающих радионуклидов, используемое в программном пакете ERICA, равно 10. Таким образом, уточнение рассматриваемого показателя является необходимым условием адекватных оценок дозовых нагрузок на биоту на территориях, загрязненных ТЕРН.

## РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА СЕЛИТЕБНОЙ ЗОНЫ ОЗЕРА ИССЫК-КУЛЬ

М.М. Кидибаев, Т.С. Королева

*Институт физико-технических проблем и материаловедения им. Академика  
Ж.Ж. Жеенбаева НАН КР, 720071, Кыргызстан, Бишкек, пр. Чуй 265-а*

Радиоэкологическая обстановка в местах компактного проживания населения формируется за счет совокупного действия факторов влияния естественного и искусственного (техногенного) происхождения.

Такие природные источники радиационного воздействия, как космическое излучение; излучение от ненарушенных горных пород, внутреннее облучение природными радионуклидами, содержащимися в организм, попадающими в человека с пищей и водой; внешнее облучение, обусловленное строительными материалами жилища, создают определенный, практически постоянный, уровень облучения населения. В принципе, данный уровень облучения можно в полной мере назвать "природным радиационным фоном", характерным для той или иной территории. Контроль космического излучения в настоящее время считается нереальным, поэтому данный вид радиационного воздействия выведен из области действия Норм радиационной безопасности. Оценка уровня облучения населения от указанных источников излучения в первую очередь важна для сопоставления с уровнями облучения, от других природных и техногенных источников.

Естественный радиационный фон Иссык-Кульской области, обусловленный излучением горных пород (165 нЗв/ч) [1,2], можно считать в целом нормальным и не превышающим регламентированных уровней. Дополнительно к излучению горных пород на открытой местности необходимо добавить мощность дозы ионизирующей компоненты космического излучения, составляющую, по оценкам, сделанным при помощи специализированной программы CARI-6 и данных работы [3], 64 нЗв/ч.

Использование прикладного программного пакета CARI-6, позволило рассчитать мощность эффективной дозы космического излучения в зависимости от географических координат, высоты над уровнем моря и цикла Солнечной активности.

При расчете уровней облучения населения необходимо учитывать, что систематические измерения мощности дозы ионизирующего излучения в жилищах для Иссык-Кульской области не проводились.

По отношению к озеру Иссык-Куль и учитывая геологическую особенность территории, Иссык-Кульскую область можно условно разделить на северную и южную части. По результатам инструментальных замеров мощности экспозиционной дозы в жилых помещениях были получены средние значения гамма-излучения для севера -  $14 \pm 6$  мкР/ч (42 замера), для юга -  $18 \pm 6$  мкР/ч (374 замера). Замеры мощности экспозиционной дозы проводились в 9 населенных пунктах. По полученным результатам можно выделить поселок Каджи-Сай на юге области, где возможно техногенное загрязнение (среднее значение мощности дозы  $20 \pm 6$  мкР/ч). На открытой территории эта цифра составила от 20 до 28 мкР/ч. Результаты замеров в пос. Каджи-Сай в целом соответствуют данным, представленным в работах [3,4]. Среднее значение мощности экспозиционной дозы в жилище для Иссык-Кульской области составило 17 мкР/ч. Данные по мощности экспозиционной дозы гамма-излучения в жилых помещениях представлены в таблице.

На рис.1 наглядно представлены результаты измерений по отдельным населенным пунктам. Учитывая конструктивные различия между зданиями сельского типа и зданиями городского типа, вся выборка была разделена на две подвыборки жилищ (рис. 2).

Различия значений мощности экспозиционной дозы в жилых помещениях могут быть обусловлены как конструктивными особенностями зданий, присущими тому или иному типу материала стен, так и радиационными характеристиками самого строительного сырья.

Существует статистически значимое различие между отдельно взятыми населенными пунктами, но не прослеживается значимого различия между населенным пунктом (г.Чолпон-Ата) северной части области и остальными населенными пунктами на юге области. Такие близкорасположенные населенные пункты как Каракол, Липенка и Чирак имеют примерно одинаковые значения мощности экспозиционной дозы и статистически значимо отличаются от остальных населенных пунктов. Близкое значение мощности дозы в жилищах имеет пос. Каджи-Сай.

В подвыборках, созданных в соответствии с типом зданий наблюдается четкое статистически значимое различие (рис.2).

Таблица

Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в жилых помещениях

№	Населенный пункт	Число замеров	Мощность экспозиционной дозы, мкР/ч
Север			
1	Чолпон-Ата	42	$14 \pm 6$
Юг			
2	Ак-Терек	50	$17 \pm 6$
3	Барскоон	50	$17 \pm 4$
4	Богатыровка	50	$15 \pm 6$
5	Каджи-Сай	50	$20 \pm 6$
6	Каракол	47	$18 \pm 6$
7	Липенка	36	$19 \pm 6$
8	Саруу	41	$16 \pm 4$
9	Чирак	50	$20 \pm 6$

Зависимость значений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения от материала несущих стен и от года постройки зданий представлены на рис. 3 и 4.

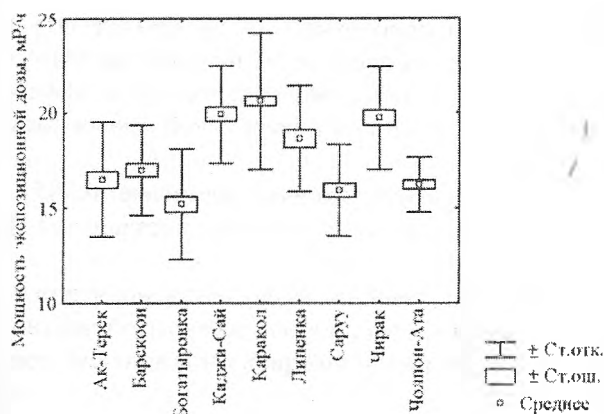


Рис. 1. Распределение мощности экспозиционной дозы по населенным пунктам

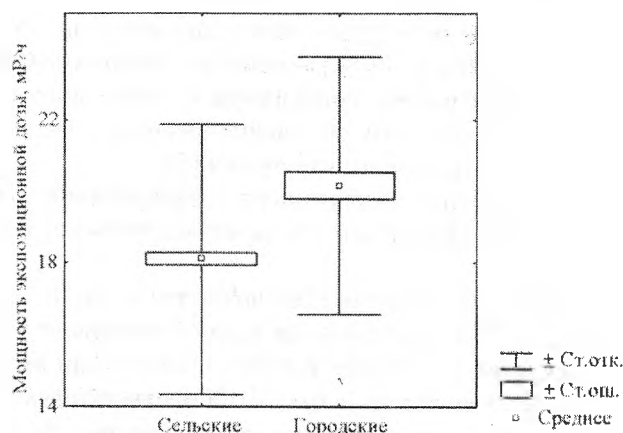


Рис. 2. Зависимость мощности экспозиционной дозы от типа зданий

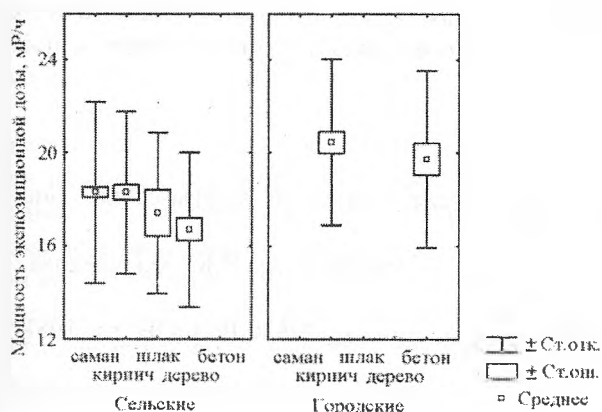


Рис.3. Зависимость значений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения от материала несущих стен

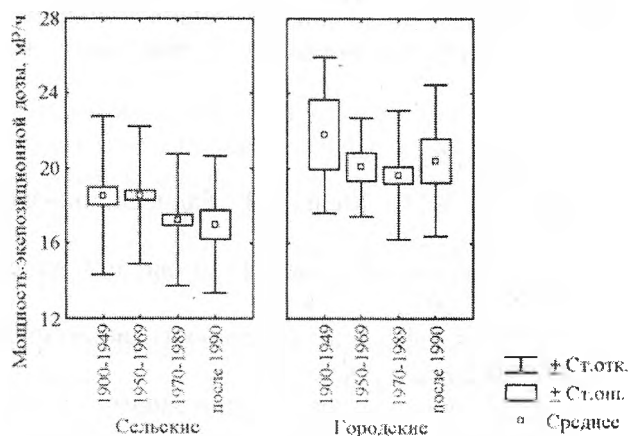


Рис. 4. Зависимость значений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения от года постройки зданий

Представленная зависимость мощности экспозиционной дозы от материала несущих стен в принципе указывает на ожидаемые результаты (рис.3). Самые низкие значения в зданиях сельского типа с деревянными несущими стенами. В зданиях сельского типа с таким материалом как глина и кирпич, наблюдаются наиболее высокие значения мощности экспозиционной дозы. Здания городского типа с кирпичными несущими стенами статистически значимо различаются от зданий сельского типа вне зависимости от материала несущих стен.

На рис. 4 прослеживается некоторая тенденция к снижению значений мощности экспозиционной дозы гамма-излучения от года постройки зданий в зданиях сельского типа. В зданиях городского типа статистически значимых различий от года постройки зданий не наблюдается.

Полученные результаты, в принципе, могут быть в дальнейшем уточнены, но в целом достаточны для общей оценки облучения населения в жилищах. Для оценки облучения населения было принято, что общее время пребывания в помещениях составляет 7000 ч/год. При расчетах был использован рекомендованный Публикацией 51 МКРЗ [4] переходный коэффициент между экспозиционной дозой и эффективной дозой, равный  $0,69 \cdot 10^{-2} \text{ Зв} \cdot \text{Р}^{-1}$ . Расчетное значение годовой эффективной дозы облучения, обусловленной внешним ионизирующим излучением в жилищах составит 0,82 мЗв/год.

В данную величину входит вклад излучения от строительных материалов, экранированного стенами излучения горных пород на открытой местности и экранированного конструктивными элементами здания космического излучения. При расчетах было сделано предположение, что используемый дозиметрический прибор адекватно измерял ионизирующую компоненту космического излучения. К полученной величине необходимо добавить вклад нейтронной компоненты космического



излучения, не регистрируемой стандартными дозиметрическими приборами. Это можно сделать с использованием данных расчетов по программе CARI-6, если принять следующие предположения:

- \* нейтронная компонента космического излучения вносит дополнительный вклад в эффективную дозу облучения, равный 30-35 % от вклада фотонной и ионизирующей компоненты космического излучения [5];
- \* средний коэффициент экранирования космического излучения зданиями составляет 0,8 [5].

Годовая эффективная доза от космического нейтронного излучения в жилищах составила 0,14 мЗв/год.

Используя значение 1760 ч/год для времени пребывания вне помещений было получено, что суммарная годовая эффективная доза облучения от гамма-излучения горных пород на открытой местности составляет 0,29 мЗв/год. Дополнительный вклад от ионизирующей и нейтронной компонент космического излучения на открытой местности равен 0,14 мЗв/год.

Доза внутреннего облучения, формируемая космогенными радионуклидами и радионуклидами попадающими в организм человека с пищей и водой ( $^{40}\text{K}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$  и др.) практически одинакова для всех людей. В общей сумме она составляет 0,29 - 0,33 мЗв/год [3,5,6,].

Таким образом, годовые эффективные дозы от космического излучения, внешнего излучения радионуклидов ненарушенной земной коры, строительных материалов и внутреннего облучения долгоживущими природными радионуклидами составляют для Иссык-Кульской области 1,70 мЗв/год. Данная величина в 1,5 раза выше, чем среднемировое значение, оцениваемое в 1,15 мЗв/год [5].

### Литература

1. Карпачев Б.М., Менг СВ. Радиационно-экологические исследования в Кыргызстане. Бишкек.2000. С. 59-62.
2. Хирургические заболевания щитовидной железы:// Под ред Д.С. Рафибекова, И.К. Акылбекова. - Бишкек., 2001.
3. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. Доклад НКАДР ООН за 1988г. М.:Мир, 1992. в 2-х томах.
4. Данные для использования при защите от внешнего излучения. Публикация 51 МКРЗ. М.: Энергоатомиздат. 1993.
5. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2000. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. UN. New York, 2000.
6. Leung J.K.C., Tso M.Y.W., Ho C.W. Behavior of  $^{222}\text{Rn}$  and its progeny in high-rise buildings // Health Phys. 1998. V. 75, No 3. P. 303-312.

## РАДОН – ГАЗ, ПРО КОТОРЫЙ НУЖНО ЗНАТЬ ВСЕ...

М.М. Кидибаев

*Институт физико-технических проблем и материаловедения  
им. Академика Ж.Ж. Жеенбаева НАН КР, 720071, Кыргызстан, Бишкек, пр. Чуй 265-а*

Мы часто говорим о неблагоприятности окружающей среды, считая при этом, что опасность исходит, прежде всего от загрязнения воздуха, воды и почвы. И, как правило, забываем, что большую часть времени мы проводим в помещении (до 80%). Эксперты Всемирной Организации Здравоохранения пришли к выводу, что "качество воздуха, характерное для внутренней среды различных построек и сооружений, оказывается более важным для здоровья человека и его благополучия, чем качество воздуха вне помещения". Известен термин "жилищные болезни", т.е. болезни, которые определяются характером жилищных условий человека.

Существует множество канцерогенных веществ, находящихся в воздухе жилых помещений и являющихся вредными для организма человека. Наряду с такими канцерогенами как асбест, бензол, винилхлорид, кадмий нужно особо отметить и радиоактивный радон - один из опаснейших канцерогенов. Опасность радона заключается в том, что по сравнению с другими канцерогенами он является газом без цвета и запаха и это свойство дает ему возможность накапливаться в помещении, оставаясь незамеченным. Радон и торон ( $^{220}\text{Rn}$ ) являются, как и их "родители" уран, торий, радий - альфа-

излучателями. В процессе распада они продуцируют целое семейство других альфа-излучателей, которые в целом называются дочерними продуктами распада (ДПР). Причем, в отличие от радона и торона продукты их распада представляют собой не газы, а твердые вещества - нестабильные изотопы свинца, висмута, полония, таллия. При дыхании именно они осаждаются в легких человека и облучают их, являясь сами по себе мощными источниками альфа-излучения.

При дыхании в легкие за одну минуту попадают миллионы радиоактивных атомов радона и его ДПР. Они оседают на стенках респираторного тракта (в первую очередь в бронхиальном и пульмональном отделах легких), производя внутреннее массированное облучение. Опасность радона заключается в том, что вследствие внутреннего облучения легочной ткани он способен вызывать рак легких. Подсчет вклада радона в формирование средней дозы облучения человека в процессе его жизни дает неожиданные результаты. Если космическое излучение дает вклад в общую дозу облучения 16%, естественное внешнее гамма-излучение до 20 %, внутреннее облучение от природных радионуклидов 12 %, то средний вклад радона оценивается в 52 %. Для отдельных территорий с повышенными уровнями радона в помещениях вклад радона в облучение от природных источников радиации может достигать до 90 %, а сами уровни облучения приближаться к уровням, соответствующим облучению профессиональных работников ядерной промышленности.

Земная кора с самого момента своего образования содержит естественные радиоактивные элементы, которые создают естественный радиационный фон. Повсеместно, в горных породах, почве, атмосфере, водах, растениях и тканях живых организмов в заметных количествах присутствуют естественные радиоактивные изотопы.

Радон и торон присутствуют на поверхности Земли повсеместно, поскольку все породы содержат рассеянные уран и торий, в среднем на уровне 2,5 (грамм/тонн.) К зонам повышенного риска относят регионы, где на поверхность земли выходят граниты, гнейсы, фосфориты и другие породы с содержанием урана и тория до 100 г/т и более. Радон в недрах земли распространен хоть и повсеместно, но крайне неравномерно. Это связано с тем, что радон накапливается в тектонических нарушениях, куда он поступает по системам микротрещин из пор и трещин горных пород, также он может собираться в больших количествах в различных горных разломах. Поэтому если даже на интересующей нас территории нет пород с высоким содержанием урана и тория, то еще рано говорить о радоновой безопасности. Кроме недр земли, источниками поступления радона атмосферу жилых помещений являются строительные материалы, из которых построено здание (цемент, щебень, кирпич, керамзит и т.д.). Радон может поступать в помещение с водопроводной водой, бытовым газом и другими продуктами жизнеобеспечения.

Исторически вредное влияние радона на человеческий организм впервые было замечено на урановых рудниках Европы в Южной Германии и Чехии, когда анализ причин смерти работников шахт показал, что от 30 до 50 % горняков, работающих в урановых шахтах, умирает от рака легких. После выявления данного факта работы по изучению радиационного воздействия радона стали интенсивно развиваться.

Интерес к радиологическому воздействию радона на население в США, Англии, Франции и Скандинавских странах возник в начале 80-х годов и был обусловлен тем, что до этого времени исследования в данном направлении не проводились. Однако первые же работы показали, что концентрация радона в воздухе жилых домов, особенно одноэтажных, часто превышает даже уровень предельно допустимых концентраций (ПДК), установленных для работников урановых рудников. Согласно расчетам Британского национального Бюро защиты от радиации, в Великобритании ежегодно погибают 2500 человек от рака легких, вызванного радоном. Повышенному воздействию радиации за счет радона подвергаются жители более 75 тысяч домов. По данным Агентства окружающей среды в США ежегодно около 20 тысяч онкологических заболеваний инициируется радоном и продуктами его распада.

В России и странах СНГ широкомасштабные исследования радоновой проблемы начались в начале 90-х годов. Правительством России в настоящее время в рамках программы: «Ядерная и радиационная безопасность России» проводятся работы по обеспечению безопасности населения от природных источников излучения и, в частности, радона. Ранее в России была принята и реализована Федеральная целевая программа "Радон". В соответствии с этими программами проводились обследования территорий и отдельных домов с целью выявления и оценки опасности для населения радиационного фактора, вызываемого радоном.

Исследования показали, что иногда в районах, которые принято считать радиационно-чистыми, возникают ситуации необоснованного облучения людей дозами, величины которых сопоставимы с

дозами профессионального облучения, возникающими на предприятиях атомной энергетики и атомной промышленности, либо с дозами обусловленными последствиями серьезных радиационных аварий.

В Кыргызстане такого рода исследования не проводились, несмотря на то, что большая часть территории страны и проживающего на ней населения оказались под воздействием негативных факторов естественного происхождения - повышенного радиационного фона. Первые радиометрические исследования территории Кыргызстана проводились еще в 50-х с целью поисков месторождений радиоактивных руд. Позднее многие государственные и независимые экологические организации пытались дать радиационно-экологическую оценку исследуемых территорий. Однако, основное внимание уделялось урановым отвалам и хвостохранилищам, а также районам с повышенным естественным радиационным фоном. Как правило, такие аномальные районы располагаются высоко в горах или же занимают территории, не являющиеся местами проживания людей.

Мы попытались восполнить этот пробел. Силами Иссык-Кульского государственного университета (г. Каракол), Института физики НАН КР и Уральского государственного технического университета (г. Екатеринбург) были впервые проведены массовые обследования территории Иссык-Кульской области. Финансирование проведенных работ осуществлялось за счет Иссык-Кульского госуниверситета и МНТЦ. Российская сторона выполняла методическое, метрологическое и аппаратное обеспечение проводимых работ. Выбор территории был не случаен. Озеро Иссык-Куль и территория Иссык-Кульской области не только являются курортной зоной, но и входят в состав биосферного резервата, в связи, с чем являются зоной особого наблюдения у экологов. Геолого-геофизические особенности территории явились еще одним фактором при выборе района наших исследований.

В ходе проведенных работ с периода 1999 по 2002 было показано, что в целом радиационную обстановку в жилищах на территории обследованных населенных пунктов можно назвать удовлетворительной и не превышающей определенных допустимых уровней. В качестве допустимого уровня был использован принятый в российских НРБ-99 уровень эквивалентной равновесной объемной активности радона (ЭРОА) для эксплуатируемых зданий  $200 \text{ Бк/м}^3$ . В ходе проведенных исследований возникли вопросы ответы на которые мы можем дать только в ходе дополнительных исследований. Это, к примеру, содержание радионуклидов в строительных материалах, содержание радона в воде, радоновые источники и ряд других.

Опираясь на Доклад Международной комиссии по радиологической защите (Публикация 65 МКРЗ) хотелось бы рекомендовать исследовательским организациям, при проведении любых радиологических исследований принять во внимания один из важнейших дозообразующих факторов - радон. Практически, выполнение подобного рода обследований может провести администрация любой области или района с привлечением квалифицированных специалистов. Системное обследование территорий даст возможность выявить жилые помещения с повышенной радоноопасностью, разработать и принять меры по снижению вредного воздействия радона и продуктов его распада на население, и, как следствие, к снижению тяжелых и трудноизлечимых онкологических заболеваний, связанных с воздействием радона. Необходимым является, ознакомление через средства массовой информации широкого круга населения с объективными данными по радоноопасности того или иного региона, основанными на реальных исследованиях, а не на предрассудках и эмоциях. Немаловажным фактором, является информированность населения о мерах борьбы с этой опасностью и проведении профилактических мероприятий по снижению концентрации радона в помещениях.

## ПЛАЦЕНТА КАК БИОМАРКЕР ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ УРАНОМ И ТОРИЕМ

Ж.А. Мадыкова

*Институт медицинских проблем, Южное отделение Национальной академии наук Кыргызской Республик., г. Ош.*

**Актуальность.** Радиоактивное загрязнение окружающей среды является острой проблемой экологии Кыргызстана. Для определения загрязнения окружающей среды наиболее информативной считается биосреда. Белеков Т. Б., Жунушов А. Т. и др. [2] исследовали биосреды (мышцы, печень, сердце, легкие, селезенка, кости трубчатые, грудная кость, копыта, рога, содержимое рубца, кал, моча, кровь, шерсть, проба молока коров) крупного, мелкого рогатого скота и кроликов на содержание радионуклидов, у животных, пасущихся в урановых биогеохимических зонах. Проведенные исследования показали, что уран неравномерно распределяется по органам и тканям сельскохозяйственных животных. Отмечено высокое содержание урана в мышцах, сердце, печени, желчи, костной ткани в золе от 3,31 до  $12,17 \cdot 10^{-4}$  %, это является опасным для людей. Д. И. Айтматова [1] исследовала содержание радионуклидов в волосах, ногтях людей и в растениях в Сумсаре и Майлуу-Суу. Проведенное исследование в волосах и ногтях людей показало высокое содержание следующих микроэлементов: Cr, As, U, Sb, Fe, Mn - в ногтях; Cr, Sr, U - в волосах; на полиметаллическом месторождении Сумсар: Cr, Fe, Sb, U - в ногтях; Cr, Fe - в волосах. В то же время исследование плаценты на содержание радионуклидов не проведено. Плацента является барьером и может содержать больше радионуклидов, по сравнению с другими биосубстратами.

**Цель и задачи исследований.** Выявить биомаркерные свойства плаценты, для определения загрязнения окружающей среды радионуклидами.

**Материалы и методы.** Материалом служила 91 плацента, полученная от женщин, проживающих на территории Майлуу-Суу. После морфометрических исследований плаценту на фарфоровой посуде сжигали в муфельной печи при температуре от 600 до 900 градусов для определения радионуклидов урана и тория. Метод определения урана и тория в плаценте - рентгеноспектральный.

Для измерения уровня гамма-излучения пользовались гамма-радиометрами Eberline (FH40 F2) с рабочим диапазоном от 0,01 мкЗв/час до 10 мкЗв/час, и дозиметрами советского производства РЗС-10 НЗ, 1999 г. и СРП - 08-01, Тип РПГ 4-01, № 904, 1984 г. Радиометрические измерения проводили в домах и во дворе (если частный дом, тогда на всей территории хозяйства). Всего проведено 89 замеров в различных частях - зонах города.

**Полученные результаты.** Для оценки загрязнения окружающей среды радионуклидами, использовали ранее предложенные зоны [3].

**Первая зона** - Сары-Бээ, расположена выше хвостохранилищ, отвалов и шахт. Население проживает в частных и этажных домах, радиационный гамма фон в пределах 40 мкР/ч - 640 мкР/ч. Из этой зоны исследовано 15 плацент. Содержание урана в плаценте составляет -  $0,33 \text{ мг/кг} \pm 0,2$  ( $P < 0,05$ ), тория -  $0,25 \text{ мг/кг} \pm 0,1$  ( $P < 0,05$ ).

**Во второй зоне**, Южный Кайрагач, население проживает в основном в частных домах. Из них 65% построек - новые, которые расположены на местах добычи руд, в преддверии шахт, на путях транспортировки руд и на отвалах. Здесь радиационный фон составляет 40 мкР/ч - 3000 мкР/ч, радиационный фон на пеших и транспортных дорогах - до 750 мкР/ч. При измерении растений, незрелых плодов ореха, персика, яблони, растущих вблизи отвалов, гамма излучение составляло 28 - 62 мкР/час. Содержание цезия в иле реки Майлуу-Суу - 84,7 Бк/кг. Из этой зоны исследовано 16 плацент. Содержания урана -  $0,93 \text{ мг/кг} \pm 0,2$  ( $P < 0,001$ ), тория -  $0,27 \text{ мг/кг} \pm 0,12$  ( $P < 0,05$ ).

**В третьей зоне**, центральная часть города, где имеются многоэтажные дома, питьевую воду население употребляет из водопровода. Гамма фон местами достигает 40 мкР/ч - 145 мкР/ч. Из этой зоны исследовано 29 плацент. Содержание урана -  $0,71 \text{ мг/кг}$  ( $P < 0,001$ ), тория -  $0,22 \text{ мг/кг} \pm 0,13$  ( $P < 0,001$ ).

**В четвертой зоне**, Северный Кайрагач, радиационный фон в пределах нормы. Содержание цезия в иле реки Майлуусуу - 83,2 Бк/кг. Население употребляет воду из родника или реки. Определение радона в воздухе и исследование воды на содержания урана не проводились. Из этой зоны исследовано 13 плацент. Содержание урана -  $0,044 \text{ мг/кг} \pm 0,01$  ( $P < 0,05$ ), тория -  $0,25 \text{ мг/кг} \pm 0,1$  ( $P < 0,05$ ).

**В пятой зоне**, Кок-Таш, расположенной на 8-12 км ниже по течению реки от основных отвалов и

хвостохранилищ, радиационный фон-в пределах нормы, но часть населения употребляет речную воду, загрязненную радионуклидами. Из этой зоны исследовано 18 плацент. Содержания урана -  $0,88 \text{ мг/кг} \pm 0,5$  ( $P < 0,001$ ), тория -  $0,22 \text{ мг/кг} \pm 0,1$  ( $P < 0,001$ ). При анализе веса плаценты было установлено, что чем больше содержание урана и тория, тем больше был вес плаценты, т.е. произошла гипертрофия в целях защиты плода от попадания радионуклидов. Кроме того, содержание радионуклидов зависело от количества родов женщин. Чем больше родов, тем количество радионуклидов в плаценте было меньше, т.е. чем моложе роженица, тем накопление радионуклидов в ее организме происходит быстрее [2].

Таблица 1

Сравнительные данные содержания урана и тория (мг/кг), в плаценте рожениц по распределенным зонам в городе Майлуу-Суу

Зоны	Количество обследованных (91)	Среднее количество радионуклидов в плаценте			
		Урана (мг/кг)	P<	Тория (мг/кг)	P<
Сары-Бээ	15	$0,33 \pm 0,2$	0,05	$0,25 \pm 0,1$	0,05
Южный Кайрагач	16	$0,93 \pm 0,2$	0,001	$0,27 \pm 0,12$	0,05
Центр города	29	0,71	0,001	$0,22 \pm 0,13$	0,001
Северный Кайрагач	13	$0,044 \pm 0,01$	0,05	$0,25 \pm 0,1$	0,05
Кок-Таш	18	$0,88 \pm 0,5$	0,001	$0,22 \pm 0,1$	0,001

Из таблицы видно более высокое содержание урана по сравнению с торием. Высокая концентрация радионуклидов выявлена в зоне Южный Кайрагач и в Кок-Таше, где население употребляет загрязненные радионуклидами грунтовые воды, из-под хвостохранилищ №3(М42), №5(М18) и №8(М48), содержащие уран соответственно в объемах 1648 мкг/л, 1938 мкг/л, 131,4 мкг/л [1].

Также учтем, что в условиях юга Кыргызстана, во время таяния снега и весенних паводков часто происходят селевые потоки, которые, смывая радионуклиды из отвалов и хвостохранилищ, впадают в реку Майлуу-Суу.

По сравнению с ногтями и волосами которые растут со скоростью 1/8-1/4 дюйма в месяц плацента кумулирует в себе радиоактивные элементы в течение 9 месяцев. Во-вторых плацента как защитный орган с большим кровотоком может кумулировать больше химических соединений по сравнению с другими биоматериалами. В-третьих, плацента - отходный биоматериал. Поэтому целесообразно использование плаценты в качестве биомаркера.

#### Выводы

1. В условиях города Майлуу-Суу, где раньше добывался уран, во всех пробах плаценты обнаружены уран и торий.
2. Наибольшие количества урана и тория выявлены в зоне Южный Кайрагач, в расположенных там отвалах и на путях транспортировки руд во время добычи, а также в зоне Кок-Таш, где население употребляет воду из реки. В Кок-Таше источником загрязнения плаценты является загрязненная вода радионуклидами.
3. Плаценту можно использовать в качестве высоко информативного биомаркера для определения загрязнения окружающей среды радионуклидами.

#### Литература

1. Айтматова Д. И. Автореферат «Воздействие горнодобывающей промышленности на окружающую среду и население горного обрамления Северной Ферганы (на примере рудников Майлуу-Суу, Сумсар, Чадак и Чаркесар)». Бишкек 2004.
2. Белеков Т. Б., Жунушов А. Т. и др. соавт. Биологический мониторинг урана в организме сельскохозяйственных животных геохимических провинций Кыргызстана //Материалы международной научно-практической конференции, посвященной 100-летию со дня рождения академика М.Н.Луцихина «Биотехнология в мире животных и растений». Бишкек 2005. С.180-184
3. Тойчуев Р.М., Тостоков Э.Т., Салиева Н.С., Пулатова М. Морфометрические изменения плаценты, в зависимости от количества родов, в условиях города Майлуу-Суу//Материалы IV международной научно-практической конференции, посвященной 50-летию со дня организации филиала №2 Государственного научного центра – институт биофизики «Медицинские и экологи-

гические эффекты ионизирующего излучения» Северск-Томск. 11-12 апреля 2007. С.86-87

4. Тостоков Э.Т. Морфометрические особенности содержащих уран и торий плацент у женщин, проживающих в городе Майлуу-Суу /Материалы IV международной научно-практической конференции, посвященной 50-летию со дня организации филиала №2 Государственного научного центра – институт биофизики «Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения» Северск-Томск. 11-12 апреля 2007. С.87-89

## ПРИБОР ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИИ РАДОНА В ВОЗДУХЕ

С. Маматибраимов

Лаборатория ядерно-физических проблем ИФТПИМ НАН КР. 720071

г. Бишкек, пр. Чуй 265 а, тел:39-19-45 факс:64-27-15. E-mail: sadirdin55@mail.ru

Международная комиссия по радиационной защите, в соответствии с имеющимися данными, рекомендовала [8] верхнюю границу концентрации радона в воздухе жилых помещений считать равной  $200 \text{ Бк/м}^3$ , т.е.  $0,2 \text{ Бк/л}$ . Метод, описанный в работе [9] позволяет определять концентрацию радона от  $0,1 \text{ Бк/л}$  и выше. Чувствительность эманационных приборов такого же порядка [6,7], что не позволяет достоверно определять низкие концентрации радона в воздухе.

Одним из способов достижения высокой чувствительности является осаждение радона и (или) продуктов его распада на фильтрах, путем прокачки больших объемов воздуха, с последующим измерением этих фильтров на установках общего  $\alpha$ - или  $\beta$ -счета (см. напр. [4]). При этом нет гарантий, что фильтры «непрозрачны» для радона и (или) продуктов его распада. При этом коэффициент «прозрачности» может зависеть от влажности воздуха, температуры окружающей среды и других факторов. Применение методов  $\gamma$ -спектрометрии в этом случае также не оправдано из-за высокого фона  $\gamma$ -спектрометра и невозможности отделения продуктов распада радона, находящиеся в окружающих материалах от образовавшихся от распада радона в воздухе.

Нам представляется наиболее приемлемым в данном случае эманационный способ, который после доработки может быть использован для автоматического определения концентрации радона в воздухе без предварительной обработки проб или концентрирования радона.

Чтобы уверенно определить предельно-допустимую концентрацию радона в воздухе, нужно уверенно регистрировать активности –  $\leq 5,0$  расп./мин. для эманометра «Радон». Указанные величины активности в расп./мин. для этих приборов по величине соизмеримы с собственным фоном приборов.

Уменьшить фон приборов можно, если:

1. тщательно подобрать элементы схемы по минимуму шумов;
2. изменить логику построения принципиальной схемы приборов, т.е. отказаться от традиционных составляющих:
  - предусилитель (повторитель с высоким входным сопротивлением);
  - формирователь и дискриминатор импульсов;
  - зарядочувствительный усилитель – з.ч.у. (преобразователь ток-напряжение);
  - дискриминатор импульсов по форме.

Первый способ трудно реализуемый и мало эффективный, так как необходимо из большого число элементов схемы, включая дорогостоящие фотоумножители, выбрать соответствующие требованиям эксперимента. Наиболее дешевый и эффективный – второй.

В основу зарядочувствительного усилителя (з.ч.у.) положена схемотехника, хорошо описанная в работах [1, 2]. Параметры з.ч.у. выбраны таким образом, чтобы фронт импульса составлял  $10 \text{ мкс}$ . В качестве формирователя импульсов использован ф.в.ч. [5], формирующий спад величиной около  $10 \text{ мкс}$  и добротностью ф.в.ч., равной  $0,7$ .

Комплекс мероприятий, выполненных по указанному алгоритму, позволил уменьшить фон приборов более чем на порядок. Это позволило измерять концентрацию радона непосредственно в пробах воздуха без предварительного его концентрирования.

На рисунке 1 внешний вид прибора для определения концентрации радона в воздухе.

### Работа с прибором.

При включении, в течение 10 секунд, на индикаторе отображается напряжение питания прибора, которое должно быть в пределах  $+10 \div 14$  вольт (например:  $+12,43$  вольт  $\rightarrow$  "12.43"). После начинается продувка камеры и одновременно забор пробы из воздуха. Время продувки – 1 мин.

Каждую минуту происходит перевод накопленных импульсов в «беккерели», что осуществляется программно. Известно, что 1 Бк соответствует 1 распаду в секунду/м<sup>3</sup>. Пересчитаем объём камеры прибора в м<sup>3</sup>.  $1000\text{л}/0,5\text{л}=2000$ . Т.е.  $K=2000/60=33.3(\text{распада})/2\approx 17$ . Таким образом,  $N(\text{имп.}) \times 17/\tau(\text{мин.})=C_{\text{Rn}}(\text{Бк})$ , где  $\tau(\text{мин.})$  – время экспозиции. Вывод результатов проводится каждую минуту в беккерелях.

Верхний предел фона эманационной камеры для разработанного прибора составляет 0,4 расп./мин.

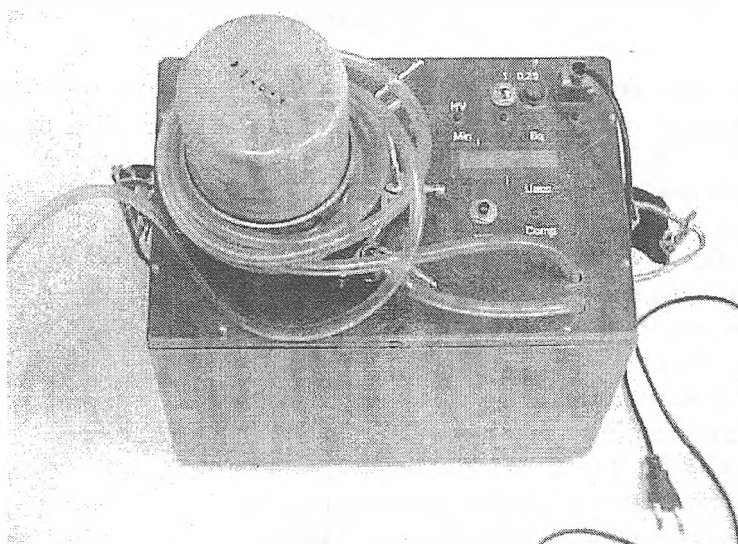


Рис.1. Внешний вид прибора для определения концентрации радона в воздухе

Поэтому за чувствительность прибора можно принять величину, превышающую фон в 3 раза, т.е. 1,2 расп./мин, что соответствует  $20 \text{ Вк}/\text{м}^3$ . Предельно допустимая концентрация радона в воздухе составляет  $200 \text{ Вк}/\text{м}^3$ , т.е. превышает чувствительность прибора в 10 раз и может быть замерена с погрешностью около 3 %.

Таблица 1

Результаты градуировки прибора для определения радона в воздухе

№№ пп	Эталон № 491	Коэффициент накопления	Кол-во рас- падов	Расп./мин	Приведенное значение (расп./мин)
1	$3,61 \cdot 10^{-10} \text{ г Ra}$	0,166	559	69,9	421
2	$3,61 \cdot 10^{-10} \text{ г Ra}$	0,309	1018	127,2	412
3	$3,61 \cdot 10^{-10} \text{ г Ra}$	0,415	1375	171,9	414
				Среднее:	416

$3,61 \cdot 10^{-10} \text{ г Ra}$  соответствует  $13,3 \text{ Вк}$ , или  $798 \text{ расп./мин}$ . Эффективность регистрации после 3-х часового накопления составляет 52,1%. Учитывая, что объём эманационной камеры составляет 0,5 л, находим, что 1 расп./мин соответствует  $17 \text{ Вк}/\text{м}^3$ .

Для изучения процесса переноса на метеостанции г. Кара-Балта был установлен прибор для автоматического определения концентрации радона в воздухе [3, 10]. Измерения проводились в условиях штиля, поэтому при наличии ветра возможен перенос радона на значительные расстояния.

Периодически, каждый час, на высоте 1 м над уровнем земли производится отбор проб воздуха и осуществляется его анализ.

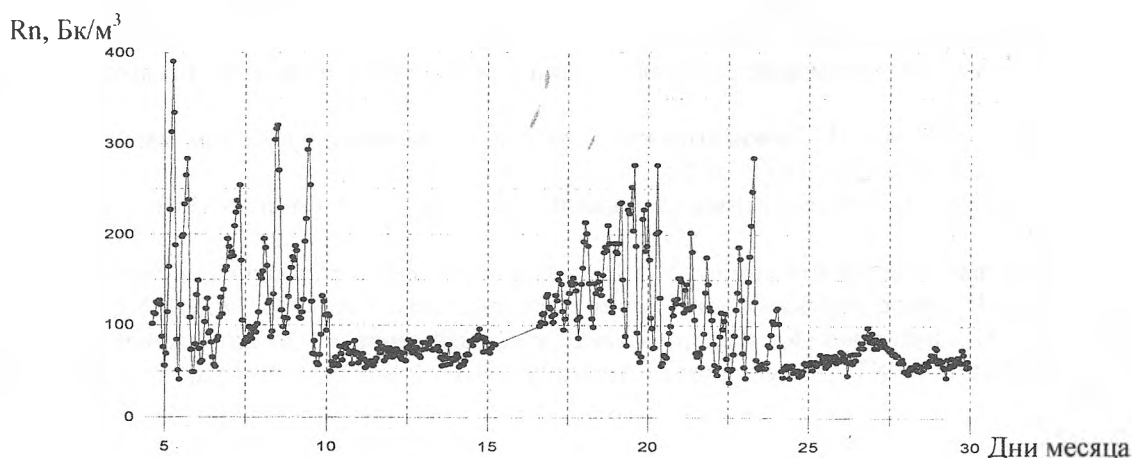


Рис.2. Концентрация радона в воздухе метеостанции Кара-Балты

За период наблюдений концентрация радона менялась от 7 Бк/м<sup>3</sup> до, более чем, 800 Бк/м<sup>3</sup> (ПДК – 200 Бк/м<sup>3</sup>), при среднем значении около 100 Бк/м<sup>3</sup>. Объяснить это превышение ПДК можно только воздушным переносом радона от хвостохранилищ КГРК.

Поэтому изучалась зависимость концентрации радона от направления ветра. Наглядный пример такой зависимости показан на рисунке 3. Здесь длина вектора обозначает концентрацию радона (расстояние от центра до точки), а угол – направление ветра (0 – север, 90 – запад, 180 – юг, 270 – восток).

Как видно из приведенной диаграммы – преимущественное направление ветра – западное. Учитывая период полураспада радона – 3,8 дня, преимущественное направления ветров с запада на восток и рельеф местности (сужение Чуйской долины с запада на восток) – перенос радона (до полного его распада) может осуществляться на сотни километров, достигая г. Бишкек и далее...

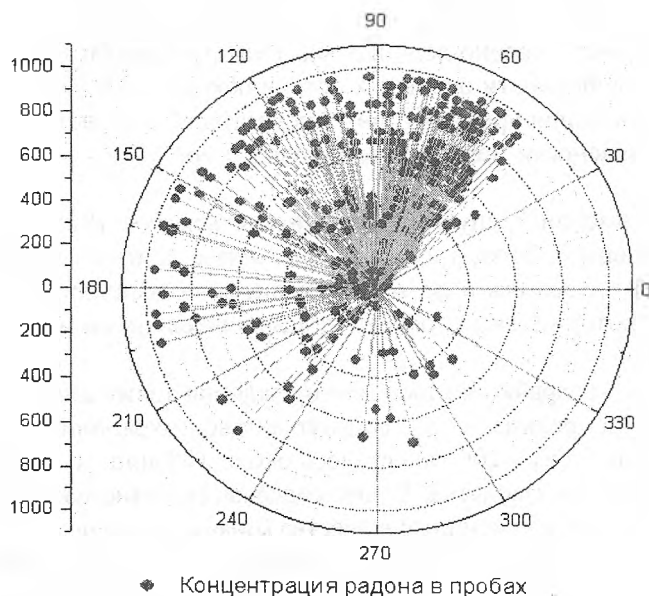


Рис. 3. Зависимость концентрации радона на метеостанции Кара-Балта от направления ветра

### Литература

1. Акимов Ю.К. и др. Полупроводниковые детекторы в экспериментальной физике. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 344 с.
2. Балдин С.А. и др. Прикладная спектрометрия с полупроводниковыми детекторами. –М.: Атомиздат, 1974. - 320 с.
3. Васильев И.А., Алехина В.М., Идрисова С., Маматибраимов С. Прибор и метод определения концентрации радона в воздухе / Наст. Сборник. – Бишкек: Илим, 2006. – С.140.
4. Виноградов Ю. Контролируем радон //Радио. - 2001. - № 1. - С.27-28.



5. Грэм Дж., Тоби Дж., Хьюлсман Л. Проектирование и применение операционных усилителей //Пер. с англ. - М: Мир, 1974. - 510с.
6. Шашкин В.Л. Методы анализа естественных радиоактивных элементов. - М.: Госатомиздат, 1961. - 150 с.
7. Якубович А.Л., Зайцев Е.И., Пржиялговский С.М. Ядерно-физические методы анализа минерального сырья. - М: Атомиздат, 1973.- 392 с.
8. Castren O. Strategies to reduce exposure to indoor radon //Radiat. prot. dosim. – 1988. – V. 24. - № 1-4.- P. 487-490.
9. Salonen L. Measurement of low levels of  $^{222}\text{Rn}$  in water with different commercial liquid scintillation counters and pulse-shape analysis. - Liquid Scintillation Spectrometry. – 1992. - P.361-372
10. Vasiliev I.A. The instrument for determination of radon concentration in air. International Seminar “Commercialization of ISTC Project results”. September 13-15, 2004, Issyk-Kul Lake. – Kyrgyzstan

## ОЦЕНКА РИСКА ПРОРЫВА ГОРНЫХ ОЗЕР С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЕСТЕСТВЕННЫХ ИЗОТОПНЫХ ИНДИКАТОРОВ

Д.М. Маматканов, Т.В.Тузова, С.А.Ерохин

*Институт водных проблем и гидроэнергетики  
Национальной академии наук Кыргызской Республики,  
г. Бишкек, [tv\\_tuzova@mail.ru](mailto:tv_tuzova@mail.ru)*

Показана экологическая опасность прорыва высокогорных озер для речных бассейнов. Представлено распределение прорывоопасных озер по территории Кыргызской Республики и их оценка по степени прорывоопасности. Намечены пути уменьшения риска и ущербов от прорывов озер. Изложены результаты изучения общего содержания урана С и соотношения его четных изотопов  $\gamma=^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  во льдах и водах шести высокогорных морено-ледниковых озер Северного Тянь-Шаня. Выявлены уран-изотопные особенности основных источников питания этих озер. Показаны возможности использования уран-изотопных показателей в качестве одного из критериев оценки прорывоопасности моренно-ледниковых озер.

На территории Кыргызской Республики (КР) насчитывается 1925 высокогорных озер, из них около 100 озер имеют площадь более 1 км<sup>2</sup> [1-3]. Большинство населенных пунктов КР расположено в горных долинах вблизи русел рек и поэтому находится в опасной зоне воздействия селевых и паводковых потоков. Эти потоки бывают особенно разрушительными и катастрофическими при прорывах плотин горных озер.

В горных районах КР разрабатывались месторождения таких видов полезных ископаемых, как уран, золото, сурьма, ртуть, редкие земли. В десятках хвостохранилищ, отвалов и шламонакопителей, занимающих площадь более 1200 га, осталось около 100 млн. м<sup>3</sup> концентрированных массивов мелкодисперсных отходов производства. В них содержатся радионуклиды, соли тяжелых металлов (кадмий, свинец, цинк, ртуть), и токсичные вещества (цианиды, кислоты, силикаты, нитраты, сульфаты и др.). Загрязнение бассейнов рек Майлу-Суу, Нарын, Сырдарья, вероятность которого возрастет в результате прорывов горных озер, создает опасность трансграничного переноса загрязнителей на обширные территории Центральной Азии (ЦА), прежде всего Казахстана, Таджикистана и Узбекистана. Это может привести к необратимой деградации окружающей среды в локальном и региональном масштабах, росту экономической дестабилизации и политической напряженности, а также к выводу из оборота обширных сельскохозяйственных угодий. Кроме того, плотины озер являются объектами для реализации террористических техногенных катастроф с использованием взрывчатых веществ. Экологический контроль состояния окружающей среды в горных регионах в последнее время сильно снизился или вообще отсутствует. С некоторыми из отмеченных проблем человечество столкнулось впервые, и сегодня нет готовых аналогов и рецептов, которые можно было бы использовать для их решения. Поэтому оценка и снижение рисков и ущербов от прорывов горных озер ЦА является актуальной и важной задачей. Некоторые возможные пути ее решения предложены далее.

Среди опасных природных процессов в КР особой катастрофичностью отличаются селевые потоки, образующиеся при прорывах горных озер. В зону их поражения попадают отработанные урановые и редкоземельные хвостохранилища (Минкуш, Майлису, Каджитсай, Чон-Кемин и др.), населенные пункты, автодороги, линии электропередач, трубопроводы, земледельческие угодья и пастбища. За последние 60 лет зарегистрировано 72 опасных прорыва горных озер с большими зонами поражения речных долин, т.е. такие прорывы происходят 1-2 раза в год, нанося большие экологические изменения. Чтобы предотвратить катастрофические последствия прорывов горных озер, в КР с 1966 г. проводится их изучение, обследованы сотни озер, 332 из которых занесены в каталог прорывоопасных [1]. На рисунке 1 представлено распределение этих озер по территории Республики. Они в основном приурочены к ледниковым и моренно-ледниковым зонам формирования речных бассейнов.

Ранее была проведена типизация озер КР и сделана оценка прорывоопасности и селеопасности на основе разработанных в процессе их обследования критериев, в том числе и с использованием радиоактивных индикаторов [1-11]. По этим критериям определяется механизм прорыва озера, устанавливается степень (категория) его прорывоопасности, строится схема прорыва, рассчитывается величина расхода прорывного потока.

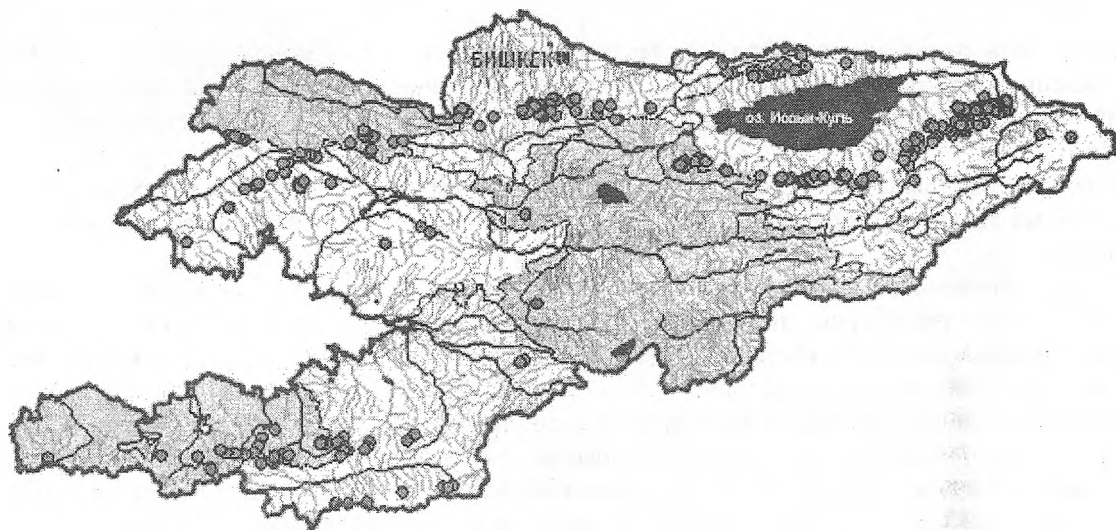


Рис.1. Распределение прорывоопасных высокогорных озер на территории КР

По генезису, характеру строения и составу своих плотин горные озера КР разделяются на следующие типы (а по особенностям морфологии озерных ванн, по условиям питания и стока - подтипы): тектонические; ледниковые (термокарстовые, подпруженные, внутриледниковые); моренно-ледниковые (внутриморенных депрессий и термокарстовых воронок); моренные; ригельные; завальные (завально-обвальные, завально-оползневые и завально-селевые). Из них наиболее прорывоопасными являются моренно-ледниковые озера, поскольку они могут прорываться как поверхностным, так и подземным путем при протаивании не только их дамб, но и сложенной моренными отложениями самой ванны озера.

По степени прорывоопасности озера делятся на три категории:

- 1 - наиболее опасные – озеро находится в стадии прорыва и требует особого внимания с целью предупреждения возможных катастрофических последствий прорыва;
- 2 – опасные – озеро приближается к стадии прорыва, однако непосредственной угрозы в настоящее время нет. На озере должны быть поставлены режимные наблюдения;
- 3 – менее опасные – озеро имеет предпосылки к прорыву в будущем, однако в настоящее время оно безопасно и должно обследоваться ежегодно в процессе аэровизуальных наблюдений.

Оценка прорывоопасности озер по категориям позволила выработать следующие рекомендации по устранению или уменьшению их опасности:

- проведение наземного обследования плотин наиболее прорывоопасных озер с целью определения механизма прорыва и расчета расхода прорывного потока;
- обследование селевых очагов вдоль русла прорывного потока;
- профилирование селеопасных горных долин с целью определения зон селевого и паводкового поражения;

- проведение профилактических мероприятий (укрепление плотин или искусственное частичное опорожнение озера) для предотвращения переполнения талыми водами ванны озера;  
строительство селеотводящих дамб, селехранилищ и защитных плотин;  
- разработка изотопных методов контроля за изменением состава вод гонных озер в процессе их развития.

Ранее на основе изучения содержания трития и четных изотопов урана в водах высокогорных озер нами показано [3-5, 9], что они формируются в основном из трех источников талых вод: атмосферные осадки, «древний» погребенный в моренные отложения лед и «молодой» лед ледника. Понятия «молодой» и «древний» являются относительными к разрезу морено-ледниковой толщи: лед более древний залегает ближе к подошве разреза. Оказалось, что воды этих трех типов отличаются по содержанию урана и отношению четных изотопов урана в них. В результате опробования на изотопный состав урана талых вод из источников формирования морено-ледниковых озер на северном склоне Кыргызского хребта в Северном Тянь-Шане установлено следующее [3-5].

Воды атмосферных осадков характеризуются ультранизким содержанием урана и равновесным соотношением его изотопов (общее содержание урана  $C = (4 - 6) \cdot 10^{-7}$  г/л; соотношение  $\gamma = {}^{234}\text{U}/{}^{238}\text{U} = 1,02 \pm 0,02$ ).

Талые воды погребенных льдов отличаются более высоким содержанием урана и неравновесным соотношением его четных изотопов за счет преимущественного выщелачивания из моренных отложений наиболее подвижного дочернего изотопа  ${}^{234}\text{U}$  ( $C = 2 - 30$ )  $\cdot 10^{-6}$  г/л;  $\gamma$  отклоняется от равновесия до 15-20%).

В талых водах ледников содержание урана больше чем в атмосферных осадках, но меньше чем в погребенных льдах, а соотношение его четных изотопов отличается от равновесного меньше, чем в последних.

Вода в морено-ледниковых озерах по значениям  $C$  и  $\gamma$  отличается от талых вод ледника и атмосферных осадков тем больше, чем больше в питании озера доля погребенных льдов, слагающих борта и днища озерных ванн и тоннелей каналов стока, что свидетельствует о нестабильности озера и повышении вероятности его прорыва.

Из шести обследованных на изотопный состав урана озер Северного Тянь-Шаня (три озера Тезтор в бассейне р.Адыгене, оз.Атджайлоо в бассейне р.Кегеты, оз.Кашкасу в бассейне р.Ала-Арча, оз.Туюктор в бассейне р.Тон) самые большие отклонения  $C$  и  $\gamma$  были обнаружены в водах озер Тезтор-1, Тезтор-3 ( $C = 23 \pm 1$  и  $6,0 \pm 0,2$ )  $\cdot 10^{-6}$  г/л;  $\gamma = 0,93 \pm 0,01$  и  $0,90 \pm 0,01$ , соответственно) и Атджайлоо ( $C = 1,69 \pm 0,05$ )  $\cdot 10^{-6}$  г/л;  $\gamma = 0,89 \pm 0,01$ ) [3]. Первые два озера прорывались уже несколько раз после нашего обследования, последний прорыв был в 2004 г., после чего оз. Тезтор-3 прекратило свое существование. Озеро Атджайлоо прорвалось в 1997 г. и сейчас находится на прорывоопасной стадии развития.

Остальные вышеуказанные озера в течение последних 20 лет оставались стабильными. Изотопные параметры в их водах во время опробования на изотопный состав урана (июль-август 1991 г. [3]) были близки к параметрам талых вод ледников: для озера Тезтор-2  $C = (1,14 \pm 0,03) \cdot 10^{-6}$  г/л;  $\gamma = 1,00 \pm 0,02$ ; для озера Кашкасу  $C = (1,39 \pm 0,06) \cdot 10^{-6}$  г/л;  $\gamma = 1,06 \pm 0,01$ ; для озера Туюктор  $C = (1,39 \pm 0,06) \cdot 10^{-6}$  г/л;  $\gamma = 1,06 \pm 0,01$ .

Данных о временных вариациях соотношений четных изотопов урана в водах высокогорных озер к настоящему времени в мире нет. Постановка таких работ невозможна без дополнительных финансовых вложений, которыми не располагают исследователи КР. Но режимные наблюдения за такими вариациями крайне необходимы, поскольку проведенные нами исследования показали перспективность изотопных методов как для определения источников питания высокогорных озер, так и для оценок риска их прорывов.

С 2008 г. непрерывные режимные наблюдения за развитием озер организованы при финансовой поддержке чешской компании ГЕОМИН [8] лишь на одной озерно-гляциологической гидрометеорологической станции Адыгене в верховьях бассейна р.Ала-Арча (рис. 2).

При организации регионального мониторинга за состоянием озер ЦА будет дан прогноз их развития, разработаны возможные модели и механизмы прорыва, оценены параметры прорывных потоков и угрозы их трансформации в селевые, предложены критерии селевой опасности горных долин и модели движения прорывного потока по горной и предгорной долинам, определены границы зон поражения прорывным потоком, рассчитан экономический ущерб от прорыва и разработаны научно обоснованные рекомендации по предотвращению и снижению рисков прорыва горных озер.

Полученные результаты будут способствовать сохранению и управлению обширными водными

ресурсами чистой пресной воды и в целом создадут определенные предпосылки для более устойчивого и безопасного развития не только КР, но и всей ЦА.

В выполнении намечаемого объема работ предлагается участвовать ведущим научным организациям ЦА с их высококвалифицированными кадрами геологов, геофизиков, геохимиков, инженеров и техников, обладающих опытом проведения полевых работ, моделирования и прогнозирования природных процессов, физическими и химическими методами анализа.

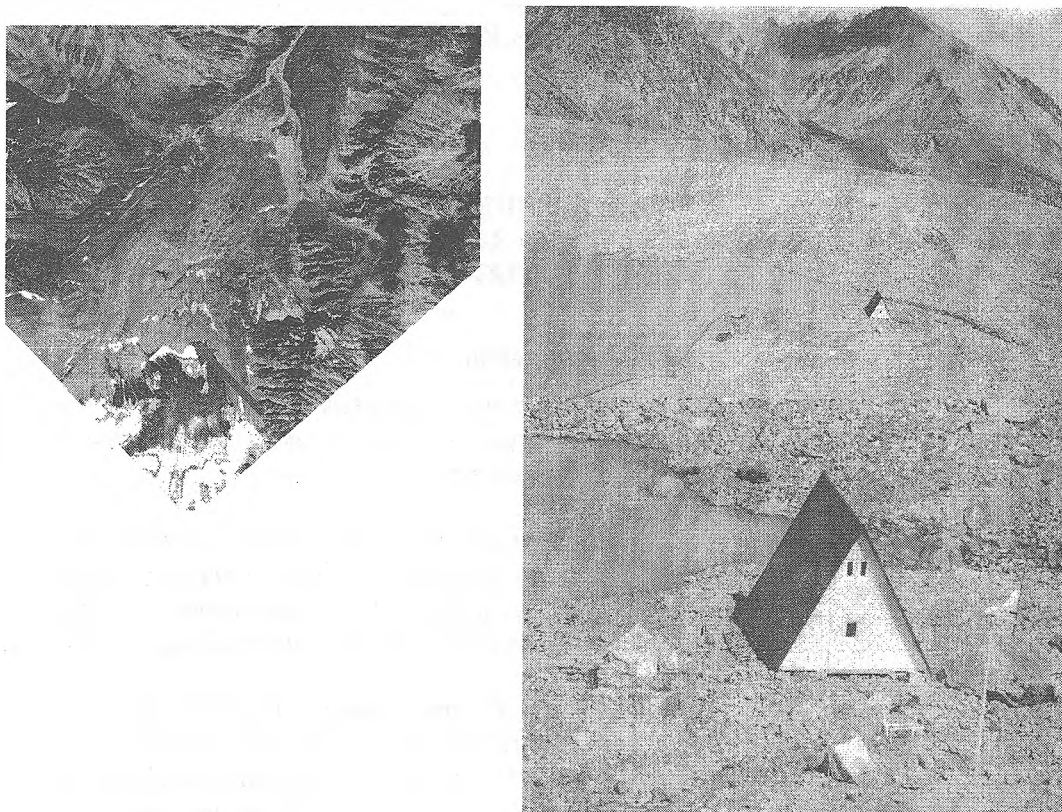


Рис.2. Высокогорная озерно-гляциологическая гидрометеорологическая станция Адыгене

### Литература

1. Ерохин С.А., Шатравин В.И. Гляциальные озера как гидроэкологические объекты и факторы их прорывоопасности. Сб. Вода и устойчивое развитие Центральной Азии. Бишкек, Институт водных проблем и гидроэнергетики НАН КР, Фонд "Сорос-Кыргызстан", 2001. – С. 93-98.
2. Erohin S.A. Outburst Lake Petrov / Study of the Issik-Kul Lake Hydrodynamics with the Use of Isotopic Methods, Part II, Bishkek:Ilim, 2006. – p.132-140.
3. Тузова Т.В., Романов В.В., Власова Л.В., Ерохин С.А., Жердев А.А., Шатравин В.И. Уран и тритий в ледниковых озерах Северного Тянь-Шаня // Водные ресурсы, 1994, т.21, №2. – с. 236-239.
4. Тузова Т.В., Шатравин В.И. Особенности формирования изотопного состава урана во льдах и водах высокогорного литогенеза // Изв. АН КР, 1994, №3. – С.55-59.
5. Tuzova T.V. Investigations of Waters of the Issyk-Kyl Basin with the Use of Uranium Isotopic Method. // Study of the Issyk-Kyl Lake Hydrodynamics with the Use of Isotopic Methods. PartII. Institute of water problems and hydropower, NAS KR:ISTC.- Bishkek:Ilim,2006. – pp. 102-108.
6. Valyaev, A.N., Erochin, S.A., Tusova, T.V., 2008: Assessments and decreasing of risks and damages from outbursts of Tien-Shan high mountains lakes // Uranium, Mining and Hydrogeology. - Published House: Springer Berlin Heidelberg, pp. 819-826
7. Erohin, S.A., Mamatkanov, D., Tuzova, T.V., 2009: Monitoring of Kyrgyz lakes at risk of outburst floods // International Symposium on Floods and Modern Methods of Control Measures, Tbilisi, Georgia: GWMI-80, pp. 130-147.
8. Erohin, S.A., Cerny, M., 2009: Monitoring of outbursting lakes of Kyrgyzstan // Mitigation of Natural Hazards in Mountain Areas // Materials of International Conference, Bishkek: Salam, pp. 30-35.

9. Tuzova, T.V., Erohin, S.A., Valyaev, A.N., 2009: Use of uranium-isotopic criteria for assessment of danger of outburst of moraine-glacier lakes of Kyrgyzstan// Mitigation of Natural Hazards in Mountain Areas // Materials of International Conference, Bishkek: Salam, pp. 89-94.
10. Valyaev, A.N., Erochin, S.A., Tusova, T.V., 2009: Processes under outbursts of mountain lakes and model for risk assessment // Proceedings CHAOS2008 Editor: H. Skiadas, Published House: World Scientific, pp. 350-363.
11. Alexander Valyaev, Dmitrie Nikolsky , Anna Valyaeva , Sergey Erochin ,Tamara Tuzova. Risk to Water Ecosystems in Mountain Regions and Its Possible Management // BALWOIS 2010, Ohrid, Republic of Macedonia, pp.633-636.

## **РАДИОАКТИВНЫЕ ПРОИЗВОДСТВЕННЫЕ ОТХОДЫ И ВЫБРОСЫ, ИХ НЕБЛАГОПРИЯТНОЕ ВЛИЯНИЕ НА ЗДОРОВЬЕ РАБОТАЮЩИХ И НАСЕЛЕНИЯ КЫРГЫЗСТАНА**

**Ю.И. Мануйленко**

*Кафедра медико-профилактических дисциплин  
медицинского факультета Кыргызско-Российского Славянского университета  
Бишкек, Кыргызстан*

*Многолетнее изучение источников реальной радиационной опасности радиоактивных отходов бывших предприятий по добыче и обогащению урана в четырех изученных областях и 15 населенных пунктах Кыргызстана, свидетельствуют о реально существующей и потенциальной опасности, негативном влиянии радиации на население республики и будущих поколений.*

Results of the long-term study of the sources of the real radiation danger of radioactive wastes from the former uranium-extracting and enriching plants in 4 study regions and 15 populated localities in Kyrgyzstan indicate that there is the real existing and potential danger of adverse impact of radiation on the population of Kyrgyzstan and the future generations.

Более 56% территории Кыргызстана занимают горы с амплитудой высот от 415 до 7400 м над уровнем моря, что и определяет богатое разнообразие природных условий, где пустыни и полупустыни чередуются со степями, лугами, лесами, зарослями облепихи, барбариса, боярышника, фисташки и другой кустарниковой растительности. Лиственные плодовые, ореховые леса в южных регионах сменяются еловыми, арчевыми лесами на севере республики. Также богаты и разнообразны земельные ресурсы, содержащие полезные ископаемые, радиоактивные, цветные, редкоземельные и драгоценные металлы. Твердые, жидкие, газообразные топливно-энергетические ресурсы, издавна добываемые вручную в разных регионах республики. С середины 19-го столетия они добывались с применением механизмов, землеройной техники. При этом образовались многочисленные отвалы пустой породы переработанной радиоактивной руды, накопленной в отвалах и радиоактивных стоков, слитых в хвостохранилища, находящиеся в непосредственной близости от городов: Кара-Балта, Майлуу-Суу, пгт. Каджи-Сай, Кочкор-Ата, Мин-Куш и многочисленных сел (Ак-Тюз, Кичи-Кемин, Борлодой, Алексеевка, Вознесенка, Агулак, Туюк-Суу) и многих других населенных пунктов. Техногенное загрязнение окружающей природной среды твердыми, жидкими производственными отходами и вредными газами происходило и происходит в настоящее время не только при проведении поисковых геологоразведочных работ, но и при добыче, первичной обработке и переработке урановых руд, радиоактивных материалов, полезных ископаемых, содержащих радионуклиды. Загрязняющих не только почву, воздух, но и воды открытых водоемов, используемых населением, где нет водопроводов. Нередко в прежние годы радиоактивные производственные отходы в с. Ак-Тюз и г. Мин-Куш, и других населенных пунктах использовались при строительстве жилых и подсобных помещений. Не рекультивированные твердые радиоактивные отходы в отвалах и хвостохранилищах смываются вниз по склону в открытые водоемы при атмосферных осадках, селях, паводках и обвалах в п. Ак-Тюзе, Мин-Куше, г. Майлуу-Суу и других регионах, загрязняя воду не только Кыргызстана, но и сопредельных государств, представляя потенциальную радиационную опасность, вредно

влиять на жизнь и здоровье населения Кыргызстана. Нет постоянного контроля за уровнем радиоактивного загрязнения, как на территории бывших предприятий по добыче, транспортировке, первичной обработке, переработке урановых руд, так и добываемых в настоящее время радиоактивных топливно-энергетических твердых, жидких и газообразных природных ресурсов.

В период с 1991 по 1993 гг. научными сотрудниками руководимой мной лаборатории гигиены и физиологии труда КНИИ профилактики и медицинской экологии изучалась радиационная обстановка в четырех населенных пунктах Кичи-Кеминской зоны (с. Ак-Тюз, с-з им. Ильича, Кичи-Кемин, Боролдой). Где в 1964 г. произошел аварийный прорыв защитной дамбы одного из четырех хвостохранилищ с радиоактивными отходами Ак-Тюзской обогатительной фабрики, по переработке урановой руды, развалившийся по территории трех населенных пунктов: с-з им. Ильича, с. Кичи-Кемин и Боролдой (основная зона исследований).

Изучение радиационного загрязнения на территории в Кичи-Кеминской зоны, проведенное с использованием гамма-радиометров: СРП-68-01 и КРА-1, КРБ-1е М-4 для определения уровней альфа и бета излучений, установлено, что в среднем уровень альфа-излучений находился в пределах 0,1-0,3 расп/см<sup>2</sup>/мин, а бета-излучений 25-40 расп/см<sup>2</sup>/мин. В населенных пунктах уровень гамма-излучений составлял 20-25 мкР/час. За исключением отдельных домов с повышенным уровнем радиации и на территории огородов и в пойме реки Кичи-Кемин, от 2,0 до 3,0-альфа распадов, 100-120 бета-распадов/см<sup>2</sup>/мин, до 130-140 мкР/час. Так в поселковой гостинице, выстроенный и оштукатуренный с использованием песка из радиоактивной пульпы, в комнатах отдыха и на кухне уровни альфа-излучений составили 3-4,5 расп/см<sup>2</sup>/мин, бета-излучений 100-110 расп/см<sup>2</sup>/мин и гамма – излучений 150-160 мкР/час. Наиболее высокие уровни радиации, до 150-180 мкР/час обнаружены в жидких производственных стоках, стекающему по пульпопроводу в хвостохранилище [3].

Наряду с радиационной обстановкой, изучалось состояние здоровья, показатели заболеваемости населения основной и контрольной зон (Ак-Бикет, пгт. Кемин, с. Кызыл-Октябрь и Саз-Булак), находящиеся на противоположном берегу р. Чу Кеминского района. Изучено состояние здоровья, показатели заболеваемости по данным углубленного медицинского осмотра и лабораторного гематологического обследования детей и подростков от 2 до 16 лет в основной опытной и контрольной зонах. Кроме того, изучены показатели смертности населения обеих зон за 25 - летний период. Начиная с момента аварии в 1964 г. по 1990 г, с анализом возрастного-полового состава и демографических показателей населения за этот период. В результате проведенных исследований было установлено отсутствие достоверных различий в показателях физического развития детей и подростков двух изучаемых зон, в сравнении с детьми других регионов республики. При этом заболевания органов дыхания, ЛОР – органов и аллергическое проявление у детей от 1 года до 18 лет в основной зоне были достоверно выше, чем у их сверстников в контрольной зоне [4].

По данным углубленного медицинского осмотра и лабораторного обследования 920 взрослых: 703 мужчин и женщин основной зоны и 217 мужчин и женщин контрольной зоны установлены достоверные различия в показателях заболеваемости населения сравниваемых территорий. В основной зоне преобладали заболевания органов дыхания, мочеполовой системы, особенно у мужчин, аллергические заболевания, болезни кожи и подкожной клетчатки и костно-мышечной системы. В сравнении с населением контрольной зоны Кеминского района.

Особого внимания заслуживает изучение показателей смертности, суицида и отравлений у взрослого населения (с момента аварии 1964 г. по 1990 г.) обеих зон за изученный 25 - летний период. Наиболее высокие показатели смертности населения были в возрасте от 30 до 60 лет и старше, возникали от заболеваний органов пищеварения как в основной так и в контрольной зонах, преимущественно у жителей до 40-летнего возраста в основной зоне. При сравнительно низких показателях смертности населения до 60-летнего возраста в контрольной зоне [5].

В период с 1995 по 1998 гг. изучалась радиационная обстановка на территории бывших предприятий по добыче и обогащению урана в Иссык-Кульской, Чуйской и Джалал-Абадской областях. С целью изучения влияния ионизирующей радиации на развитие доброкачественных и злокачественных заболеваний щитовидной железы, с последующей разработкой мер по их ранней диагностике, лечению и профилактике проводились соответствующие исследования на территории бывшего Каджи-Сайского электротехнического завода в пгт. Каджи-Сай, на территории г. Кара-Балта, г. Майлуу-Суу и их окрестностях с изучением гамма-излучений почв и на территории 25 хвостохранилищ [6,7].

При радиологическом обследовании территории бывшего электротехнического завода в п. Каджи-Сай выявлены участки с высоким уровнем гамма-излучений от 40-60 до 300-450 мкР/час, а на участке у входа в шахту «Центральная» - от 60 до 170 мкР/час. В п.Каджи-Сай уровень гамма-

излучений не превышал 25-30 мкР/час.

Обнаружены повышенные уровни гамма-излучений на поверхности открытого хвостохранилища у восточной окраины г. Кара-Балта - до 150-200 мкР/час и защитной дамбы- до 80 мкР/час и более. Но наиболее высокие уровни радиации обнаружены на поверхности открытых хвостохранилищ в окрестностях г. Майлуу-Суу, особенно на территории 12 отвалов урановой руды (от 152 до 272 мкР/час и у речного моста- до 1000 мкР/ час.

Чрезвычайную радиационную опасность представляют два отвала радиоактивных отходов, размещенных в пойме р. Майлуу-Суу, постоянно омываемых водой. В случае обильных паводков, ливней, селей и землетрясений или обвалов произойдет массивное радиоактивное загрязнение воды в реке не только в пределах Джалал-Абадской области, но и Узбекистана. Такую же, если не большую радиационную угрозу представляет поверхностное захоронение переработанной урановой руды, размещенное у русла реки, отделяемое грунтовой дорогой, шириной менее 10 м. В изучаемых регионах, проведен углубленный медицинский осмотр и лабораторные обследования 300 взрослых, обратившихся к эндокринологу и 203 детей, в т.ч. 150 школьников и 53 дошкольников с нарушением функции щитовидной железы и другими отклонениями в состоянии здоровья [1,2].

Радиологические обследования угольных шахт в пгт. Мин-Куш Нарынской области, выполненные магистрантом Д.С. Шаршеновой (в 2003-2007 гг.), оценивались по результатам экспедиционных исследований, проведенных под руководством профессора Дженбаева Б.М. с использованием радиометров БДЗА – 96 и БДКС – 96 для определения уровней альфа-излучений и бета и гамма-излучений и радиометра РРА – 01 М-03, для определения содержания радона в воздухе и других объектах окружающей среды. При радиологическом обследовании угольных месторождений и прилегающих территорий, где размещены хвостохранилища и жилые массивы, естественный и радиационный фон составлял 27-61 мкР/ч. Повышаясь на отдельных участках до 53-100 мкР/ч, достигая максимума 100-1200 мкР/ч, при 127 альфа-распадов м<sup>3</sup>/с и 512 Бк/м<sup>3</sup> бета-распадов. На поверхности хвостохранилищ «Талды –Булак», радиационный фон составил 630-670 мкР/ч, при 127 альфа-распадов м<sup>3</sup>/с и 512 Бк/м<sup>3</sup> бета-распадов, достигая максимума 1021± 350 Бк/м<sup>3</sup>. На поверхности хвостохранилищ «КАК-1 и КАК-2» радиоактивность достигала 100-180 и 430-460 мкР/ч, при 255 альфа-распадов м<sup>3</sup>/с и 42940± 12882 Бк/м<sup>3</sup>. [10] При этом содержание урана в воде открытых водоемов и водопроводной сети поселка Мин-Куш колеблется в пределах 1, 1-3,5- 4,0 · 10<sup>-5</sup> г/л, а в почве - от 3,3 до 17,5 · 10<sup>-6</sup> г/г, в растениях – 0,02 – 5,4 · 10<sup>-6</sup> / г сухого вещества. Изучение радиационного фона в жилых и подсобных помещениях, выстроенных с использованием местных строительных материалов (глины, песка), колеблется в пределах от 0,55 до 1,8 Бк/м<sup>3</sup>.

Таким образом, радиационный фон на территории угольного месторождения, пос. Мин-Куш и в его окрестностях, в воде открытых водоисточников и водопроводной сети, бывшей производственной зоны и жилым массиве, как и в воздухе жилых помещений, представляет реальную радиационную опасность для жизни и здоровья жителей п. Мин-Куш и ближайших сел. Все выполненные нами радиологические исследования определили необходимость разработки учебного пособия «Радиационная химия и радиоэкология» [11].

Развитие нефтегазодобывающего производства является одним из приоритетных направлений в экономике Кыргызстана. Вместе с тем, это производство является наиболее вредной отраслью промышленности, как для работающих, так и окружающей среды и населения, проживающего на этой территории. Изучение условий труда, опасных и вредных физических, химических и психофизиологических производственных факторов, проведенное мной и м.н.с. Садырбековым К.К., с 2000 по 2005 гг. на территории Кочкор-Атинского района Джалал-Абадской области, явилось темой его кандидатской диссертации. Основной целью проведенной НИР было изучение причинно-наследственной связи между производственными, профессиональными факторами риска и структурой общей профессиональной заболеваемости. Основного производственного контингента работающих, буровиков скважин и других рабочих управления буровых работ и водителей автотранспорта – управления технологическим транспортом. Контрольную группу составили все остальные категории работающих и ИТР нефтегазодобывающего управления [8].

Наряду с основной производственной вредностью в нефтегазодобывающем производстве Кыргызстана нами выявлена радиационная опасность, особенно для рабочих основного производства – это повышенная радиоактивность сырой нефти, добываемой из скважин в окрестностях г. Майлуу-Суу и у берегов одноименной реки. Но особую радиационную угрозу представляют донные осадки нефтеналивных резервуаров. Периодически очищаемых вручную подсобными рабочими. Радиоактивность этих осадков превышает допустимый уровень в 5-10 раз, достигая 1500-2000 мкР/ч в от-

дельных отстойных резервуарах. Этими осадками обильно загрязнена территория вокруг отстойников. Очистка и удаление осадков производится вручную без средств индивидуальной защиты с грубыми нарушениями правил охраны труда, техники безопасности. Хотя в разработанных нами рекомендациях руководству АО «Кыргызнефтегаз» было дано своевременное уведомление о степени радиационной опасности и о необходимости механизации этого вида работ [9].

О выраженном неблагоприятном влиянии радиации и других производственных вредностей, на работающих основной профессиональной группы, свидетельствуют болезни эндокринной системы, занимающие 17% в общей структуре, болезни системы кровообращения (16%), болезни костно-мышечной системы (12%), болезни мочеполовой системы (11%). Но преобладают болезни органов пищеварения (24%). Остальные виды заболеваний не превышают 2-4 % в основной группе работающих. Все это наглядно свидетельствует о степени вредности и опасности ионизирующей радиации, нефти и газов и их влияния на показатели заболеваемости работающих в нефтегазовом производстве Кыргызстана.

Таким образом, выполненные нами исследования свидетельствуют о том, что в настоящее время основными источниками радиационной опасности для жизни и здоровья населения большинства областей Кыргызстана и работавших на бывших предприятиях по добыче и обогащению урановых руд являются радиоактивные отходы, захороненные в отвалах и хвостохранилищах на территории и в окрестностях бывших предприятий.

Такую же радиационную опасность представляют действующие предприятия по добыче, транспортировке, накоплению и переработке твердых (каменноугольных), жидких (нефтяных) и газообразных топливно-энергетических природных ресурсов, содержащих в своем составе уран и другие радионуклиды в повышенных концентрациях.

Существующие многочисленные источники радиационной опасности, захороненные в отвалах и хвостохранилищах, создают постоянную реальную угрозу их массового распространения в окружающей среде, при природных явлениях (ливнях, паводках, обвалах и землетрясениях). Они нуждаются в постоянном радиационном мониторинге, а многие из них в надлежащей защите от дальнейшего разрушения и распространения радиации в окружающей среде.

Учитывая постоянно существующую опасность радиоактивного влияния на здоровье населения большинства областей и районов Кыргызстана, необходимо утверждение статуса особо опасных зон, для более детального изучения влияния радиации на здоровье населения с разработкой соответствующих мер защиты от негативного влияния ионизирующей радиации, как в настоящий период, так и на наше поколение.

## **Литература**

1. Кулданбаев Н.К., Шаршенова А.А. Мануйленко Ю.И. «Изучение радиологической обстановки г. Майлуу-Суу и его окрестностей». Окружающая среда и здоровье человека. // Сборник трудов КНИИПиМЭ. 60 лет. т. VI. Бишкек. 1998. с. 111-114
2. Мануйленко Ю.И., Абдылдаев Т.Т., Кулданбаев Н.К. и др. «Показатели заболеваемости населения, проживающего в условиях радиационной опасности и зобной эндемии» // Окружающая среда и здоровье человека. / Сборник трудов КНИИПиМЭ. 60 лет. т. VI. Бишкек. 1998. с. 120-125
3. Мануйленко Ю.И., Абдылдаев Т.Т., Бектемирова Р.М. и др. Влияние неблагоприятных экологических факторов на здоровье населения двух зон Кеминского района. // Окружающая среда и здоровье человека. т. III. Труды КНИИПиМЭ. Бишкек. 1995. с.92-101
4. Мануйленко Ю.И., Абдылдаев Т.Т., Бектемирова Р.М., Бегалиева Г.Д. «Показатели физического развития детей и подростков, проживающих в Кеминском районе». // Окружающая среда и здоровье человека. т. III. Труды КНИИПиМЭ. Бишкек. 1995. с. 102-106.
5. Мануйленко Ю.И., Абдылдаев Т.Т., Бектемирова Р.М., Бегалиева Т.Д. и др. Показатели заболеваемости взрослого населения двух зон Кеминского района. Окружающая среда и здоровье человека. т. III. Труды КНИИПиМЭ. Бишкек. 1995. с.107-112.
6. Мануйленко Ю.И., Абдылдаев Т.Т., Кулданбаев Н.К., Сейткасымов М.Р. Здоровье населения и радиоактивное загрязнение местности. Тезисы IV-й Международной конференции «Социально-психологическая реабилитация населения, пострадавшего от экологических и техногенных катастроф», 29 мая – 1 июня 1997 год, Минск, с.76



7. Мануйленко Ю.И., Сейткасымова М.Р., Кулданбаев Н.К. и др. Гигиеническая оценка вредных аэрозолей в атмосферном воздухе г. Кара-Балта. // Материалы III съезда гигиенистов, микробиологов, паразитологов, и инфекционистов КР (25-26 сентября, 1997, Бишкек) Раздел 1. с.42-43
8. Мануйленко Ю.И., Садырбеков К.К. Опасные и вредные факторы в нефтегазодобывающем производстве Кыргызской Республики. Материалы 2 международной конференции стран ВОЗ и Восточной Европы по проблемам комплексного управления здоровьем работающих. Уфа, 2003. с.117-122.
9. Садырбеков К.К., Мануйленко Ю.И., Макешова А.Б., Кадыркулова Э.Н. Основные физические факторы производственной среды на объектах нефтегазодобычи Кыргызстана. // Материалы конференции под эгидой INTAS «Здоровье человека и окружающая среда. Стратегия и программы в новом тысячелетии. Бишкек, 2001. с.213-218.
10. Мануйленко Ю.И., Шаршенова Д.С. Уровни радиоактивности объектов окружающей среды и жилых помещений поселка Мин-Куш. // Современные проблемы геоэкологии и сохранения биоразнообразия. Сборник материалов II международной конференции. Б.: 2007 -312 с.
11. Мануйленко Ю.И., Шаршенова Д.С. Радиационная химия и радиоэкология. КРСУ. Бишкек, 2007 -240 с.

## ПРОБЛЕМЫ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ ЭКОЛОГИИ И РАДИОЭКОЛОГИИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ В КЫРГЫЗСТАНЕ

А.М. Мурсалиев

*Биолого-почвенный институт НАН Кыргызской Республики*

Рассматриваются некоторые аспекты геохимической экологии растений в различных естественных радиоэкологических условиях и их особенности.

В настоящее время обостряется радиоэкологические условия окружающей среды не только в нашей Кыргызской Республике, но и во всем регионе Средней Азии и Республике Казахстан. В связи с накоплением в природной среде отходов горнодобывающей промышленности и других предприятий возникают природно-техногенные провинции с избытком тяжелых металлов, в том числе радиоактивных элементов. Резкий избыток тяжелых металлов и радиоактивных элементов в природной среде приводит к заболеваниям растений, животных и человека. На территории Кыргызской Республики изучены естественные биогеохимические урановые провинции и техногенные провинции некоторых других тяжелых металлов – свинца, цинка, а также селена [1,4,5,6,7,9,10,11,13]. В настоящее время изучение геохимической экологии растений и других организмов в условиях естественных и техногенных радиоэкологических провинций имеет не только практическое, биологическое, но и медицинское значение. Особое значение придавал этому вопросу В.И. Вернадский [2]. Важность этой радиоэкологической проблемы неоднократно подчеркивали также А.Е. Ферсман, А.П. Виноградов, В.В. Ковальский [6] и др. Научное значение этой проблемы возросло с того времени, когда были открыты явления искусственной радиоактивности. Было установлено, что в живое тело проникает некое «излучение», получившее название радиоактивность. Это излучение оказалось сильно поражающим живое тело. Хорошо известно, что именно с этого времени были впервые обнаружены в растениях уран, торий, свинец, стронций, цезий, рубидий и другие, изучением концентрирования которых растениями вплоть до недавнего времени ботаники не занимались. Среди перечисленных химических элементов наиболее важную роль в биологическом цикле играют уран, и свинец. Поэтому во всех научно-исследовательских центрах мира в самых разнообразных аспектах изучаются вопросы накопления и поведения радиоактивных элементов и их изотопов в почвах, их поступление в растительные и животные организмы [3,6,7,8,10].

Состав радиоактивных элементов в почвах и растениях в основном определяется естественными элементами (уран и торий), продуктами их распада, а также искусственными изотопами, образующимися при ядерных взрывах и промышленном использовании ядерной энергии.

Большинство радиоактивных изотопов искусственного и естественного происхождения, входящих в состав почв и растения, являются излучателями. Растения в длительной борьбе за существование приспособились к жизни в довольно разнообразных естественных радиоэкологических условиях.

В течение геологических эпох они развивались в присутствии радиоактивных элементов. Поэтому естественный уровень радиоактивных веществ необходим для нормального роста и развития организмов. В Кыргызстане в 1960-е годы проводились биогеохимические и радиозащитные исследования В.В. Ковальским, Е.В. Никитиной и другими [6]. Выявлено, что в некоторых районах Иссык-Кульской котловины с повышением естественного содержания урана изменяются морфофизиологические признаки у некоторых видов змееголовника, зайцегуба, гармалы, реомерии и др.

Наши исследования [7,8,9,10] показывают, что в природе различные виды растений неодинаково приспособляются к различным уровням общей радиоактивности и геохимическому составу природной среды. В настоящее время имеются данные немногочисленных исследований, характеризующие природную радиоактивность растений Кыргызстана [7,9]. Известны также работы А.И. Россошанской [12] и других по естественной радиоактивности пищевых продуктов растительного происхождения, А.С. Султанбаевой [13] по содержанию урана в некоторых типах почв Чуйской долины и т.п.

В настоящее время исследования по суммарной радиоактивности компонентов природной и техногенной среды являются актуальными. Радиоактивные вещества поступают в растения интенсивнее и в большем количестве накапливаются в надземных органах, чем в корнях. Корни растений накапливают суммарную радиоактивность радиоактивных веществ в небольшом количестве. Коэффициент концентрации в надземной части растений в большинстве случаев превышает на несколько порядков их концентрации в почве. Полученные данные показывают, что между радиоактивностью растений и почв не наблюдается определенной зависимости. Отсутствие отмеченной корреляции в естественных условиях может быть объяснено различиями в уровнях надземного загрязнения. Более высокая величина радиоактивности в надземной части растений, видимо, обусловлена тем, что для растений характерны как повышенный вынос из почвы, так и более высокая степень «удержания» на надземных фотосинтезирующих частях выпадающего из атмосферы радиоактивного вещества. Радиоактивные элементы окружающей среды улавливаются и аккумулируются сложным механизмом хлорофилловых зерен зеленых растений. Уровень суммарной радиоактивности, так же как химический элементный состав у разных видов растений могут быть различными. Исследования показали, что уровень радиоактивности неодинаков у разных экологических групп растений [5,7]. Колеблются уровни радиоактивности и в пределах одной экологической группы растений, и по видовому составу. Наименьшая разница в уровнях радиоактивности отмечена у мезофитов, наибольшая у ксерофитов, промежуточное место принадлежит мезоксерофитам. Конкретно: низкий уровень альфа-излучений мезофитных форм растений ( $0,001 \cdot 10^{-7}$  кюри/кг, например, у растений рода одуванчик), выше мезоксерофильных форм растений ( $0,2 \cdot 10^{-7}$  кюри/кг, например, у некоторых видов полыней - *Artemisia vulgaris*) и максимальный у ксерофитов и растений с ксерофитной структурой ( $2,0 \cdot 10^{-7}$  кюри/кг, например у некоторых видов подрода серифидиум – *Artemisia tianschanica*).

Средний уровень радиоактивности изученных растений по бета-излучению превышает уровень бета-активности веществ в почвах, произрастающих растениях. Например, у мелкоцветника Крылова – *Erigeron krylovii* обнаружено  $7,0 \cdot 10^{-8}$  кюри/кг, по бета-излучению, тогда как радиоактивность в почве по этому излучению не превышала  $5,0 \cdot 10^{-8}$  кюри/кг.

Известно, что радиоактивные вещества извлекаются растениями из первичных массивных пород, почв, природных вод, воздуха и других компонентов природной окружающей среды. Следует также отметить, что накопление радиоактивных веществ в растениях зависит от специфики вида. Радиоактивность растений, развивающихся в условиях техногенной среды, отличающейся повышенной радиоактивностью, может сильно изменяться. В этих условиях растения могут адаптироваться к повышенному фону радиации. В наших работах [5,7,8] отмечено, что техногенные среды и территории районов хвостохранилищ отходов промышленных радиоактивных уранодобывающих производств отличаются высоким уровнем альфа-и бета-активностей по сравнению с территориями долинной зоны. В большинстве случаев в техногенно-катастрофических условиях с повышенным фоном радиоактивности широко распространены специфические виды из ксерофитной структуры – пировская полыновидная, караганы, змееголовники, полыни, солянки и другие. Эти растения являются приспособленными к повышенной природной радиоактивности, техногенно-антропогенным факторам среды. В этих условиях некоторые виды полыни из подгруппы серифидиум, а также и некоторые солянки, являются возможными биофильтрами и тогда они могут быть использованы в качестве биоиндикаторов радиоактивных загрязнений окружающей среды.

В наших работах [5,7,8] по изучению природной радиоактивности различных видов растений и почвы Иссык-Кульской котловины мы показали, что виды растений, принадлежащие к разным систематическим группам, сильно отличаются друг от друга по альфа- и бета радиоактивностям. Общий уровень

их в разных видах исследованных растений колеблется в значительных пределах от  $0,001 \cdot 10^{-7}$  кюри/кг до  $6,7 \cdot 10^{-7}$  кюри/кг по альфа-излучению и от  $0,5 \cdot 10^{-8}$  кюри/кг до  $25 \cdot 10^{-8}$  кюри/кг по бета-излучению.

Радиоактивные элементы уран, торий, радий и другие характеризуются высокой миграционной способностью в щелочной среде. Содержание этих элементов в растениях и других организмах неодинаково для различных ландшафтно-климатических зон. Содержание радиоактивных элементов зависит также и от климатических условий и увеличивается от районов влажного климата к районам засушливого климата. Для примера приведем данные по Иссык-Кульской котловине, где были опробованы на радиоактивность растения и почвы в пределах восточной и западной зоны Иссык-Кульской котловины, резко отличающиеся ландшафтно-климатическими условиями. Восточная зона с абсолютными высотами 2000-3500 м характеризуется наиболее влажным климатом. На этих высотах развиты в основном горнолуговые черноземные кислые почвы. Средняя активность в растениях здесь оказалась равной  $2 \cdot 10^{-8}$  кюри/кг, в почвах -  $3 \cdot 10^{-8}$  кюри/кг. В районе с абсолютными высотами 1700-2200 м развиты серо-бурые пустынные и светло-бурые степные щелочные почвы. Средняя активность по альфа-излучению увеличивается до  $2-5 \cdot 10^{-7}$  кюри/кг в растениях и  $2-3 \cdot 10^{-7}$  кюри/кг в почвах. Изменчивость уровня радиоактивности в растениях в зависимости от среды обитания тесно связана с изменением самой природы растений. В основе реагирования различных видов на радиоактивные факторы среды лежат свойства, специфические для определенных видов. В различных экологических условиях различные виды неодинаково аккумулируют радиоактивные вещества. В условиях Западной зоны Иссык-Кульской котловины у растений пустынных каменисто-щебнистых экосистем уровни радиоактивных излучений значительно выше, чем у представителей тех же видов, обитающих на восточных луговых фитоценозах. Эти различия объясняются неодинаковыми физиологическими особенностями растений и радиогеохимическими структурами экосистем.

Адаптированность растений к радиоактивным излучениям достигнута в ходе эволюции не только за счет способности растений к поглощению, но и адаптацией к радиоактивным излучениям.

Таким образом, в отдельных биогеохимических провинциях повышенный фон радиоактивности природных условий способствовал тому, что у растений и других организмов развивались признаки, закрепленные наследственно, и признаки приспособительные, экологические.

### Литература

1. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т.Б. и др. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана. – Бишкек, 2005. -169 с.
2. Вернадский В.И. Избранные сочинения. М.:АН СССР, 1954-1960, т.5.-с.120-250.
3. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М.:АН СССР, 1957.-239 с.
4. Дженбаев Б.М. и др. Радиобиогеохимическая оценка современного состояния биосферной территории Иссык-Куля (Кыргызская республика). // Междун.конф. «Соврем.пробл.геоэкологии и сохр.биоразнообр.» Чолпон-Ата, 2009, -С.77-81.
5. Горбунова Н.В. Естественная радиоактивность по альфа-излучению некоторых видов рода *Saragana* Lam. Иссык-Кульской котловины. Мат.по биогеохим. инвентаризации флоры Киргизии. Фрунзе: «Илим», 1971.-С.42-54.
6. Ковальский В.В., Воротницкая И.Е., Лекарев В.С., Никитина Е.В. Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины. Тр.Биогеохим.лаб. Изд-во «Наука», М.1968, XII, 25-53 с.
7. Мурсалиев А.М. Природная радиоактивность и микроэлементный состав сложноцветных Иссык-Кульской котловины. // Сб.мат.по флоре Кирг. Фрунзе. Изд-во «Илим»,1973,- С.87-104.
8. Мурсалиев А.М. В.В. Ковальский – организатор биогеохимических исследований в Кыргызстане. // Мат.VI-XII Биогеохимических чтений памяти В.В. Ковальского М., 2010, -С.216-220.
9. Мурсалиев А.М., Ниязова Г.А., Токомбаев Ш.Т. Биогеохимия горных лугов бассейна реки Тюп.- Бишкек,1992.-250 с.
10. Ниязова Г.А., Летунова С.В. Роль микроорганизмов почвы и корневой системы растений в биогенной миграции цинка и свинца в разных геохимических условиях. Отв.ред. Мурсалиев А.М. «Илим»,1980.- 112 с.
11. Ниязова Г.А., Летунова С.В. Геохимическая экология микроорганизмов Сумсарского свинцово-цинкового месторождения Киргизии. Фрунзе, «Илим», 1988.-120 с.
12. Россошанская А.И. К вопросу иммиграции естественных радиоактивных элементов по биологическим пищевым цепочкам. // Сб.научн.тр.НИИЭМиГ Мин-ва здравоохранения Кирг.ССР, Фрунзе-1,1962,т.6.

13. Султанбаев А.С. Сельскохозяйственные аспекты биогеохимии и радиозологии урана в горных ландшафтах Киргизской ССР. Автореф. докт. дисс. биол. н., 1982.-43 с.

## РАДИОНУКЛИДЫ В ТОНКИХ ФРАКЦИЯХ АЭРОЗОЛЕЙ ТЕХНОГЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ СЕВЕРНОГО ТАДЖИКИСТАНА

Х.Муртазаев\*, М.М.Юнусов\*\*, Н.Бозорова\*

\* - Худжандский госуниверситет, Худжанд, 735700, проезд Мавлонбекова 1, Таджикистан, [khatam.murtazaev@mail.ru](mailto:khatam.murtazaev@mail.ru)

\*\* - ГП «Востокредмет», Чкаловск, 735734, ул. Опланчука 10, Таджикистан [yunusov2001@mail.ru](mailto:yunusov2001@mail.ru)

Вопросы радиоактивных аэрозолей были обсуждены многими авторами в начале 60-х годов XX века, когда интенсивно образовались огромные радиоактивные хвостохранилища в результате извлечения стратегического урана для атомной промышленности. Страны, производившие сырьевой уран, в том числе Северный Таджикистан, остались после развала Советского Союза с его наследием. Многие радиоактивные хвостохранилища не реабилитированы, поэтому в результате природных факторов – эрозии, ветра, селей, землетрясений радионуклиды, например, Th и U уносятся далеко от санитарно-защитной зоны и попадают в воздушную среду.

Радиоактивные аэрозоли крайне токсичны, так как испускают долгоживущую, глубокопроникающую радиацию. Общие вопросы защиты людей от радионуклидов и их предельно допустимой концентрации в воздухе были приведены ещё в изданиях Международной комиссии по радиологической защите и в Сериях изданий по безопасности МАГАТЭ [1].

Действия от вдыхания радиоактивных аэрозолей на органы дыхательной системы зависят от размера, формы и плотности частиц [2]. В большинстве случаев пыль – весьма полидисперсна, малоустойчивая система, чем дым и туман, хотя кривые распределения частиц пыли по размеру нередко заходят и в субмикроскопическую область. До настоящего времени исследование качественного и количественного состава Th и U в аэрозолях техногенных территорий Северного Таджикистана не проводилось, из-за отсутствия технической возможности, дорогостоящей процедуры, нехватки опыта и специалистов. Ранее были сделаны выборочные проверки общей фракции аэрозолей радионуклидов Th и U экспертами МАГАТЭ, не разделяя их на тонкие фракции [3], что не дают точной и полной картины их влияния на здоровье населения.

Для определения микроколичества тория-232 и урана-238 в тонкой пыльной фракции вокруг крупнейших радиоактивных хвостохранилищ «Дигмая» и Табошара, мы проводили исследования по улавливанию взвешенных частиц фильтрами различной тонкости (табл. 1). Общий вид установки в полевом, рабочем варианте приведён на рисунке 1. В комплект измеряемой аппаратуры входило: генератор, воздуходушная установка, фильтры, стойка и вспомогательные материалы. Параллельно измеряли направления и скорость ветра, координаты, температуру и влажность воздуха исследуемой точки. Аппаратуру устанавливали на подветренной стороне радиоактивного хвостохранилища «Дигмая», Табошара, а также в южной части пос. Гозиён и около фермы расположенной в 2,5 км от «Дигмая». Две последние точки выбрали для того, чтобы прояснить ситуацию о возможности переноса воздухом радионуклидов Th и U из «Дигмая» в сторону крупного населенного пункта Гозиён.

Пыльные фракции осаждённые на семи фильтрах, после определенной временной экспозиции снимались и отправлялись в специальных пакетах в Лабораторию Научно-исследовательского Юлих Центра (НИЮЦ), Германии. Наши коллеги в НИЮЦ провели озонирование фильтров и их анализ методом спектрометрии. Полученные результаты по радионуклидам Th и U приведены в таблице 1. Скорость воздуха во время нашей работы в «Дигмае» было 45-60 км/ч, в Старом Табошаре 12-14 км/ч, у фермы около «Дигмая» 10-11 км/ч и возле пос. Гозиён 1-4 км/ч. Время набора статистики были 435, 435, 1050 и 945 мин., а объём потока воздуха через фильтров составляла 544, 522, 1313 и 1146 м<sup>3</sup> соответственно. В таблице 1 приведены микроколичества радионуклидов Th-232 и U-238 в географии исследованных мест в единицах нг/м<sup>3</sup> для соответствующих фильтров. Затем приведены вклады Th и U попадающих в дыхательные пути и суммарной их концентрации по всем фильтрам.

В промышленных странах Европейского Союза (ЕС), например, в Германии, а также в США, приняты допустимые концентрации урана в воздухе на рабочем месте - 0,25 мг/м<sup>3</sup>. Наши результаты

по U-238 для «Дигмая», Старый Табошар, а также фермы около «Дигмая» и пос. Гоziён попадающих в дыхательные пути человека соответственно были равны 1,56; 0,35; 0,18 и 0,27 нг/м<sup>3</sup>. Сравнивая полученные наши результаты по U-238 с принятыми нормами в странах ЕС можно сказать, что имеется разница в 10<sup>4</sup> раза. Из этого можно сделать заключение, что микроколичества радионуклидов U-238, а также Th-232 в аэрозольных компонентах влияющих на здоровье населения проживающих вблизи техногенных зон «Дигмая» и Старого Табошара не существует[4]. Необходимо отметить, что эксперимент подобного рода в Северном Таджикистане с аэрозолями, выделением их компоненты на тонкие фракции проводится впервые.

Авторы выражают искреннюю благодарность коллегам из Научно-исследовательского Юлих Центра, Вестфалия, Германия, докторам Х.Дедериху, М.Шлягеру, П.Зорий и эксперту Й.Хюбику за помощь в отборе аэрозольных проб и проведение анализов в их лаборатории.

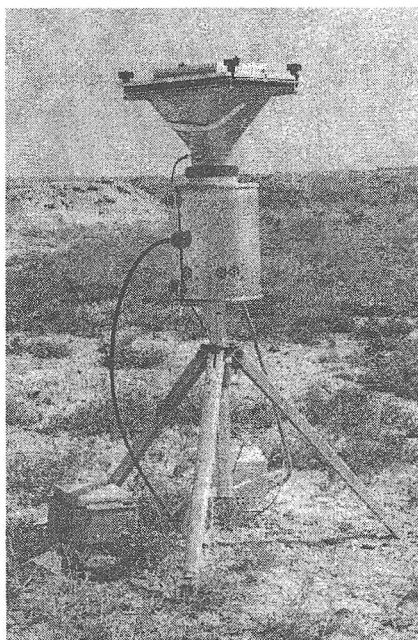


Рис.1. Общий вид установки

Таблица 1

**Объёмная концентрация радионуклидов, нг/м<sup>3</sup>**

№ фильтров	Размер поры фильтров, микрон	«Дигмай»		Старый Табошар		Ферма у «Дигмая»		Пос. Гоziён	
		Th-232	U-238	Th-232	U-238	Th-232	U-238	Th-232	U-238
1.	10,2-∞	0,096	0,404	0,090	0,059	0,041	0,049	0,049	0,043
2.	4,2-10,2	0,153	0,660	0,122	0,076	0,051	0,036	0,098	0,058
3.	2,1-4,2	0,136	0,572	0,089	0,063	0,037	0,036	0,102	0,060
4.	1,3-2,1	0,088	0,431	0,072	0,059	0,031	0,038	0,103	0,054
5.	0,69-1,3	0,066	0,335	0,058	0,056	0,028	0,039	0,072	0,044
6.	0,39-0,69	--	--	--	--	--	--	0,033	0,038
7.	0,0-0,39	0,228	1,221	0,215	0,297	0,113	0,145	0,377	0,186
Попадание в дыхательные пути: Всего:		0,293	1,556	0,273	0,353	0,141	0,184	0,483	0,269
		0,765	3,624	0,646	0,609	0,300	0,343	0,836	0,483

**Литература**

1. Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучения и безопасного обращения с источниками излучения. Серия изданий по безопасности, №115, МАГАТЭ, Вена, Австрия, 1997, 392 с.

2. Грин Х., Лейн В. Аэрозоли – пыли, дымы и туманы. Перевод с английского под ред. докт. хим. наук Н. А. Фукли. Л.: Химия, 1969, 428 с.
3. Regional Workshop No 6 on Safe Management of Residues from Former Uranium Mining and Milling Activities in Central Asia. Project RER/9/086, IAEA, Vienna, Austria, 2008, 164 p.

## **МИКРОКОЛИЧЕСТВА РАДОННОГО ГАЗА В СТРОЕНИЯХ ГОРОДА ХУДЖАНДА И ВОКРУГ НЕГО**

**Х. Муртазаев, Б. Рахматулов, Н.Бозорова**

*Худжандский госуниверситет, Худжанд, 735700, проезд Мавлонбекова 1, Таджикистан,  
[khatam.murtazaev@mail.ru](mailto:khatam.murtazaev@mail.ru)*

Среди многочисленных проблем научно-технического прогресса особняком выделяются экологические вопросы техногенных территорий. Эта тема стало актуальна для нас после появления многочисленных радиационных объектов в середине 50-х годов XX века вокруг населенных пунктов Северного Таджикистана. До него этой проблемы у нас не возникало, из-за того, что как выделяемая  $\alpha$ -частица и радонный газ, так и общий радиационный фон во всех строениях Худжанда и вокруг него соответствовал санитарно допустимым нормам и строго контролировался в советское время. А с конца шестидесятых годов начали появляться радиационно – экологические вопросы о соответствии учебных, жилых и других зданий санитарным нормам для категории «Население»[1].

Многие годы, ответы на эти вопросы не звучали, так как мы не были к этому готовы – не было специалистов, не имелось лабораторно – технической базы для выяснения ситуации.

С 2008 года началось научное сотрудничество между Худжандским госуниверситетом и Департаментом Радиационной Безопасности Исследовательского Юлих Центра, Германии. После оказания нам технической помощи современным оборудованием, со стороны немецких коллег, мы начали систематически изучать проблему радона во всех зданиях и строениях города Худжанда, уделяя особое внимание Худжандскому госуниверситету (ХГУ). Исследования проводили зимой и летом, осенью и весной, несмотря на погодные условия, и различные уровни высот от которых зависит концентрация радона в окружающей среде[2-4]. На наш взгляд, в зданиях ХГУ и строениях, в левобережной части реки Сырдарья количество радона должно быть меньше, из – за того, что там были использованы традиционные строительные материалы: кирпичи и глина левобережья, строго по нормативам советских времен. А в зданиях правобережной части реки Сырдарья возможно были использованы материалы содержащие радионуклиды, так как некоторые материалы, например, камни, галька были под рукой около горы Моголтау. С другой стороны, здания в правобережной части дислоцированы рядом с крупным геологическом разломом «Бешкатанским», простирающимся от Бекабада до западной части Тянь-Шаня, протяженностью ~500 км, где есть большая вероятность радоновыделения. Ко всему этому, все постройки правобережья находятся в районе, где общий радиационный фон на 30 – 40 % больше, чем в левобережной части города, хотя это считается нормальным естественным фоном. Все вышеописанные моменты вынуждают специалистов проявлять ясность в данном вопросе. Эта же проблема волнует экологов, учёных, население и госслужащих.

Исследования проводили современными приборами DOSE man SN:307, Radon Vision, откалиброванные в Юлих Центре, Германия. Аккумулированные результаты сохранялись в памяти дозиметра, а после окончания экспозиции вводились в компьютер. В компьютере заложена программа, которая обрабатывает и выводит полученный результат в виде графика и гистограмм (Рис. 1). По горизонтальной оси графиков отложены: дата и время измерения, по вертикали количества счетов альфа активного радонного газа в единицах Бк/м<sup>3</sup>. На гистограммах (Рис. 1«б») приведены значения радионуклидов: Rn-222, Po-218, Po-216, Po-214 и Po-212, продукты уранового и ториевого рядов. В Таблице 1 приведены основные результаты наших исследований. В ней имеются география исследованных мест и характеристика зданий, в третьей и четвёртой колонках приведены координаты точек, затем дата измерения. Экспозиция измерения в пределах от 12 до 95 часов соответствовал инструкциям использованных приборов и дает надёжный результат. Полученные среднеарифметические величины радона были равны от 16 до 539 Бк/м<sup>3</sup>. А среднестатистическая величина общего радиационного фона

обследованных мест составляла ~2,5 мкЗв. Вклады радионуклидов Rn-222, Po-218, Po-216 и Po-214 были значительны и составляли: от 36 до 108 счётов/экспозиций.

Анализ полученных данных показывает, что во всех исследованных зданиях микроколичества радонного газа соответствует санитарно-допустимым нормам для категории «Население»[1], среднее значение которой 200 Бк/м<sup>3</sup>. В доме преподавателей ХГУ (20 квартал) количества радонного газа уменьшается с 113 до 32 Бк/м<sup>3</sup> с первого до 8-го этажа, что вполне объяснимо с точки зрения падения уровня Rn по мере увеличения высоты от поверхности земли. Также объясним более низкий уровень Rn в зданиях левобережной части Сырдарьи, которые в основном построены из кирпича и глины. На наш взгляд, такая же ситуация с радиационным фоном и радионуклидами наблюдаются в строительных объектах общественных, собственных и административных зданиях города Худжанда и вокруг него.

#### **Выводы:**

1. На основе полученных данных можно сделать заключение, что во всех исследованных строениях города Худжанда и вокруг него микроколичества Rn соответствует санитарным нормам для жилых и административных зданий, категории «Население».

2. По мере увеличения высоты от поверхности земли количества Rn уменьшается в два-три раза.

3. Аномальный всплеск на первом этаже нового здания ХГУ в 20 квартале (деканат факультета иностранных языков) объясняется тем, что время исследования попал на дождливый период, который способствует увеличению радона.

4. Исследование в данном направлении продолжают другим, плёночным методом, где в качестве индикатора Rn используются плёнки CR – 39 французского производства.

#### **Литература**

1. Нормы радиационной безопасности (НРБ - 06) СП2.6.1.001-06. Душанбе, 2006.
2. Сердюкова А.С., Капитанов Ю.Т. Изотопы радона и продукты их распада в природе. М.: Атомиздат, 1975, 296 с.
3. Финкельштейн Д.Н. Инертные газы. М.: Наука, 1979, 200 с.
4. Холейди Д.А., Рашинг Д.Е., Коулмен Р.Д. и т.д. Проблема радона в урановых рудниках. Перевод с английского под редакцией Маркова К.П. М.: Госатомиздат, 1961, 100 с.

## **ХВОСТОХРАНИЛИЩА, КАК ТЕХНОГЕННЫЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ**

**В. П. Наумов**

*ОО. «Экобезопасность»*

В Кыргызстане имеется большое количество горных предприятий, которые прекратили свою деятельность, а их хвостохранилища остались бесконтрольными. В них хранятся отходы обогащения руд, содержащие значительное количество радиоактивных и тяжелых металлов, которые оказывают негативное влияние на здоровье населения и наносят вред окружающей среде. Объемы вредных отходов составляют сотни миллионов тонн. Защитные сооружения хвостохранилищ со временем все более разрушаются и опасность, исходящая от них, все более возрастает. В настоящее время к хвостохранилищам относятся, в основном, как к объектам высокой экологической опасности. Имеется большое количество проектов, направленных на уменьшение их негативного воздействия. На реализацию этих проектов запрашиваются суммы, исчисляемые десятками и сотнями миллионов долларов США.

В советское время, когда, в основном, и образовались эти хвостохранилища, месторождения рудных ископаемых разрабатывались для получения одного-двух металлов, хотя руды Кыргызстана полиметаллические, и из них можно извлекать экономически выгодно 4-5 и более компонентов. К тому же, используемые ранее технологии обогащения руд не позволяли достаточно полно извлекать необходимые металлы. Зачастую в хвостохранилища отправляли хвосты обогащения руд с таким содержанием металлов, которое в настоящее время считается экономически выгодным при разработке новых месторождений.

Необходимо относиться к хвостохранилищам в первую очередь, как к техногенным месторождениям, и разрабатывать их с целью получения продукции и, соответственно, прибыли. При этом необходимо решать и экологические проблемы, то есть вопросы безопасного хранения вторичных отходов. Это поможет с гораздо меньшими затратами или даже с получением прибыли, решать вопросы, связанные с опасностью, исходящей от старых хвостохранилищ.

Разработка техногенных месторождений представляет особый интерес, т.к. для подготовки их к разработке требуется гораздо меньше средств и времени, чем для подготовки новых месторождений. Значительно сокращаются затраты на проведение горных работ. Сохраняются запасы природных ресурсов, которые будут нужны будущим поколениям не меньше, чем нам.

## **ЭПР- ДОЗИМЕТРИЯ – ПРОГРЕСС И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ**

**С.П. Пивоваров, А.Б.Рухин, Т.А.Середавина**

*Институт ядерной физики национального ядерного центра  
Республики Казахстан, Алматы, ул. Ибрагимова,1, E-mail: pivov@inp.kz*

В наш атомный век развитие методов регистрации ядерных излучений, или в обобщенном смысле дозиметрия, имеет чрезвычайно важное значение. Достаточно сказать, что В.К.Рентген и А.Беккерель сделали свои выдающиеся открытия только благодаря дозиметру, в качестве которого они использовали фотопластину, а дальнейший прогресс методов дозиметрии обеспечил успех работ М. и П.Кюри, Э.Резерфорда и т.д.

С тех пор дозиметрия непрерывно развивалась, привлекая все новые и новые физические эффекты, среди которых в последнее время очень бурно прогрессировала ЭПР-дозиметрия, буквально за несколько лет пройдя путь от лабораторных опытов до общепринятых Международных стандартов и включения этого метода МАГАТЭ и МКРЗ в число наиболее достоверных методик ретроспективной дозиметрии [7,8,9].

Физическая суть ЭПР- дозиметрии очень проста - в облученном теле возникают парамагнитные радиационные дефекты, имеющие неспаренный электрон, количество которых, пропорциональное поглощенной дозе, может быть определено методом ЭПР. Отсюда сразу же можно обозначить основные преимущества ЭПР-дозиметрии перед большинством других методик:



1. Эффект зависит только от величины поглощенной дозы, другие влияния почти полностью исключены.

2. В отличие от большинства других дозиметрических методов определяется именно поглощенная в данном материале доза, т.е. при выборе подходящего материала мы освобождаемся от необходимости делать не очень хорошо обоснованный пересчет величины поглощенной дозы в материале дозиметра к дозе в интересующем нас материале (например, в теле человека).

3. Сам процесс измерения не уничтожает информацию, поскольку величина воздействия на образец  $\mu\text{H} \ll \text{кТ}$ , поэтому измерение может быть несколько раз повторено и перепроверено в других лабораториях.

Если пренебречь процессами гибели, то накопление радикалов при облучении вещества описывается простой линейной функцией

$$\frac{dn}{dt} = GI \quad (1),$$

где  $n$  - число радикалов в единице объема,  $t$  - время облучения,  $I$  - мощность дозы,  $G$ -константа радиационного выхода, зависящая от типа облучаемого материала и в меньшей степени от температуры облучения. Обычно  $G$  определяют как число радикалов, образующихся при поглощении в 1 грамме облученного материала 100 eV энергии излучения. Для большинства материалов, используемых в ЭПР дозиметрии, она порядка единицы. Таким образом, при поглощении дозы 1 Гр число радикалов  $n=6,3 \cdot 10^{13} G \text{ Гр}^{-1} \text{ г}^{-1}$  [5]. При чувствительности ординарного спектрометра  $\sim 10^{10}$  спинов / 0,1 Т, ширине линии ЭПР  $\sim 1$  мТ и  $G = 1$  получаем, что предел детектирования ЭПР дозиметра при стандартной массе образца  $\sim 100$  мг будет порядка 15 мГр, что и было хорошо подтверждено сериями последних Международных экспериментов "Интеркомпаризон 3 и 4" [3,14].

Из этого оценочного расчета сразу же следует, что трудно ожидать, что ЭПР- дозиметрия может быть использована как оперативный инструмент для ежедневного контроля доз облучения, получаемых персоналом радиационно-опасных объектов (атомные реакторы, ускорители и пр.) Однако, это вполне подходящий инструмент и для радиационных технологий, и для ретроспективной дозиметрии населения при радиационных инцидентах. В последнем случае вопрос о требуемой величине минимально детектируемой дозы пока еще активно дискутируется, но, учитывая, что за счет естественного радиационного фона человек за жизнь получает 0,1- 0,2 Грея, можно сказать, что чувствительность порядка 0,3-0,5 Грея уже будет вполне удовлетворительной.

Необходимо также отметить, что чувствительность ЭПР- метода оказалась вполне достаточной для развития работ по датированию археологических и геологических объектов, эта методика основана на том, что зная величину ЭПР сигнала и радиационный фон, можно посчитать возраст данного объекта [4,5].

Рассмотрим теперь проблему выбора образца для целей собственно дозиметрии. Уже после первых регистраций спектра ЭПР в облученных материалах [2,6,13] появились идеи использования ЭПР для аварийной дозиметрии. На этом этапе пытались применить ногти, волосы, части одежды человека, но быстро выяснилось, что все эти материалы не дают возможность надежно провести реконструкцию дозы. Дело в том, что наряду с накоплением радикалов при облучении по (1) идут и процессы гибели их, так что реально уравнение накопления следует записывать в виде:

$$\frac{dn}{dt} = GI - k_1n - k_2n^2 - k_3f(n) \quad (2),$$

где  $k_i$  – некоторые константы, зависящие от температуры и типа материала. В результате кривая накопления становится нелинейной, число стабилизированных в материале радикалов уменьшается после прекращения облучения, иногда довольно быстро.

Наиболее неприятный случай, характерный для большинства материалов, когда  $k_3 \neq 0$ , тогда кривая накопления может стать немонотонной, что, конечно, для дозиметра неприемлемо. Физическая причина возникновения немонотонности состоит в том, что радиационные дефекты распределяются в матрице неравномерно, чаще всего кластерами, в результате процессы гибели становятся кооперативными и могут превалировать над процессами накопления.

Идеал - когда при комнатной температуре  $k_1=k_2=k_3=0$  и  $G$  велико. Физики долго занимались поиском такого материала, в итоге удалось найти довольно хорошее приближение - жесткие матрицы с относительно равномерным распределением дефектов. Материал дозиметра должен быть стабильным, недорогим, доступным, технологичным и пр. Оказалось, что в наибольшей степени всем этим требованиям отвечают зубная эмаль – биоминерал карбонат-гидроксил-апатит  $\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6(\text{CO}_3)$  -

и кристаллическая аминокислота  $\alpha$ -аланин  $\text{CH}_3\text{-CH}(\text{NH}_2)\text{-COOH}$ .

Зубная эмаль как будто специально создана для аварийной или ретроспективной дозиметрии человека - этот дозиметр у него всегда с собой, он всегда работает, сигнал ЭПР обусловлен только эффектами радиации, информация об облучении сохраняется при комнатной температуре до миллиона лет, константа радиационного выхода радикалов  $G \sim 1$ .

Аланин вследствие высокой линейности дозового отклика (вплоть до  $10^5$  Грей), высокой стабильности и низкой стоимости оказался очень удобным для радиационных технологий и сейчас рекомендуется как базовый метод в этой области [7,12].

Основное преимущество этого метода, кроме высокой линейности, - это почти полная эквивалентность элементному составу тела человека, поскольку аминокислота - составная часть белка. Подчеркнем, что аланиновая дозиметрия давно и успешно принята как Международный ISO/ASTM Стандарт [7].

Более сложной оказалась ретроспективная дозиметрия горных пород и минералов. Исследования в этой области проводятся уже давно, отличные обзоры многочисленных публикаций об эффектах природного облучения даны в [1,5], ЭПР сигналы, появившиеся в результате воздействия излучений ядерного взрыва, описаны в [10], но здесь еще имеется много нерешенных проблем и о стандартах пока речь не идет.

Мы здесь хотим обратить внимание на другой, почти не изученный аспект этой проблемы. Известно, что в облученном материале создаются различные радиогенные продукты и свободные радикалы, которые в силу своей высокой химической активности могут быть потенциально вредны - стимулировать генетические повреждения, способствовать возникновению рака и других патологий. Таким образом, радиационно-неблагополучные местности, кроме опасностей для здоровья, связанных с возможностью переоблучения, потенциально также опасны и вследствие наличия там генерированных длительным многолетним облучением свободных радикалов, способных вызвать патологии при попадании внутрь организма. Вопрос о степени вредности таких химически активных структур пока остается почти полностью неисследованным. Очень вероятно, что это окажется актуальным для таких районов, как древние урановые месторождения

По-видимому, первым практическим применением ЭПР- дозиметрии был анализ доз облучения жертв атомной бомбардировки г.г. Хиросима и Нагасаки [5]. Эти работы внесли серьезную ясность в оценку величины дозовых нагрузок населения и продемонстрировали перспективность методики. В дальнейшем она широко использовалась при оценке дозовых нагрузок в регионах Чернобыля, Челябинска и других мест ядерных инцидентов (США, Бразилия, Япония и пр.).

Значительную и очень важную информацию дала методика ЭПР при анализе дозовых нагрузок населения Семипалатинского региона в Казахстане, где до сих пор нет полного представления о величинах доз, полученных жителями окрестных сел в результате испытаний ядерного оружия. По величине радиационного сигнала ЭПР в эмали зубов были определены дозовые нагрузки представителей некоторых наиболее пострадавших от радиации сел, расположенных в непосредственной близости от территории Семипалатинского испытательного полигона, и введено представление о субпопуляциях [11].

Таким образом, метод ЭПР дал возможность развить новое, весьма перспективное направление в дозиметрии, обеспечив высокую точность и надежность получаемой информации. Необходима, однако, дальнейшая работа по его усовершенствованию, а также специальные исследования по выяснению степени влияния радиационноиндуцированных в объектах окружающей среды свободных радикалов на живые организмы, в первую очередь на людей и домашний скот.

### **Литература**

1. Марфунин А.С., Спектроскопия, люминесценция и радиационные центры в минералах, М. Недра, 1975, 237с.
2. Bijl D, Rose A. C - Innes, Nature, 175, 82 (1955)
3. Fattibene P, Wieser A, Adolfsson E, Benevides L.A, Brai M, Callens F, Chumak V, Cieselsky B, Della Monaca S, Emerich K, Gustafsson H, Hirai Y, Hoshi M, Israelsson A, Ivannikov A, Ivanov D, Kaminska J, Ke Wu, Lund E, Marrale M, Nakamura N, Pivovarov S, Reyes R.A, Romanyukha A.A., Rukhin A, Sholom S, Skvortzov V, Stepanenko V, Swartz H, Tarpan M.A., Toyoda S, Trompier F, Williams B, Zhumadilov K, The 4<sup>th</sup> International Comparison of EPR Dosimetry with Tooth Enamel: Part 1, Report on the results, Radiat. Measurements, 2011, in print.

4. Grun R, EPR dating applications in archeology and earth sciences, "EPR in the 21th Century", Elsevier, 2002, 613-620.
5. Ikeya M, Applications of ESR: Dating, Dosimetry and Microscopy. World. Sci., Singapore. - 1993. - 499 pg.
6. Ingram D. J., Hodgson W. G., Parker C.A., Rees W.T, Nature, 176, 1227(1955)
7. ISO/ASTM 51607 Practice for use of the Alanine-EPR Dosimetry System.
8. IAEA -TECDOC 1331, 2002, Use of EPR dosimetry with tooth enamel for retrospective dose assessment, 57 pg.
9. J. of ICRU, 2 (2), 2002 "Retrospective assessment of exposure to ionizing radiation".
10. Pivovarov S., Rukhin A., Seredavina T, EPR of environmental objects from Semipalatinsk Nuclear Test Site, Appl. Rad Isot. 2000, vol. 52/5, pp. 1255-1259
11. Pivovarov S. Rukhin A. Seredavina T. Sushkova N. Hill P. Peterson L. Exposure subpopulations and peculiarities of individual dose distribution among inhabitants of the Semipalatinsk region. Radiat. Measurements, 42, 2007, 1033 - 1036 .
12. Regulla D.F "EPR- spectroscopy: a future oriented tool for dosimetry and dating", Appl. Rad. Isot., 62 (2005), 117-127.
13. Sneider E.E., Dag M.J., Stern G, Nature, 168, 645 (1951)
14. Wieser A, Pivovarov S, et al. (26 authors), "The 3<sup>rd</sup> International Intercomparison on EPR tooth Dosimetry: Part I, General analysis." Appl. Rad. Isot., v62, №2, Febr. 2005, pp 163-173.

## ВЛИЯНИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА МОРФОФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ ПЛАЦЕНТЫ У РОЖЕНИЦ Г. МАЙЛУУ-СУУ

\* Г. К. Райымбекова, \*\* Т. К. Кадыралиев . \*\* Ж. К. Райымбеков

\* Кыргызская Государственная медицинская академия им. И. К. Ахунбаева.

\*\* Научно-исследовательский институт молекулярной биологии и медицины при Национальном центре кардиологии и терапии МЗ КР.  
Кыргызстан, Бишкек 2011 г.

### Введение.

После прекращения добычи урана в Кыргызской Республике сохраняются, причем без надлежащего контроля, более 37 урановых хвостохранилищ. Одним из таких районов является г. Майлуу-Суу, имеющий в своей окрестности хвостохранилища и горные отвалы урана и тория. В указанном регионе отмечается повышенный радиационный фон (2,5-2,8 раза превышающий ПДД), а также повышенное содержание солей тяжелых металлов в почве и в воде р. Майлуу-Суу (в несколько раз превышающий ПДК).

Наиболее показательным индикатором, характеризующим состояние здоровья человека в условиях радиобиогеохимического неблагополучия, является репродуктивное благополучие. Как известно, о снижении репродуктивного здоровья женщин можно судить по росту случаев ФПН [3,4]. О факте ФПН можно с уверенностью судить по морфофункциональному состоянию плаценты рожениц. В этом отношении плаценту можно использовать в качестве своеобразного биоиндикатора радиобиогеохимической нагрузки на организм человека.

### Цель исследования.

Изучить патоморфологическую характеристику структурных и функциональных особенностей плаценты у женщин при воздействии повышенного радиационного фона.

### Задачи исследования:

1. Изучить характер и направленность адаптационных процессов происходящих в плаценте у женщин репродуктивного возраста в зависимости от продолжительности воздействия повышенной радиации.

### Материалы и методы исследования.

Материалом исследования явились плаценты 59 рожениц с доношенными беременностями (40-42 недель). Исследования произведены в порядке научной экспедиции в г. Майлуу-Суу.

**Клинические группы:**

1. Контрольная группа – 25 рожениц являющиеся жительницами г. Бишкек.
2. Основная группа - 34 рожениц, постоянно или временно проживающих или проживавших ранее в условиях повышенной естественной радиации г. Майлуу-Суу.

Материалом для гистоморфологических исследований служили составные части последа – плаценты, оболочек, пуповины.

Применены следующие методы исследования: 1) макроморфометрические (органометрические) методы; 2) гистологические методы; 3) микроморфометрические методы. Кусочки материалов, отобранные для гистологического исследования фиксировали в 10% нейтральном растворе формалина. После обезвоживания препаратов заливали в парафин и с помощью санного микротомы готовились срезы толщиной 7-10 мкм и парафиновые срезы окрашивали гематоксилин-эозином и по Ван-Гизону. Морфологию и морфометрию изучали обычной световой микроскопией при увеличении 70-480.

**Результаты исследования.**

При визуально-макроскопическом анализе плаценты рожениц основной группы отмечались чаще типичные дисковидные формы. На поверхности плаценты у 17 рожениц отмечались небольшие очаги кальцинатов, а также «свежих» и «несвежих» инфарктов и гематом, что говорит о нарушении кровообращения в плаценте.

Объем плаценты у них составляет  $468,8 \pm 12,4$  мл, а ППК –  $0,132 \pm 0,001$ , тогда как у рожениц контрольной группы объем плаценты составил  $522,4 \pm 18,8$  мл, а ППК –  $0,152 \pm 0,01$  ( $P < 0,05$  и  $P < 0,05$ ).

Таким образом, имеет место дефицит объема плаценты и ППК у рожениц. Если судить по степени уменьшения ППК, то можно косвенно говорить о функциональном напряжении плаценты рожениц, постоянно проживающих в условиях повышенного естественного радиационного излучения г. Майлуу-Суу и его окрестностей.

Определенную динамику удастся проследить при микроморфометрическом анализе плаценты. В таблице 1 приведены морфометрические показатели плаценты в контрольной и основной группах. В норме вес плаценты составляет 500-700 г.

Таблица 1

Морфометрическая характеристика плаценты

Морфологические показатели	Основная группа*	Контрольная группа
Вес плаценты (г)	$300,2 \pm 45,6$	$514,6 \pm 60,4$
Толщина плаценты центральной части (мм)	$2,4 \pm 0,3$	$3,1 \pm 0,6$
Толщина плаценты краевой части (мм)	$2,2 \pm 0,2$	$2,4 \pm 0,25$
Диаметр плаценты (мм)	$18,5 \pm 1,2$	$18,6 \pm 2,0$
Длина пуповины (мм)	$58,2 \pm 3,1$	40-70
Площадь плаценты (мм <sup>2</sup> )	$2120,5 \pm 125,4$	$2710,4 \pm 133,4$

Примечание: \* -  $P < 0,05$

Макроскопически также обнаруживается неравномерная толщина отдельных долей плаценты, а на участках старых отслоек видны белые инфаркты и петрификаты. Эти изменения, как известно, также снижают компенсаторные возможности плаценты в виде уменьшения обменной ее поверхности.

У 10 пациенток имело место картина мелких склерозированных, деформированных ворсин с кровоизлияниями в межворсинчатое пространство (рис.1).

Выявляются дистрофические изменения в плаценте, проявляемые наличием фибриноида, очаговыми петрификатами, образующими местами конгломерат. Отмечается неразвитость терминальных ворсин хориона, сужение межворсинчатого пространства (рис.2). Местами ворсины склеены между собой и отмечаются участки ограниченного некроза эпителия. Отмечается разрастание стромы в створочных ворсинах. Муфтообразное разрастание стромы вокруг сосудов, за счет чего просвет сосудов значительно уменьшен. Также отмечается гиперплазия терминальных ворсин. Морфометрические исследования показали увеличение соотношения площади стромы к общей площади и, наоборот, уменьшение соотношения площади капилляра к общей площади и площади эпителий к площади

стромы.

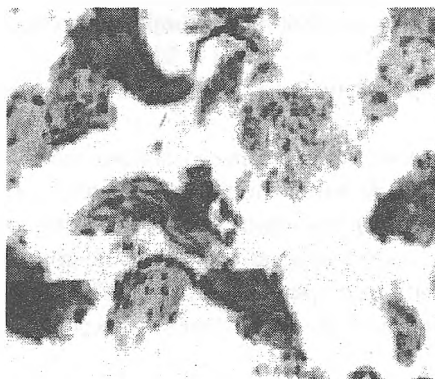


Рис.1. Плацента (роженица D). Мелкие склерозированные, деформированные ворсины с кровоизлияниями в межворсинчатое пространство. Гематоксилин-эозин. X 280.

У 6 рожениц в плаценте местами отмечаются очаговая гистолимфоцитарная инфильтрация и разрастание соединительной ткани стромы ворсин с клеточной реакцией. В частности, отмечаются кровоизлияния и выявляются очаги воспалительного процесса (рис.3).

У 2 пациенток имело место полная облитерация сосудов створчатых ворсин. При этом в стенке сосудов отмечается гистолимфоцитарная инфильтрация (рис.4).

В результате указанных изменений развивается дефицит плацентарного кровообращения, что приводит к хронической гипоксии плода.

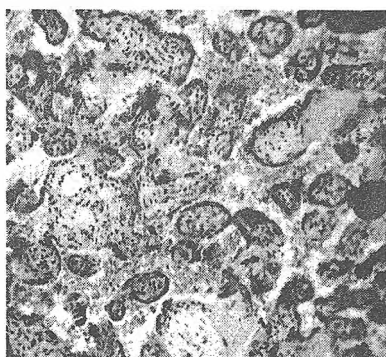


Рис.2. Гистоморфология плаценты (роженица Ц).  
Неразвитость терминальных ворсин хориона, сужение межворсинчатого пространства. Ван-Гизон. X 280.

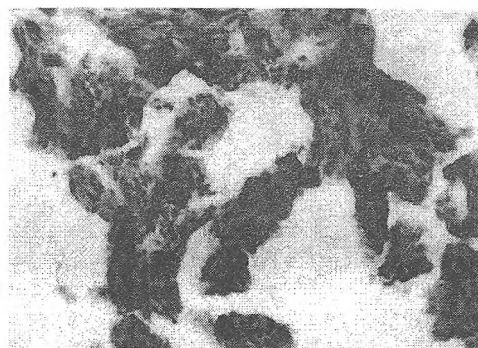


Рис.3. Гистоморфология плаценты (роженица Р). Кровоизлияния и очаги воспалительного процесса. Гематоксилин-эозин. X 280.

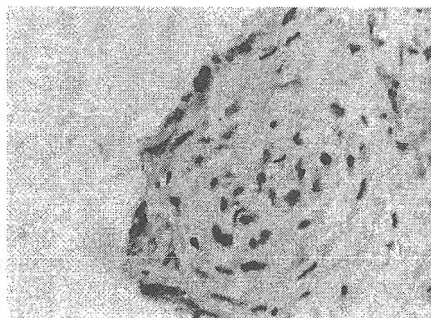


Рис.4. Гистоморфология плаценты (роженица А). В стенке сосудов отмечается гистолимфоцитарная инфильтрация Ван-Гизон. X 280.

Таким образом, у рожениц – коренных жительниц г.Майлуу-суу выявляются признаки нарушения

гемодинамики, значительное изменение основных элементов плаценты, в конечном итоге приводящие к глубокому нарушению функции плаценты – декомпенсированной стадии хронической ФПН. Об этом свидетельствуют и результаты изучения у них акушерского анамнеза и учета особенностей родов.

#### Заключение.

У рожениц – постоянно проживающих в зоне повышенной радиации отмечается функциональное напряжение ФПС. Причем, приспособительные реакции этой системы и организма в целом, не только ограничены, но и находятся на грани срыва адаптационных механизмов. Следовательно, имеются предпосылки к развитию хронической ФПН, а наблюдаемые инвалютивно-дистрофические и, тем более, воспалительные явления в плаценте способствуют ее прогрессированию.

#### Литература

1. Алайдарова Ж.С. Модель перинатальной охраны плода при внутриутробном инфицировании // Автореф. дис. ...канд.мед.наук. – Бишкек, 2002.- 24 с.
2. Алипов В.А., Бескровная Н.И., Кошелева Н.Г. Репродуктивная функция женщин, работающих на химическом производстве. – М. Медицина. – 1984. – 126.
3. Алешин Ю.Г., Торгоев И.А., Лосев В.А. Радиационная экология Майлуу-Суу.
4. Айламазян Э.К. Влияние экологических факторов на течение беременности // В кн.: Здоровье матери и ребенка и экологические проблемы / Сб.НИР. - Свердловск, 1990. – С.8-15.
5. Белинская А.М. Морфология плаценты многожавших женщин при неосложненной беременности и при некоторых видах акушерской патологии // Автореф. дис. ...докт.мед.наук. – Бишкек, 1995. – 42 с.
6. Болховитинова С.С. Морфофункциональное состояние плаценты при гипотрофии плода // Акушерство и гинекология. – 1985. - №12. – С.43-45.
7. Wallenburg H.C. Placental insufficiency: pathophysiology and therapetic approaches || Triangle.- 1990.- V.29.-N.4.-P.326-356.
8. Xuezh J., Vouxin Z., Vilam W. Studies of lead exposure on reproductive system: a rewiew of work in China || Biomed Environ. Csi. – 1992. - V.5.- N.3.- P.266-275

### ОЦЕНКА ВЕРОЯТНОСТИ ПРЕВЫШЕНИЯ ЭРОА РАДОНА В ВОЗДУХЕ ПОМЕЩЕНИЙ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ЭКСПРЕССНЫХ ИЗМЕРЕНИЙ

И.Ю.Силачев

*Институт ядерной физики НЯЦ РК, г. Алматы, Республика Казахстан  
e-mail: silachyov@inp.kz*

На протяжении последних десятилетий во всем мире уделяется пристальное внимание воздействию изотопов радона и их дочерних продуктов распада (ДПР) на здоровье населения. Аналитический аспект этой проблемы заключается в измерении содержания изотопов радона или их ДПР в воздухе помещений, причем для определения эффективной дозы необходимо знать объемную активность ДПР радона. Для измерения объемной активности ДПР  $^{222}\text{Rn}$  в воздухе, находящихся в равновесии с материнским радионуклидом, за рубежом широко используют внесистемную единицу "рабочий уровень" (Working Level, WL). Один WL соответствует объемной активности  $3700 \text{ Бк/м}^3$   $^{222}\text{Rn}$  в равновесии со своими ДПР. В России, Казахстане и некоторых других странах в радоновой дозиметрии используется понятие эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА), определяемое как взвешенная сумма короткоживущих дочерних продуктов распада радона и торона (Тн):

$$\begin{aligned} \text{ЭРОА}_{\text{Rn}} (^{222}\text{Rn}) &= 0,10A_{\text{Po-218}} + 0,52A_{\text{Pb-214}} + 0,38A_{\text{Bi-214}}; \\ \text{ЭРОА}_{\text{Tn}} (^{220}\text{Rn}) &= 0,91A_{\text{Pb-212}} + 0,09A_{\text{Bi-212}}. \end{aligned}$$

Нормируемой величиной является среднегодовое значение ЭРОА изотопов радона:  $\text{ЭРОА}_{\text{Rn}} + 4.6 \text{ ЭРОА}_{\text{Tn}}$ . К примеру, в воздухе эксплуатируемых жилых помещений эта величина не должна превышать  $200 \text{ Бк/м}^3$  [1].

Введение подобных ограничений предполагает проведение длительных и дорогостоящих из-

мерений среднегодовых значений ЭРОА в отдельных помещениях с использованием средств измерений интегрального типа. Полученные при этом усредненные значения маскируют вероятностный смысл результатов измерений, которые следует воспринимать как случайные величины.

Этих затруднений можно избежать, если сформулировать цель обследования не как получение выборочных среднегодовых значений ЭРОА изотопов радона, а как оценку риска (вероятности) превышения по результатам обследования определенной величины  $\beta$ . В таком понимании величины риска может быть вероятность превышения нормируемой величины ЭРОА изотопов радона в воздухе помещений конкретного населенного пункта, определенная по результатам выборочного обследования, с использованием инструментов математической статистики. К неперемным условиям подхода относится случайный характер выборки обследованных помещений, на основании которой проводят оценку радоновой опасности для населенного пункта в целом. Из этого также следует, что низкая воспроизводимость результатов измерений, обусловленная временными вариациями ЭРОА радона в помещениях, не имеет существенного значения при определенном минимальном объеме выборки. Поэтому оценку риска можно проводить по результатам экспрессных измерений ЭРОА ДПР изотопов радона, что позволяет в значительной степени сократить затраты на обследование.

Такой подход может быть оправдан при проведении предварительного обследования, полагая, что обследуемый населенный пункт достаточно однороден с точки зрения локальных проявлений поля ЭРОА изотопов радона (обусловленных геологическими и геофизическими факторами), т.е. мгновенные значения ЭРОА могут быть описаны гладкой функцией распределения.

Используя вероятностную модель, представим все возможные значения ЭРОА изотопов радона при проведении измерений в одном населенном пункте в виде непрерывной случайной величины  $X$  с некоторой функцией распределения  $f(x)$ , определенной для неотрицательных значений измеряемой величины:  $\int_0^{\infty} f(x) dx = 1$ , где  $f(x)$  – дифференциальная функция распределения случайной величины (плотность распределения вероятности). Тогда риск  $R_{\beta}$  – это вероятность  $P$  превышения  $X$  нормируемой величины  $\beta$ :

$$R_{\beta} = P(X > \beta) = \int_{\beta}^{\infty} f(x) dx < 1.$$

Если в ходе обследования ограничиться измерением только ЭРОА изотопов  $^{222}\text{Rn}$ , вклад ДПР торона можно учесть на основе среднестатистических данных. Обычно полагают, что  $\text{ЭРОА}_{\text{Tn}} = 0,1 \text{ЭРОА}_{\text{Rn}}$  [2]. Тогда, нормированному значению ЭРОА изотопов радона в воздухе жилых помещений  $200 \text{ Бк/м}^3$  соответствует предел измеренных значений ЭРОА  $^{222}\text{Rn}$   $137 \text{ Бк/м}^3$ , а вероятность превышения нормированной величины определяется как:

$$R_{137} = P(X > 137) = \int_{137}^{\infty} f(x) dx.$$

Оценка риска проведена по результатам выборочного радиационного обследования жилых помещений в населенных пунктах (поселках) Мангистауской, Западно-Казахстанской, Кзыл-Ординской и Восточно-Казахстанской областях, выполненного ИЯФ НЯЦ РК в летний период на протяжении ряда лет. Измерения ЭРОА изотоп  $^{222}\text{Rn}$  осуществляли радиометром аэрозолей “TN-IR-21” фирмы “Thomson&Nielsen Electronics”, Канада.

Для статистического анализа выбраны населенные пункты, в которых обследовано не менее 20 жилых помещений, находящихся на первом этаже зданий сельского типа, построенных из различных строительных материалов. Распределения ЭРОА изотопов  $^{222}\text{Rn}$  аппроксимированы логнормальной функцией и, в качестве альтернативы, – экспоненциальной функцией и двухпараметрической функцией Вейбулла (Рис.1). Качество аппроксимации первых двух функций проверяли с помощью непараметрического критерия согласия Колмогорова-Смирнова, функции Вейбулла – путем построения стандартного графика “вероятность-вероятность”. Значения  $R_{\beta}$  для трех видов  $f(x)$  рассчитаны с использованием пакета STATISTICA 6.0.



Рис.1. Аппроксимация распределений ЭРОА ДПР  $^{222}\text{Rn}$

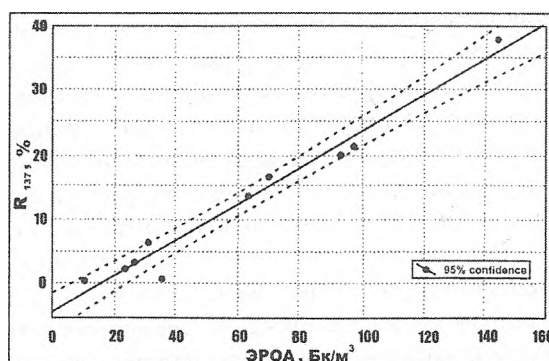


Рис.2. Зависимость между среднеарифметическими значениями ЭРОА ДПР  $^{222}\text{Rn}$  и оценкой  $R_{\beta}$  (%)

Проведенный анализ выявил нелинейную, в общем случае, стохастическую связь между оценкой  $R_{\beta=137}$  и такими параметрами эмпирических распределений ЭРОА изотопов радона, как среднее арифметическое, медиана и среднее геометрическое. Однако, для значений ЭРОА  $^{222}\text{Rn}$  не превышающих (150-200)  $\text{Бк}/\text{м}^3$ , эту связь можно считать линейной, что подтверждается высокими значениями коэффициента линейной корреляции более 0,94. Наиболее тесная линейная связь наблюдается между среднеарифметическими значениями ЭРОА и значениями  $R_{\beta}$ , рассчитанными при аппроксимации  $f(x)$  логнормальной функцией распределения (Рис.2).

Выявленная связь имеет практическое значение, позволяя с высокой надежностью производить оценку вероятности превышения нормированной величины ЭРОА изотопов радона по результатам экспрессных измерений ЭРОА  $^{222}\text{Rn}$  в воздухе помещений.

Таким образом, предлагаемый подход дает простую и наглядную количественную оценку риска и не требует длительных измерений, что позволяет рекомендовать его при проведении предварительного радиационного обследования населенных пунктах.

### Литература

1. НРБ-99 Нормы радиационной безопасности СП 2.6.1.758-99.
2. Севостьянов В.Н. Проблема радонобезопасности в Казахстане. – Алматы, 2004 г. – 210 с.

## РАЗВИТИЕ СИСТЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА В РАЙОНЕ ВЛИЯНИЯ ХРАНИЛИЩ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

А.В.Соломатина, А.М.Усубалиева, Н.А.Ращепкина, Б.М.Толонгутов

*Чуйская экологическая лаборатория,  
Центр экологической безопасности ГАООСи ЛХ при правительстве КР*

По инициативе Чуйской экологической лаборатории и при поддержке Государственного Агентства охраны окружающей среды и лесного хозяйства в Кыргызской Республике были предприняты действия для создания системы мониторинга объектов окружающей среды в районе влияния хвостохранилищ и горных отвалов, содержащих в себе радиоактивные отходы. Работа по созданию системы мониторинга и проведение его планируется проводить с участием всех экспертов в Кыргызской Республике, специализирующихся на проблемах радиационного и экологического контроля, а также в медицинских аспектах влияния радиоактивных отходов на организм человека. Деятельность оценивается через консультации международных экспертов и выражается через проекты МАГАТЭ, ГЭФ и Норвежского Агентства радиационной безопасности (NRPA). Деятельность в каждом проекте охватывает разные направления, что в конечном итоге должно позволить более эффективно решить вопросы по созданию системы радиоэкологического мониторинга.

Проект МАГАТЭ KIG 7002 позволит на примере пилотной площадки создать показательную концептуальную систему мониторинга вокруг объектов радиационной опасности. По итогам практических и теоретических работ будет произведена дальнейшая корректировка программы мониторинга, таким образом, будет выполнено доведение ее до «рабочего» состояния, приемлемого для выполне-



ния регулируемыми органами и испытательными лабораториями республики. В качестве пилотной площадки в 2011 году определен участок Минкуш, где рядом с одноименным населенным пунктом расположено 4 хвостохранилища с радиоактивными отходами. Хвостохранилища представляют собой остатки прошлой деятельности урановой промышленности, по своему состоянию являются закрытыми, так как после окончания деловой деятельности на участке с 1969 по 1971 г. была выполнена рекультивация объектов и территорий. В настоящее время наряду с радиационными рисками на участке возросли социальная напряженность и риски, вызванные природными факторами.

В рамках другого проекта имеется возможность для создания и улучшения регулирующих документов, направленных на проведение радиоэкологического мониторинга на региональном и национальном уровне, а также на уровне операторов, получивших лицензии на обращение с радиоактивными отходами. При разработке регулирующих документов будет учитываться деятельность в проекте МАГАТЭ, т.е. результаты будут встраиваться в общую систему, что позволит увеличить эффективность документов. В свою очередь результаты деятельности проекта по развитию регулирующей системы позволят дополнить отчет по оценке угроз для участка Минкуш, который будет разрабатываться в рамках проекта МАГАТЭ.

Также в Кыргызской Республике разрабатываются и совершенствуются концептуальные проектные решения для радиоэкологического мониторинга водных объектов Кыргызской Республики, так как водные ресурсы являются основными реципиентами радиоактивного загрязнения, возникающего от объектов хранения радиоактивных отходов. При помощи обширной гидрогеографической сети радиоактивное загрязнение легко может из локального приобрести трансграничное значение.

Такой проект должен решить вопросы организации системы мониторинга, как в краткосрочной, так и в долгосрочной перспективе. Мониторинг в краткосрочной перспективе позволит выявить проблемные зоны в отношении:

- экологического и радиологического состояния водного объекта,
- аналитических возможностей организаций, участвующих в мониторинге,
- детализации программы мониторинга (выбор параметров, периодичность отбора проб, сохранность проб, чувствительность методов анализа и пр.).

Мониторинг в долгосрочной перспективе позволит:

- оценивать текущее радиоэкологическое состояние водных источников,
- выполнять оценку воздействия на трансграничные территории Кыргызстана и соседних республик – Казахстана и Узбекистана,
- искать источники возможного загрязнения водных источников, как природные, так и искусственные,
- выполнять прогноз угроз и оценку рисков, связанных с трансграничными территориями и водными источниками,
- определять пути попадания загрязняющих химических и радиоактивных веществ в организм человека и в другие объекты окружающей среды,
- планировать и выполнять превентивные и корректирующие природоохранные мероприятия,
- планировать и выполнять мероприятия смягчающее воздействие на население,
- информировать общественность.

Таким образом, система мониторинга будет играть важную роль в работе регулирующих органов Кыргызской Республики, как гибкий механизм идентификации загрязнений, прогноза и рычага для принятия решений в области охраны водных ресурсов и радиационной безопасности населения.

Так, например, только в пределах Чуйской области имеются 5474 реки длиной более 10 км – они относятся к бассейну Аральского моря. Главной в гидрографическом и хозяйственном отношении является река Чу. В аспекте радиационных рисков река Чу, в первую очередь, является реципиентом радиоактивного загрязнения от участка Ак-Тюз, где в прошлом уже происходила авария, связанная с разрушением дамбы хвостохранилища, и от участка «Орловка», где разрушение дамбы хвостохранилища лежит в области потенциальной угрозы.

В связи с недостаточностью природного увлажнения на равнинной части Чуйской долины и территорий Казахстана сельское хозяйство основано на орошаемом земледелии. При этом Чуйская долина густонаселена, что также является важным фактором при разработке проектных программ мониторинга.

Развитие системы мониторинга начнется с краткосрочного мониторинга. Первичный мониторинг позволит выявить состояние фоновых речных вод, донных осадков и грунтов по берегам рек (вторичные загрязнители), результаты аналитического анализа позволят разработать модели для последую-

щего сравнительного анализа, а также позволит выделить и оконтурить проблемные новые и «застарелые» зоны загрязнения. По итогам первичного мониторинга будет разрабатываться программа долгосрочного мониторинга радиоэкологических показателей, в которой будут в обязательном порядке индцированы:

- контролируемые показатели (список), включая аспекты пробоподготовки и чувствительности методов,
- количество точек контроля,
- периодичность мониторинга,
- требования к организациям, выполняющим мониторинг,
- формы отчетности.

Программа первичного мониторинга будет включать в себя следующие шаги:

- сбор информации о водотоках и о местности вокруг хвостохранилищ,
- выбор пунктов для отбора проб воды и грунтов,
- выбор методов анализа и выбор оборудования (чувствительность методов анализа, минимальная детектируемая активность и погрешность приборов должны соответствовать нормативам, с которыми будет осуществляться сравнение результатов анализа),
  - национальные и региональные нормативы качества воды,
  - перечень веществ, определяемых In Situ (температура, pH, ORP, электропроводность, минерализация, растворенный кислород, BOD<sub>5</sub>, радон),
  - перечень веществ, определяемых в удаленных стационарных лабораториях (растворенные и взвешенные радионуклиды, общие токсикологические показатели, тяжелые металлы, карбонаты и др.),
  - перечень показателей, контролируемых при отборе проб воды (метеорологические показатели, гамма-излучение местности, координатная привязка, описание факторов, влияющих на состояние речной воды),
  - перечень требований к упаковке проб, методам транспортировки, консервации,
  - перечень организаций, участвующих в проекте (выполняющих отбор проб, анализ проб, получающих отчетность, выполняющих обработку информации) как государственных, так и принадлежащих частному сектору,
  - перечень объектов, являющихся источниками вторичного или косвенного загрязнения воды и подлежащих таким образом мониторингу (донные осадки, почвы вдоль берегов),
  - перечень получателей готовой информации (государственные регулирующие организации, местные органы самоуправления, общественные организации и СМИ).

В заключение можно сказать, что все проекты, направленные на развитие радиоэкологического мониторинга, позволят получить несколько социально-экономических, политических и общественных выгод:

- улучшение диалога между природоохранными ведомствами стран Центральной Азии,
- соблюдение статей Конвенции об оценке воздействия на окружающую среду в трансграничном пространстве,
- получение своевременной информации о радиоэкологическом состоянии основных трансграничных речных бассейнов,
- сокращение затрат на ликвидацию каких-либо потенциальных ситуаций, связанных с состоянием речных вод, благодаря своевременной оценке полученной информации и принятию превентивных и корректирующих мероприятий,
- сокращение затрат на проведение мониторинга за счет применения принципа «единого окна», т.е. одновременного мониторинга как экологических показателей, так и радиологических,
- повышение эффективности работы аналитических лабораторий (обучение персонала, улучшение финансирования и др.),
- развитие рынка аналитических услуг за счет привлечения лабораторий частного сектора,
- информирование общественности как на страновом уровне, так и на местном.

## URANIUM LEGACY AND ENVIRONMENTAL SECURITY IN CENTRAL ASIA

P.Stegnar, I. Shishkov, B.Salbu, M.Burkitbayev, B.Tolongutov, R.Radyuk, M.Yunusov

### Summary

Uranium ore mining and processing started in the former Soviet Republics of Kazakhstan, Kyrgyzstan, Tajikistan and Uzbekistan after the Second World War and lasted for half a century. Extensive mining and milling activities resulted in large amounts of uranium tailing materials and waste rock deposits, often dumped in inhabited areas or in their close vicinity. Both materials may have a potential radiological impact on the environment and local populations.

A NATO Science for Peace project RESCA and a Joint Norwegian – Kazakhstan – Kyrgyzstan – Tajikistan (JNKKT) project to secure the effective management of uranium industry wastes in the Central Asian republics of Kazakhstan, Kyrgyzstan, Tajikistan and Uzbekistan in order to prevent health and environmental damage, were initiated in 2006. The participating institutions include Jožef Stefan Institute, Slovenia, University of Environmental Sciences, Norway, Norwegian Radiation Protection Authority, Joint Stock Company Volkov-geologiya and Al-Farabi Kazakh National University from Kazakhstan, Chu Laboratory of Ecology, Kyrgyzstan, State Owned Company Vostokredmet, Tajikistan and the Institute of Nuclear Physics, Uzbekistan.

The U legacy sites in Central Asia investigated in the present work are sources of potential contamination of the downstream populated areas by technologically enhanced naturally occurring radionuclides and associated elements. The unfavourable radiological situation at these sites is by large extent a consequence of inappropriate management of the former U sites, mainly due to the lack of financial resources and deficiency of necessary radiation protection standards in the countries. The sites contain large amounts of U and its progenies as well as As and trace metals such as Mo, Ni, Cu, Pb, etc. and transfer of these contaminants occur via water and wind erosion to surrounding populated areas, transboundary transport can also be expected. The impact from these metals may induce the same biological effects as ionizing radiation. Thus, additive or synergetic effects cannot be excluded.

Work related to the Sfp project was carried out in three phases: characterization of source-terms and determination of local contamination at selected uranium tailing sites; radiation dose and impact assessment; identification of appropriate mitigation/remediation countermeasures. The JNKKT project focused also on the impact from trace metal loads, competence building by introducing new techniques as well as support to strengthen the regulatory systems.

The research part of the project was associated with environmental impact assessment of uranium legacy sites. Relevant analytical techniques, modern equipment, survey methods and protocols were applied for studying the radiation doses and the behavior of naturally occurring radionuclides and associated metals at the U sources and in the downstream environment, such as their accumulation, migration and pathways. This also included an assessment of the impacts of radionuclides on non-human biota.

The results obtained showed that radiation doses to resident public at all of the investigated sites (Kurday, Kazakhstan, Shekaftar, Min-Kush, Kadji Sai, Kyrgyzstan, Taboshar and Digmai, Tajikistan, Yangiabad and Charkesar, Uzbekistan) were relatively low. Low radiological risk and no detrimental health impact on resident public can be expected. Radiation at the sites is localized, with hot spots. At certain sites the hot spots represent a hazard that should be reduced by the implementation of countermeasures, such as restrict radioactive materials from former U production facilities for public use, close U mine shafts, cover eroded tailings or translocate tailings exposed to geohazards, restricted access to areas, and restriction on dietary intake. In areas prone to natural disasters such as earthquakes, landslides and flooding, the radiological situation should be addressed adequately and relevant protective countermeasures should be implemented in order to protect members of the resident public.

It is strongly recommended that the CA countries should establish appropriate national regulatory system forming the basis for management of legacy sites. Furthermore, a national site specific environmental monitoring programme, focussing on radionuclides as well as trace metals, in order to provide scientifically based impact and risk assessments for man and the environment for efficient institutional control of the relevant U legacy sites, should be established.

The partner institutions from the Central Asian countries have gained substantial knowledge and expertise during the project period, and young scientists from different institutions have been involved in advanced training of environmental radioactivity measurements and trace metal studies. The competence gained should be utilized in future national programmes addressing these issues.

## МЕДИКО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ГОРОДА МАЙЛУУ-СУУ И ВОЗМОЖНЫЕ ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Р. М. Тойчуев, Э.Т. Тостоков, Г.Р. Тойчуева, Ж.А. Мадькова, Н.Ш.Мамбетов

*Институт медицинских проблем, Южное отделение Национальной академии наук Кыргызской Республики. г.Ош, ЦГСЭН г. Майлуу -Суу.*

**Актуальность.** Одним из экологически неблагоприятных мест в Кыргызстане является город Майлуу-Суу, где расположены 23 хвостохранилища и 13 горных отвалов, оставленных уранодобывающей промышленностью в районе г. Майлуу – Суу. Общая занимаемая ими площадь, указанная в проекте, финансируемом Всемирным Банком «Предупреждение чрезвычайных ситуаций», на 01.04.2011 года составляет 606,8 тыс.м<sup>2</sup>, общий объем захороненных отходов 2,963 млн.м<sup>3</sup>, они загрязняют окружающую среду по всей Ферганской долине. При оценке действия этих факторов учтем наиболее характерные при радиоактивных поражениях, в их числе и геннообусловленные патологии.

**Целью** нашего исследования явились изучение врожденных пороков развития (ВПР) у детей, выкидыши у беременных женщин, мертворождение, различные опухоли, эндокринные патологии и инфекции.

**Материалы и методы.** Радиометрические, клинико-лабораторные исследования проводили в г. Майлуу-Суу, с 1995 г. по настоящее время. Определяли гамма фон, обследовали содержание радона в воздухе. Обследование проводили радиологи, экологи. Осмотр населения проводился специалистами ИМП ЮО НАН КР акушерами-гинекологами, неонатологами, эндокринологами, онкологами, педиатрами, невропатологами, терапевтами, хирургами, инфекционистами и др. специалистами. Для измерения уровня гамма-излучения пользовались гамма-радиометрами Eberline (FH40 F2) с рабочим диапазоном от 0,01 мкЗв/час до 10 мкЗв/час, и дозиметрами советского производства РЗС-10 НЗ, 1999 г. и СРП – 08-01, Тип РПГ 4-01, № 904, 1984 г. Радиометрические измерения проводили в домах и во дворе (если частный дом, тогда на всей территории хозяйства), в общественных местах, на остановках, в столовых, на улицах, в гостиницах и т.д. Всего проведено 209 замеров в различных частях – зонах города. Для определения содержания радона в воздухе применяли специальные ловушки с активированным углем. Анализы брались в течение года, в 80 домах, в 180 местах.

**Полученные результаты.** Из 209 радиометрических замеров в различных зонах города, повышенный гамма фон местами обнаружен в 42 случаях, что составляет 20,1% от 40 мкР/ч до 3000 мкР/ч. Содержание радона в воздухе в жилых помещениях г. Майлуу-Суу свыше 200 Бк/м<sup>3</sup> выявлено в 58,7% случаях. В то же время в расположенной ниже 12 км по течению реки Майлуу-Суу в зоне Кок-Таш максимально достигало 145 Бк/м<sup>3</sup>. Самый высокий процент в центральной части города 90,9%. Заболеваемость раком органов дыхания за 6 лет по городу Майлуу-Суу составляла 46,3 против 6,7 республиканского показателя на 100 тыс. населения, в то же время в Кок-Таше за 6 лет не было ни одного случая рака органов дыхания.

Другой не менее важный показатель загрязнения окружающей среды радионуклидами и высокого радиационного фона, это рождение детей с ВПР. Проводится мониторинг с 1990 по настоящее время. За 21 год по городу Майлуу-Суу доля детей, рожденных с ВПР, составляла 4,95% против 1,45% по городу Ош или в 3 раза больше чем в городе Ош. В зависимости от зоны проживания населения, самый высокий показатель ВПР выявлен у населения, проживающего вблизи отвалов - 7,03%, самый низкий показатель - в центре города, где население употребляет воду из крана, составляя 3,83%. В Кок-Таше, где население употребляет воду из реки Майлуу-Суу этот показатель составлял 6,2 % до 2005 года, после обеспечения населения чистой питьевой водой снизился до 3,33% с 2006 по 2010 год. Это и повлияло на общий показатель ВПР, т.е. за 16 лет наблюдений, включая 2005 год он составлял по городу 5,34%, после, т.е. в 2006-2010 годах снизился до 3,18%.

Аналогичные показатели выявлены с самопроизвольными выкидышами по г. Майлуу-Суу, за 16 лет включая 2005 г. они составляли 12,11% (против города Ош, где этот показатель 4,17%), с 2006-2010 гг. снижение показателя составило 6,81%.

Частота мертворождений соответственно 1,25% против 0,75% по городу Ош.

По данным за 6 лет в структуре онкологических заболеваний населения, проживающего выше отвалов и хвостохранилищ, первое место занимают опухоли кожи, составляя 28,5% против 9,1% в Кок-Таше и опухоли дыхательной системы - 19,4%, опухоли костной системы выше 16% ниже 9,7%,

крови 15 и 7,28%, что соответствует литературным данным [1]. Высокий процент опухолей кожных, костных и органов дыхания, из-за попадания радона в организм в отдаленные сроки ведет к остеосаркомам, пневмосклерозу и раку легких, бородавкам и раку кожи. Возможны опухоли других органов и тканей. В то же время в Кок-Таше в структуре опухолей, первое место занимают опухоли желудочно-кишечного тракта (ЖКТ), составляя 31,9% против города Ош 20,6%. После обеспечения население чистой питьевой водой в Кок-Таше снизился до 18,2%. Таким образом, причиной опухолей и врожденных патологий в условиях города Майлуу-Суу является загрязнение воздуха радоном и воды радионуклидами.

Самым чувствительным органом на воздействие радиации и радионуклидов, является щитовидная железа [3], [5]. Для этого было изучено увеличение щитовидной железы (УЩЖ) у детей, в зависимости от употребления воды из реки Майлуу-Суу. В селе Бурганды, в 1996-1997 гг. среди детей, регулярно употреблявших воды из реки Майлуу-Суу увеличение щитовидной железы (ЩЖ) выявлено из 272 осмотренных у 271-98,5%, в группе не регулярно употреблявших воду реки детей (село Жениш) в те же годы УЩЖ составляло 42%, в селе Ношкент, употреблявшем воду из реки Нарын-3,4% и селе Кудук употреблявшем воду из родника 2%. А в городе Ош соответственно 8,1%. Было предложена медицинским работникам проведение профилактики, назначение препаратов йода, местным властям - обеспечение населения чистой питьевой водой, и бизнесменам - качественной йодированной солью. После чего в селе Бурганды в 2003 году из 1024 осмотренных школьников УЩЖ выявлено у 675 -66%. Кроме того, в 2004 году в селах Бурганды, Жениш и некоторых зонах города Майлуу-Суу, в том числе Кок-Таше, была проведена массовая профилактика зоба «Антизобом». Показатель УЩЖ в селе Бурганды снизился до 39,2%, Жениш-27,1% в 2010 году. В Кок-Таше в 2004 году до проведения профилактики УЩЖ выявлено у 36%, в 2010 году снижение до 14,75%. В то же время, в селе Ношкент УЩЖ в 2010 году выявлено у 27,1%. В 2009 и 2010 годах в селе Кызыл-Кыя в группах детей, употреблявших воду из крана, УЩЖ выявлено у 26%, в группе детей, употреблявших из реки -34,1%. В городе Майлуу-Суу, в зоне Сары -Бээ, Южный -Кайрагач рассматриваемый показатель 33,3%. В центре города 22,1%.

Таким образом, полученные нами данные по патологиям УЩЖ соответствуют полученным данным Айтматовой Д. И. (2004) [2], т.е. причиной патологий является то, что в городе Майлуу-Суу загрязнены грунтовые воды, попадающие затем в реку особенно загрязнены грунтовые воды, вытекающие из-под хвостохранилища №3 (М42), они содержат уран в объемах 1648 мкг/л, в водах из-под хвостохранилища №5 (М18) - 1938 мкг/л, из-под хвостохранилища №8 (М48) - 131,4 мкг/л., т.е. и эти воды, попадая в реку Майлуу-Суу, загрязняют речную воду.

Проблемы инфекционных болезней. В отличие от других мест, с 2006 года в условиях города Майлуу-Суу заболеваемость населения брюшным тифом (БТ) стала наблюдаться и в зимние время. Выделенные микробы из воды реки Майлуу-Суу и от больных антибиотикорезистентны по сравнению с выделенными БТ палочками из других мест в летнее время. Кроме того, на территории города Майлуу-Суу имеются 19 очагов сибирской язвы из них 3 не установлены.

Сотрудниками ИМП в городе Майлуу-Суу и населенных пунктах, расположенных вдоль реки Майлуу-Суу, с 1996 года регулярно проводится мониторинг за состоянием здоровья населения.

Институтом разработан ряд мероприятий, направленных на снижение воздействия радионуклидов и гамма-фона, содержания радона в воздухе. При софинансировании Ошского бюро ОБСЕ проведены семинары, встречи, общественные слушания среди населения, школьников, с активом города и членами НПО. Выпущены календари на два года, буклеты, листовки, с описанием предложенных нами рекомендаций. Регулярно проводим профосмотры населения и детей, одновременно - лечение и профилактику заболеваний.

Наиболее действенными мерами профилактики заболеваний являются обеспечение населения чистой питьевой водой и устранение попадания радионуклидов из окружающей среды в биосреду. Для снижения содержания радона в воздухе населению рекомендованы изъятие ураносодержащих камней с территорий, озеленение территорий, посев трав, дождевой полив огородов, посадка черной смородины, шиповника, влажная уборка помещений два раза в день и влажная уборка территорий (в сухую погоду лучше не подметать). Мэрии города рекомендовано обеспечение население чистой питьевой водой (что и выполнено), реконструкция городских очистных сооружений - для профилактики эпидемии БТ, контроль качества за снабжением йодированной солью. Медикам рекомендовано назначение препаратов йода группам риска. Сотрудниками ИМП ЮО НАН КР с учетом действующих факторов и путей попадания в организм радионуклидов, разработаны и внедрены способы профилактики заболеваний и патологий.

В результате в группе, где в домах соблюдались все наши рекомендации, содержание радона в воздухе в центре города с 90,9% снизилось до 86,85%, в Южном-Кайрагаче, кроме того, после изъятия отвала с 83,33 до 72,2%, в Сары-Бээ с 73,4 до 22,2%. Всего по городу с 88,23% до 58,7%. Одновременно снизилась концентрация содержания радона в домах соблюдавших рекомендации в районе Южный – Кайрагач с  $1057,63 \pm 290,04$  до  $704,39 \pm 260,04$ . После изъятия отвала до  $470,41 \pm 47,09$ ;  $P < 0,001$ . Таким образом, соблюдение санитарно-гигиенических норм может значительно снизить содержание в воздухе радона.

После проведенных мероприятий, обеспечения населения чистой питьевой водой в Кок-Таше снижено рождение детей с ВПР с 6,0 до 3,34%.

По зубу, т.е. увеличению ШЖ, в группе детей, регулярно употреблявших йодированную соль и употребляющих воду из крана, зуб выявлен из 271 у 49, что составило 18,08 %. В группе детей в селе Бурганды, употреблявших воду из реки Майлуу-Суу, зуб выявлен у 39,2%, т.е. даже после проведения профилактических мероприятий препаратами йода и йодированной солью, в снижении патологии ШЖ желаемого результата не достигли. Для достижения целей нами разработаны меры профилактики зоба у детей, употреблявших загрязненную воду радионуклидами. При этом учитывались пути попадания радионуклидов в организм, то что в условиях города Майлуу-Суу населению, проживающему вдоль реки Майлуу-Суу, радионуклиды попадают через желудочно-кишечный тракт (ЖКТ). Поэтому сделан акцент на выведение радионуклидов из ЖКТ до всасывания в организм. Для этого был применен концентрат, полученный из лечебных трав и плодов, богатый витаминами, биологически активными веществами, микроэлементами, обладающий сорбентными (содержащими пектиновые вещества), слабо желче- и мочегонными свойствами.

Из литературы известно, что в процессе усвоения пищи пектин превращается в полигалактуроновую кислоту, соединяется с радионуклидами и токсичными тяжелыми металлами, образуя нерастворимые соли, не всасывающиеся через слизистую желудочно - кишечного тракта и выделяющиеся с калом [1], [4].

Учитывая, что радионуклиды и радиация приводят к развитию дисбактериоза, одновременно давали биопрепараты, полученные из местных штаммов бифидофлоры. Препараты йода назначались выборочно – группе риска, периодически, регулярно употреблялась йодированная соль. В этой группе, детей после проведенной профилактики УЦЖ по предложенному способу зуб выявлен из 61 у 2 - 3,27%.

Таким образом, одной из главных причин развития геннообусловленных, эндокринологических и инфекционных заболеваний в условиях Майлуу-Суу является загрязненная вода радионуклидами и воздух. Этот вопрос требует комплексного решения, с изъятием отвалов и хвостохранилищ, переносом их в более безопасное место, обеспечением населения чистой питьевой водой. Необходима и целенаправленная профилактика заболеваний с выделением средств со стороны государства.

## Литература

1. Аймухамедова Г.Б., Шелухина Н.П. Пектиновые вещества и методика их определения. Фрунзе. Издательство «Илим», 1964. С.119.
2. Айтматова Д. И. Автореферат «Воздействие горнодобывающей промышленности на окружающую среду и население горного обрамления Северной Ферганы (на примере рудников Майлуу-Суу, Сумсар, Чадак и Чаркесар)». Бишкек 2004.
3. Булдаков Л.А., Калистратова В.С. Радиоактивное излучение и здоровье. М.: Информ-Атом, 2003. С. 165.
4. Материалы с сайта <http://med-lib.ru/>.
5. Тойчужева Г.Р. Влияние загрязнения окружающей среды отходами ураносодержащих руд на частоту эндемического зоба у детей. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III Международной конференции, 23-27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. - 758 с. С. 600-601.

## СОСТОЯНИЕ СИСТЕМЫ КРОВИ У ЖИВОТНЫХ, ОБИТАЮЩИХ ВБЛИЗИ УРАНОВЫХ ХВОСТОХРАНИЛИЩ

Н.А. Токтогулова, А.А.Исупова, А.А.Койбагарова

*Кыргызская государственная медицинская академия им. И.К. Ахунбаева, г. Бишкек*

Проблемы радиобиологии для Кыргызской Республики актуальны ввиду наличия на ее территории ряда урановых горно-обогатительных и обширных радиоактивных хвостохранилищ [1].

Пгт Каджисай находится в Кыргызской Республике, Иссык-Кульской области, Тонского района. Территория 31,5 кв. км. Высота над уровнем моря составляет 1750 метров, которая может оказывать стимулирующее действие на эритроидные клетки костного мозга. Восточнее пгт. Каджисай, в долине Сухого на расстоянии 2,5 км находится радиоактивное хвостохранилище объемом 400000 м<sup>3</sup>. Хвостохранилище состоит из двух частей, одна половина застроена хозяйственными постройками электротехнического завода, а в другой части расположен золоотвал, создающий дополнительную нагрузку хвостохранилищу. В настоящее время Каджисайское хвостохранилище и защитная дамба под влиянием природных процессов и антропогенных воздействий начали разрушаться. Бывший рудник Каджисай, подвергается размыву, паводкам и селям, которые приводят к выносу радиоактивных материалов на поверхность, что является одним из потенциальных загрязнителей южного побережья оз. Иссык-Куль.

В результате миграции уран из хвостохранилищ по пищевой цепочке попадает в организм животного и, в частности, в его костный мозг.

В целях изучения важных вопросов о влиянии ионизирующего излучения и радионуклидов в биогеохимических провинциях на животные организмы был поставлен эксперимент на кроликах-самцах породы «шиншилла», массой 1,7-2 кг. Оригинальность нашего эксперимента состояло в том, что впервые изучались радиационные эффекты, обусловленные длительным поступлением радионуклидов в организм животных, обитающих в среднегорной местности. Были взяты следующие группы животных:

I группа - животные, содержащиеся в условиях низкогорья (770 м над ур. моря) - 21;

II группа - животные, содержащиеся в условиях низкогорья (770 м над ур. моря) и получающие с кормом соль урана -25;

III группа – животные, содержащиеся в условиях среднегорья вблизи уранового хвостохранилища и получающие уран естественным путем через воду, растения и др. (пгт. Каджисай, 1750 м над ур. моря) - 23;

IV группа – животные, содержащиеся в условиях среднегорья (пгт. Каджисай, 1750 м над ур. моря, чистая зона), получающие соль урана - 21.

Соль урана смешивалась с концентрированным кормом в следующих пропорциях: 1 неделя – в пределах ПДК (из расчета 1,0 мг соли на 1 кг живой массы); 2 неделя – 2,0 мг соли; 3 неделя – 4,0 мг; 4 неделя – 8 мг. Концентрированный корм с солями урана задавался опытным животным 2 раза в сутки (утром и вечером). В остальное время дня кроликам скармливали люцерновое сено и зеленый корм. В конце каждой недели взвешивали животных и определяли их клиническое состояние. Для получения постгеморрагической анемии производили однократное кровопускание в размере 3% от веса животного. О степени анемии судили по показателям количества эритроцитов, гемоглобина, цветового показателя и уровня ретикулоцитов на 6-й и 23-й день после кровопускания [2].

У всех животных изучены показатели цитогаммы костного мозга путем инъекции грудины иглой Кассирского и окраски полученных мазков по методу Май-Грюквальда. Подсчет миелограммы проводили на 500 клеток.

Считается, что около 0,3-0,7% клеток костного мозга (ККМ) относятся к стволовому пулу. Причем в норме около 90% стволовых клеток находятся в стадии покоя клеточного цикла, начиная делиться под влиянием различных факторов, и поэтому необходима достаточно адекватная нагрузка на кроветворный аппарат, чтобы выявились компенсаторные и патологические изменения со стороны показателей костного мозга и крови. В своих экспериментах мы учитывали вышешприведенные положения и в качестве дополнительного фактора использовали кровопускание, то есть своеобразную нагрузку на костный мозг. Моделирование постгеморрагического состояния позволило выявить потен-

циальные регенераторные возможности костного мозга – прецезионные механизмы, так как малые количества радионуклидов, хотя и поступающие регулярно и длительное время, даже на фоне среднегорной гипоксии не позволяли зарегистрировать однозначные достоверные реакции костного мозга на облучение.

Нами установлено, что постгеморрагическая анемия вызывает типичные изменения в показателях красного костного мозга у кроликов низкогогорья. Так, в частности на 6-й день после кровопускания происходит снижение уровня эритробластов на 24,5% с последующим полным восстановлением их уровня на 23-й день. У животных, которые получали с кормом уран в условиях низкогогорья, также происходило снижение эритробластов, но более значительно – на 63,5%. Причем и на 23-й день после кровопускания не было полного восстановления эритробластов, снижение их содержания составило 39,1% от исходного.

В третьей группе была исследована миелограмма костного мозга у животных, которые находились в условиях среднегорья, и уран попадал в организм этих животных естественным путем: алиментарным, аспирационным и др., в результате разрушения хвостохранилищ и вымывания урана в окружающую среду. Оказалось, что уровень эритробластов до начала кровопускания уже был снижен по сравнению с аналогичной низкогогорной контрольной группой на 27,2%, а кровопускание привело к еще более значительному снижению уровня эритробластов. Так, на 6-й день после кровопотери их уровень снизился на 45,2% и даже на 23-й день оставался значительно сниженным (на 42,1%).

В четвертой группе животные находились в условиях среднегорья в относительно чистой зоне и получали корм с искусственной добавкой соли урана. Исходный уровень эритробластов у них был значительно выше, чем в других группах, что можно объяснить в некоторой степени стимулирующим действием на костный мозг факторов среднегорья. Добавление в пищу этих животных урана и последующее кровопускание привело на 6-й день к снижению уровня эритробластов на 52,9%, но уже на 23-й день уровень эритробластов увеличился почти в два раза, хотя и оставался ниже исходного на 23,1%, но был все-таки выше, чем в предыдущей группе.

Очень схожая динамика наблюдалась и в жизнедеятельности более зрелой клетки по сравнению с эритробластом костного мозга – пронормоцитом.

Представляет значительный интерес динамика и других клеток - нормоцитов базофильного, полихроматофильного и оксифильного ряда. Так, в частности, нормоциты базофильного ряда у животных, находящихся в условиях низкогогорья, отреагировали на кровопускание меньшим снижением - на 26,2% и полным их восстановлением на 23-й день. У животных, находящихся в условиях низкогогорья и получающих уран с пищей, кровопускание на 6-й день вызвало снижение нормоцитов базофильного ряда на 47,1%, на 23-й день – на 26,8%.

У животных, которые обитали в условиях среднегорья, вблизи уранового хвостохранилища, уровень нормоцитов базофильного ряда на 6-й день кровопускания снизился на 52,0% и на 23-й день также оставался пониженным – на 47,9%. Животные, обитающие в условиях среднегорья, в экологически чистой зоне, имели исходно более высокий уровень нормоцитов базофильного ряда. Предварительное добавление соли урана и последующее кровопускание вызвало снижение этих клеток на 6-й день на 24,7% с последующим восстановлением к 23-му дню практически до нормы (табл. 1).

Со стороны клеток полихроматофильного и оксифильного ряда аналогичная динамика отличается лишь количественным уровнем.

Динамика вышеперечисленных данных объясняется тем, что процессы пролиферации и дифференцировки в системе крови регулируются сигналами обратной связи от более дифференцированных отделов, а также сигналами из других органов и тканей, приходящими по нервным и гуморальным путям. Важную роль играет кроветворное микроокружение, создаваемое всем разнообразием клеток, в первую очередь фибробластами, а также макрофагами, эндотелиоцитами, лимфоцитами. Их реакция происходит как через непосредственные контакты между клетками, так и через выработку цитокинов: фактора стволовой клетки, интерлейкинов, колониестимулирующих факторов, в свою очередь вырабатывающихся под действием радионуклидов или гипоксии, которые называются гемопоэтическими факторами [3].

Местные процессы облучения радионуклидами урана и последующее повреждение клеток костного мозга протекают, видимо, так же, как при общем облучении. Важна в этом случае способность к миграции ККМ, благодаря которой «опустошенный» участок заселяется полноценными стволовыми клетками. Повторное (а в нашем случае - постоянное) попадание радионуклидов приводит к тому, что кроветворение в участке костного мозга, содержащем радионуклиды, постоянно угнетается и также происходят повреждения стромальных клеток, имеющие длительный скрытый период развития [4].



Таким образом, можно сделать вывод, что восстановительные процессы в кроветворной системе после попадания в организм урана начинаются с увеличения числа эритробластов. Затем увеличивается митотическая активность и число клеток пролиферативно-созревающего пула. Позднее нарастает содержание созревающих и функциональных клеток. Однако в группах животных, обитающих в условиях среднегорья и получающих вместе с растительной пищей на протяжении всей жизни радионуклиды, полного восстановления числа клеток костного мозга после длительного облучения и кровопускания не происходит, но компенсируется регуляторными механизмами, действующими на уровне коммитированных клеток и клеток пролиферативно-созревающего пула.

Таблица 1

Показатели красного костного мозга у кроликов, обитающих в низко- и среднегорных условиях при попадании урана в их организм (%)

Группы	Серии	Показатели				
		эритробласты	пронормоциты	нормоциты базофильн.	нормоциты полихром.	нормоциты оксифильные
		M± m	M± m	M± m	M± m	M± m
I группа, n=21	исход.	2,25± 0,25	5,7± 0,7	8,4± 0,9	16,3± 4,0	0,33 ±0,002
	к/п, 6 день	1,7± 0,03*	3,2± 0,3*	6,2± 0,8*	10,2± 1,7*	0,15 ±0,001*
	к/п, 23 день,	2,4 ±0,02	5,9± 0,2	7,95± 0,1	14,3± 2,2*	0,4 ±0,1
II группа, n=25	исход.	3,28± 0,32	5,6± 0,6*	11,19± 1,22*	29,44± 1,36	0,39± 0,01
	к/п, 6 день	1,2± 0,1*	2,9± 0,1	6,3± 1,1*	9,3± 0,2*	0,21± 0,004*
	к/п, 23 день	2,0± 0,06*	3,1± 0,4	8,2± 1,9	22,7± 3,9	0,27±0,01 *
III группа, n=23	исход	1,64± 0,39	4,8± 1,02	7,08± 1,06	16,44± 1,06	0,36±0,015
	к/п, 6 день	0,9± 0,02*	2,1± 0,2*	3,4± 0,9*	10,6 ±0,9*	0,10± 0,022*
	к/п, 23 день	0,95± 0,01*	2,9± 0,3*	3,7± 0,2*	11,7± 1,0*	0,13± 0,001*
IV группа, n=21	исход.	4,03± 0,2*	6,8± 0,9	14,2 ±1,3*	21,2± 1,2*	0,59± 0,01
	к/п, 6 день	1,9± 0,04*	3,2 ±0,1*	10,7± 0,9*	18,3 ±1,1*	0,34± 0,02*
	к/п, 23 день	3,1± 0,01	5,3± 1,2	12,9± 0,7	20,4± 0,9	0,51 ±0,01

Примечание: \*- P<0,05 достоверно по отношению к исходным данным

#### Литература

1. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т., Тухватшин Р.Р. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана. – Бишкек, 2005. – 170 с.
2. Камышников В.С. Справочник по клинико-биохимическим исследованиям и лабораторной диагностике. - М.: МЕДпресс-информ, 2004. - 910 с.
3. Литвицкий П.Ф. Патофизиология в 2-х томах. - М.: ГЭОТАР-МЕД, 2003. - 742 с.
4. Бутомо Н.В., Гребенюк А.Н., Легеза В.И. Основы медицинской радиобиологии. – С-Пб.: Фолиант, 2004. – 379 с.

## РАДИОБИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ПРИИССЫККУЛЬЯ

Т.Э. Токтоева, Б.М. Дженбаев

ЫГУ им. К.Тыныстанова, БПИ НАН КР

В последние годы стала актуальной проблема экологической, и в т.ч. радиозэкологической безопасности среды обитания человека. Одной из наиболее значимых радиозэкологических проблем, определяющих современную радиационную обстановку на территории Иссык-Кульского региона, является опасность, исходящая от радиоактивных отходов. В мировой системе охраны природы особое место занимает уникальное высокогорное озеро Иссык-Куль. Правительством Кыргызской Республики 25 сентября 1998 года в Иссык-Кульской области была создана «Биосферная территория Иссык-Куль».

Физико-географическое положение 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 [6].

**Материалы и методы исследования.** Объектами исследования являются растения, почва и вода. При проведении полевых работ выполнены радиометрические измерения радиационного фона с помощью дозиметра (ДКС-96). Отбор и подготовка проб почв, воды и растений проводились в соответствии с методическими указаниями [7]. Удельную активность радионуклидов определяли на  $\gamma$ -спектрометре (CANBERRA) и УМФ - 2000.

**Результаты и обсуждения.** Уровень экспозиционной дозы в Иссык-Кульской котловине и на прилегающей территории колеблется от 15 до 47 мкР/час. Вариации естественного фона связаны с неоднородным распределением элементов радиоактивных рядов урана и тория в земной коре.

**Почва.** Среди всех биосферных объектов почва является «исключительно важным звеном», через которое осуществляется связь между неживой и живой природой, т.е. переход урана как природного элемента в живые организмы.

В состав естественных радионуклидов, создающих основной радиационный фон, входят три семейства последовательно превращающихся изотопов: ряды урана – радия, тория и актиния. Среди них при миграции по сельскохозяйственным цепочкам в системе, почва – растение наиболее важную роль играют  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{226}\text{Ra}$ . Из трех элементов не образующих семейств радионуклидов в этой системе наиболее важным является  $^{40}\text{K}$ . Концентрация средних естественных радионуклидов в почвах Прииссыккулья представлена по районам в таблице 1.

Таблица 1

Концентрация естественных радионуклидов в почвах Прииссыккулья (Бк/кг)

Районы	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$
Иссык-Куль	49,1±2,6	59,4±3,6	61,6±1,3	879±12
Тюп	106,6±1,7	68,7±2,1	61,0±0,7	984±6
Ак-Суу	42,3±2,5	66,8±3,6	62,2±1,3	861±10
Жеты-Огуз	57,8±2,7	71,5±3,7	67,5±1,3	911±10
Тон	97,3±3,2	111,7±4,2	112,2±1,5	1012±10

Содержание урана в почвах Иссык-Кульской котловины по данным В.В. Ковальского и др. (1968), колеблется от 0,8 до  $7,6 \cdot 10^{-4}\%$ . Из таблицы 1 видно, что оно в различных районах варьирует от 42,3 до 106,6 Бк/кг. Максимальные концентрации урана были обнаружены в Тюпском и Тонском районах. Кларковое значение  $^{238}\text{U}$  в земной коре составляет 28,9 Бк/кг, в почве 25 Бк/кг [1], что выше кларкового значения в 1,7-4,2 раза.

$^{232}\text{Th}$  в почвах содержится от 61,0 до 112,2 Бк/кг. Это также превышает кларк по Р.М. Алексахину (1990), (25 Бк/кг) в 2,4-4,5 раза. В почвах бывшего Советского Союза удельная активность  $^{232}\text{Th}$  колеблется в пределах 0,24-40,0 Бк/кг при среднем значении 31,1 Бк/кг.

По данным Баранова В.И. и Морозовой Н.Г. (1962) содержание Ra в почвах колеблется в пределах  $0,3-1,1 \times 10^{-10}\%$  [2]. Этот диапазон принят в качестве геохимического фона содержания Ra в почвах. Концентрация Ra в почвах района с повышенной радиацией может значительно превышать вышеуказанный геохимический фон, например, в горно-тундровых почвах от 1,5 до 43 раз, а в глее-

сильнопodzолистых почвах – до 30 раз. Кларк Ra для почвы - 29 Бк/кг, в почвах региона его удельная активность составляет 59,4-111,7 Бк/кг, что превышает кларковые значения в 2-3,8 раза.

Радиоактивный изотоп калия занимает второе место как источник излучений, обуславливающих природный радиоактивный фон. Кларковое значение  $^{40}\text{K}$  в земной коре составляет 655 Бк/кг, в почве 370 Бк/кг, в исследуемом регионе его удельная активность от 861 до 1012 Бк/кг.

Наиболее потенциально опасными радионуклидами, ввиду их активного включения в биологический цикл и большого периода полураспада принято считать  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Распределение их в пахотных почвах зависит также от агрохимических свойств почв и приемов их обработки. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в почвах Прииссыккуля колеблется в пределах от 3,3 до 7,0 Бк/кг, а  $^{137}\text{Cs}$  от 4,1 до 11,1 Бк/кг, это намного ниже ПДД.

**Вода.** Иссык-Куль, озеро тектонического происхождения, занимает большую часть котловины между хребтами Кунгей и Терской Ала-Тоо. В Иссык-Куль впадает около 118 рек, речек и ручьев. Здесь для районов с влажным климатом характерны мягкие кислые воды. Химический состав этих вод определяется главным образом деятельностью живых организмов. Химические и физико-химические реакции растворения пород, ионный обмен проявляются слабо, что выражается в низкой минерализации вод, меньше 0,5 г/л. В сухостепных и пустынных районах рост минерализации природных вод осуществляется за счет растворения пород и концентрирования благодаря испарению. Это ведет к постепенному увеличению концентрации урана. Содержание урана в таких водах  $n \times 10^{-7}$  г/л и изредка может достигать  $1 \times 10^{-6}$  г/л [5].

Воды рек Иссык-Кульской котловины в значительно большей степени обогащены ураном. Здесь, очевидно, это следует связывать не только с климатическими условиями районов, но и с геологическим строением речных долин, а также с особенностями химического состава речных вод, способных хорошо извлекать уран из горных пород. Содержание урана в водах рек Тон, Ак-Суу (район Тон, Чолпон-Ата)  $5,6 \times 10^{-6}$  г/л, что в 10 раз больше, чем в реках нечерноземной и черноземной зон России. А в одной из крупнейших рек Иссык-Кульской котловины Джергалан, эти значения зависят от времени года и места отбора проб (от  $1,8 \times 10^{-6}$  до  $1,0 \times 10^{-5}$  г/л) [4,5].

По нашим данным в воде Иссык-Куля в среднем  $3,0 \times 10^{-6}$  % урана. Разные части озера имеют различные значения по урану, что обусловлено неравномерностью процессов испарения и опреснения. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в воде варьирует в пределах от 0,015 до 0,036 Бк/л, а  $^{137}\text{Cs}$  от 0,043-0,065 Бк/л.

**Растения.** По данным В.В. Ковальского и группы авторов (1968) растения Иссык-Кульской котловины сильно обогащены ураном. В среднем они накапливают от  $3,7 \cdot 10^{-6}$  до  $5,1 \cdot 10^{-4}$  % этого элемента (на сухое вещество), в 1,5-240 раз больше, чем количество урана в растениях Курского заповедника, взятого за эталон в бывшем СССР. По нашим данным уровень радионуклидов растительного покрова природных урановых биогеохимических провинций Прииссыккуля колеблется в среднем от 9 до 12 по  $^{238}\text{U}$  Бк/кг;  $^{226}\text{Ra}$  - от 9 до 14 Бк/кг;  $^{232}\text{Th}$  - от 4 до 22 Бк/кг;  $^{40}\text{K}$  – соответственно 4102 и 6519 Бк/кг.

**Техногенная урановая провинция Каджи-Сай.** Техногенная урановая провинция Каджи-Сай расположена на южном берегу озера Иссык-Куль, в Тонском районе, в 270 км от г.Бишкек. Горнорудный комбинат министерства среднего машиностроения СССР по переработке урановой руды функционировал с 1948 по 1969 гг., в последствии он был преобразован в электротехнический завод. В этой провинции оксид урана извлекался не традиционным способом, из золы бурых ураносодержащих 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. Хвостохранилище с общим объемом урановых отходов 400 тыс. м<sup>3</sup> находится в 2,5 км к востоку от жилого поселка Каджи-Сай и состоит из двух частей. Одна половина застроена хозяйственными постройками электротехнического завода, на другой части расположен золоотвал, создающий дополнительную нагрузку хвостохранилищу. В настоящее время хвостохранилище и защитная дамба под влиянием природных и антропогенных воздействий начали разрушаться. Бывший рудник Каджи-Сай, подвергается размыву паводками и селями, которые приводят к выносу радиоактивных материалов на поверхность.

Уровень радиации в самом поселке Каджи-Сай и примыкающей к нему территории, сравнительно невысокий 18-40 мкР/час. Места захоронения отходов урановых выработок показывают 200-300 мкР/ч, а в отдельных точках до 600-800 мкР/ч. Анализ образцов почвы и грунтов показал, что на хвостохранилище в верхнем горизонте насыпного грунта (0-20см) содержание урана колеблется от 1,1 до

$2,6 \cdot 10^{-6}$  г/г, с глубиной несколько возрастает – до  $3,0 \cdot 10^{-6}$  г/г. Большую концентрацию урана имеет средняя зона хвостохранилища, где значение урана в верхнем горизонте грунта равно  $4,2 \cdot 10^{-6}$  г/г, в нижнем горизонте, на глубине 40-60 см –  $35,0 \cdot 10^{-6}$  г/г или в 8,3 раза выше [3]. Выявлена повышенная удельная активность, превышающая кларковые значения в несколько раз:  $^{238}\text{U}$  – 851,6 Бк/кг,  $^{226}\text{Ra}$  – 3789,6 Бк/кг,  $^{232}\text{Th}$  – 97,7 Бк/кг,  $^{40}\text{K}$  – 890 Бк/кг.  $^{137}\text{Cs}$  она составила 2,1 Бк/кг. Как отмечалось выше, «Каджи-Сайская» геохимическая провинция расположена на биосферной территории Иссык-Куль. Содержание урана в воде здесь имеет важное экологическое и социальное значение. Удельная активность общего урана в воде техногенной провинции составляет  $4,2-10,2 \text{ Вк л}^{-1}$ , что выше по сравнению с водой озера Иссык-Куль в 2 – 5 раз, а по сравнению с р. Кичи Ак-Суу и р. Булан-Сегету в 40-100 раз. Однако необходимо отметить, что ручей не всегда доходит до озера, а только в весенние и осенние периоды. Как показали наши исследования - до и после дождя не обнаружено особых различий по уровню и изотопному составу.

Растительность провинции характеризуется следующими ассоциациями: ксерофитно-кустарниковыми, полынно-эфемеровыми пустынями, колючеподушечниками (акантолимон алатавский (*Acontholimon alatavicum* Bunge), вьюнок трагакантовый (*Convolvulus tragacanthoides* Turcz). Растительный покров разрежен, проективное покрытие колеблется от 5 до 10 % и лишь на отдельных участках – до 50%. Содержание урана в различных видах полыни (*Artemisia*) в районе хвостохранилища сравнительно не высокое по отношению к региону в целом –  $0,03-0,04 \cdot 10^{-6}$  г/г. Представители бобовых – астрагал (*Astragalus*) и донник (*Melilotus*) содержат до  $0,09 \cdot 10^{-6}$  г/г урана. По данным Ю.Г. Быковченко эти виды растений могут служить в качестве фитомелиорантов для реабилитации хвостохранилища. Гармала (*Peganum Harmala*) в таких районах образует много махровых цветов с шестью-семью лепестками, вместо обычных пяти.

По результатам наших исследований процентное содержание урана в растениях провинции "Каджи-Сай" составляет от 0,17 до  $4,0 \cdot 10^{-4}$ %. Следовательно, есть основания полагать, что большинство растений каджи-сайского региона имеют повышенное содержание урана по сравнению с другими территориями.

Таким образом, приведенные исследования позволяют сделать следующие выводы:

1. Уровень экспозиционной дозы в Иссык-Кульской котловине, в самом поселке Каджи-Сай и на прилегающей территории колеблется от 15 до 47 мкР/час. Места захоронения отходов урановых работ дают 200-300 мкР/ч, в отдельных точках до 600-800 мкР/ч.

2. Почвы Прииссыккулья характеризуются повышенным содержанием естественных радиоактивных элементов по сравнению с кларковыми величинами литосферы. Так, например,  $^{226}\text{Ra}$  в почвах техногенной провинции Каджи-Сая в 130,7 раза превышает кларк.

4. Загрязнения территории Прииссыккулья искусственными радионуклидами (стронцием-90 и цезием-137) нами не обнаружено.

## Литература

1. Алексахин Р.М., Архипов Н.П., Бархударов Р.М. и др. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере // Миграция и биологические действие на популяции и биогеоценозы. – М.: Наука, 1990.- С.368.
2. Баранов В.И., Морозова Н.Г. Естественная радиоактивность некоторых типов почв СССР. // Микроэлементы и естественная радиоактивность почв, Изд-во Ростовского ун-та, 1962.
3. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т.Б. и др. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана. – Бишкек, 2005. 34с.
4. Воротницкая И.Е. Биогенная миграция урана в озере Иссык-Куль: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. - М.:МГУ, 1988. 17 с.
5. Кадыров В.К. Гидрохимия озера Иссык-Куль и его бассейна. - Фрунзе:Илим, 1986. - 212 с.
6. Ковальский В.В., Воротницкая И.Е., Лекарев В.С. и др. Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины // Труды биогеохимической лаборатории АН СССР. – М.: Наука, 1968г. –Т. XII. – С.5-112.
7. Соболева И.А., Беляева Е.Н. Руководство по методом контроля за радиоактивностью окружающей среды. М.: Медицина, 2002. – 432 с.

## ОБ ОСОБЕННОСТЯХ НАЦИОНАЛЬНОЙ СИСТЕМЫ РЕГУЛИРОВАНИЯ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПО ВОПРОСАМ ОБРАЩЕНИЯ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ, ПУТИ РАЗВИТИЯ СИСТЕМЫ И ПОМОЩЬ МЕЖДУНАРОДНОГО СООБЩЕСТВА КЫРГЫЗСКОЙ РЕСПУБЛИКЕ

Б.М.Толонгутов, К.М.Норузбаев, А.В.Соломатина

*Центр экологической безопасности ГАООСи ЛХ при правительстве КР,  
Чуйская экологическая лаборатория*

С момента своей самостоятельности Правительство Кыргызской Республики ищет наиболее приемлемые методы регулирования радиационной безопасности при обращении с радиоактивными отходами. Формировалась государственная политика и стратегия, создавалась и развивалась инфраструктура управления, создавалась своя национальная законодательно-нормативная база. Был пройден большой и трудный путь, одними из крупнейших его достижений стали Законы КР, гарантирующие радиационную безопасность населению Кыргызской Республики, установление основных критериев и норма безопасности персонала и населения, выражаемых годовой дозой нагрузки на организм, и вступление республики в ряды государств-членов Международного Агентства Атомной Энергии (МАГАТЭ), что позволило республике подключиться к информационной системе МАГАТЭ, получать помощь в обучении кадров и в обеспечении проектов по радиационной защите населения, персонала и окружающей среды.

Система регулирования радиационной безопасности – это сложная многокомпонентная система, включающая в себя различные направления, требующая внимания к каждому инструменту регулирования и требующая грамотного и адекватного финансирования. Рассматривая существующую систему регулирования в Кыргызской Республике, можно утверждать, что в системе имеются еще достаточно большие области для развития и укрепления. Комплексный подход требуется по вопросам развития и укрепления стратегии управления отходами, для чего необходимо, в первую очередь, выполнить координирование действий различных регулирующих органов по вопросам ядерной и радиационной безопасности персонала, населения и окружающей среды, а также разработать и утвердить на правительственном уровне национальную программу. Этап разработки, развития и укрепления системы регулирования в Кыргызской Республике происходит при участии международных экспертов, чей опыт работы в разных странах и в различных условиях является неоценимым вкладом для республики. Основная помощь оказывается экспертами МАГАТЭ, НАТО и Норвежского Агентства по регулированию радиационной безопасностью (NRPA), России, США, с их помощью осуществляется несколько региональных проектов в странах Центральной Азии.

Основными объектами регулирования в Кыргызской Республике являются действующие предприятия урановой промышленности и участки хранения радиоактивных отходов, по некоторым из которых была выполнена оценка угроз, включающая в себя рассмотрение радиационных, нерадиационных и геотехнических рисков. В основу оценки угроз были положены количественные и качественные параметры, уже известные для данного участка (по архивным результатам прежних исследований). Оценка угроз в проекте позволила компилировать исследования национальной инфраструктуры и законодательной базы с существующим состоянием объектов хранения радиоактивных отходов, и таким образом, выявить основные проблемы в регулирующей системе.

На состояние объектов хранения радиоактивных отходов отрицательно повлияли несколько факторов, основные из них: политический (отсутствие национальной стратегии, неэффективное регулирование и несовершенная законодательно-нормативная база), временной (жизненный цикл для большинства из искусственных объектов составляет более полувека) и человеческий (недостаток профессионально обученных специалистов). Основное влияние на радиозоологическую обстановку в КР оказывают объекты хранения низко-радиоактивных отходов, образовавшиеся от прошлой деятельности урановой промышленности Советского Союза. Доминантным параметром, обусловившим такой вывод, является значительный объем размещаемых отходов. Согласно данным Государственного кадастра отходов, на территории Кыргызской Республики находятся 35 хвостохранилищ и 37 отвалов горных пород, общий объем отходов, размещаемых на них, превышает 145 млн.м<sup>3</sup>, а занимаемая ими площадь составляет 650 га. Отличительными особенностями объектов хранения радиоактивных отходов для оценки радиационной опасности являются:

- в нормальном состоянии локальное воздействие объектов на свои окрестности:

- в агрессивном состоянии (сели, землетрясения, оползни, разрушение объектов вследствие человеческого фактора) имеется потенциальный риск воздействия на уровне регионального, республиканского или трансграничного масштабов.

На локальных участках повсеместно отмечены радиоактивные загрязнения почвы, воды и воздуха. Основными радионуклидами на загрязненных территориях являются изотопы природного урана (U238+235+234) и радия (Ra226).

Также экспертами, был выполнен анализ законодательной базы Кыргызской Республики с целью определения эффективности этой базы в вопросах регулирования радиационной безопасности, и в процессе которого были получены следующие основные выводы:

- в существующей законодательной базе имеются требования для принятия регулирующих положений по радиационной защите,

- необходимо продолжить работу по совмещению Политики и стратегий страны с Фундаментальными Принципами Безопасности и с международными инструментами, соглашениями и кодексами, которые были ратифицированы государством

- иерархия документов законодательной базы по вопросам радиационной безопасности не является завершённой системой, определено значительное количество пробелов (более 60 % от всей системы), в основном, касающихся нижних ступеней иерархической структуры (правила, нормы, положения, инструкции и т.д.).

Анализ инструментов регулирования показал, что и в этом направлении Кыргызская Республика нуждается в развитии и укреплении, так как при всем многообразии руководящих ведомств в стране нет основного органа по регулированию радиационной безопасностью. Вследствие неопределённости функций основного регулирующего органа в стране не работают некоторые механизмы для жизнеобеспечения основных принципов безопасности, например:

- не выполняется координирование действий различных регулирующих органов по вопросам ядерной и радиационной безопасности персонала, населения и окружающей среды,

- не выполняется инспекционный контроль объектов, имеющих источники радиационной опасности,

- не выполняется работа в направлении предупреждения образования бесхозных источников ионизирующего излучения и не обеспечивается контроль над объектами, где уже имеются бесхозные источники, образовавшиеся в прошлом,

- не выполняется оценка угроз для объектов, имеющих источники радиационной опасности, и т.д.

В качестве факторов, вызывающих беспокойство регулирующих органов, и обуславливающие необходимость повышения эффективности их деятельности, отмечены следующие процессы:

- ухудшение состояния окружающей среды в местах проживания населения по причине старения инфраструктуры участков для хранения отходов и отсутствия надлежащего ухода за ними

- перенос радиоактивных и химически токсичных веществ на большие расстояния, как по территории республики, так и в трансграничном отношении

Необходимо создать документы, которые позволят улучшить систему регулирования радиационной безопасности в Кыргызской Республике. Согласно законодательству и основополагающих принципов радиационной безопасности развитие регулирующих документов должно происходить в первую очередь в аспекте защиты здоровья населения, персонала и окружающей среды. Определён некоторый перечень необходимых действий при работе с выбранными приоритетами, например:

- развитие и внедрение стандартов защиты и оценки риска, включая Основной Технический Регламент по радиационной безопасности

- характеристика участков в соответствии с рекомендациями МАГАТЭ на примере участка Минкуш в рамках национального проекта МАГАТЭ KIG-7002 (план на 2011 год)

- развитие социально-гигиенического мониторинга на участках, и комплексные социально-экономические решения (такие, чтобы у населения не возникало интереса для, например, сбора радиоактивного угля и металлолома).

## ПРОБЛЕМЫ РЕАБИЛИТАЦИИ ОБЪЕКТОВ УРАНОВОГО НАСЛЕДИЯ В КЫРГЫЗСТАНЕ

И.А.Торгоев, Ю.Г. Алёшин

*Институт геомеханики и освоения недр НАН КР,  
Научно-инженерный центр «ГЕОПРИБОР»*

Урановые хвостохранилища в Кыргызстане, особенно созданные на начальном этапе развития Атомного проекта СССР, представляют собой серьезную экологическую угрозу из-за своей слабой защищенности от стихийных бедствий, непосредственной близости к главным водным артериям региона Центральной Азии (ЦА), городам, поселкам и государственным границам, а также вследствие несовершенства конструкции основных сооружений (дамб, ложа, защитных экранов, бортов). Возрастающий с годами экологический риск этих хранилищ радиоактивных отходов (РАО) связан с возможным выбросом токсичных «хвостов» в гидрографическую сеть региона ЦА в результате обрушения их неустойчивых дамб.

Правительство Кыргызстана делает многое, чтобы привлечь внимание международных организаций к актуализации и решению проблем урановых хвостохранилищ в «горячих точках» Кыргызстана (Ак-Тюзе, Каджи-Сае, Майлуу-Суу, Мин-Куше, Шекафтаре). Международное сообщество проявляет интерес к указанным объектам с целью оказания финансовой и технической помощи в снижении экологических рисков национального и регионального масштаба. Так, в период с 1996 -2006 гг. были реализованы проекты ТАСИС по оценке рисков хвостохранилищ в Мин-Куше, Майлуу-Суу с конкретными практическими предложениями по реабилитации хвостохранилищ. К числу рекомендованных мер относятся предложения по переносу наиболее проблемных хранилищ на безопасные участки. Эти предложения содержат предварительную технико-экономическую оценку мероприятий по переносу радиоактивных отходов (РАО). В 2004-2006 гг. был реализован проект МНТЦ КР-1044р «Демонстрация уранового хвостохранилища в Каджи-Сае», целью которого являлась разработка рабочего проекта реабилитации этого хвостохранилища, расположенного в 1,8 км от оз. Иссык-Куль. Проект включал строительные работы по укреплению удерживающей дамбы с созданием противоэрозионного покрытия. В 2006 г. Правительству страны удалось добиться финансирования Всемирным Банком (ВБ) в рамках Проекта «Предупреждение чрезвычайных ситуаций» проектно-исследовательских и строительных работ по улучшению ситуации в районе хвостохранилищ г. Майлуу-Суу. В 2009-2010 гг. к решению проблем управления РАО с помощью ПРООН было привлечено внимание международных финансовых организаций, составлены предварительные ТЭО по реабилитации хвостохранилищ в Ак-Тюзе, Мин-Куше (перенос хвостохранилища Туяк-Суу), одобренные МАГАТЭ.

Вместе с этим следует отметить, что при осуществлении конкретных мероприятий по реабилитации проблемных хвостохранилищ и отвалов под патронажем иностранных фирм и консалтинговых кампаний, повторяются те же ошибки и упущения, которые имели место в прошлом при сооружении, эксплуатации и рекультивации этих проблемных объектов в сложный период стремительной «гонки вооружений». Речь идёт об ошибках, связанных с неудачным выбором площадок для переноса или перезахоронения РАО и недостаточным учётом специфических особенностей горных территорий, обусловленных повышенной сейсмической, оползневой и селевой опасностями, возрастающими по мере происходящего изменения климата. Подобный подход в прошлом стал основной причиной экологических угроз и напряжённости, исходящих от урановых хвостохранилищ в Кыргызстане.

В качестве характерного примера такого недалёковидного подхода к реабилитации можно сослаться на ход реализации упомянутого выше Проекта ВБ в Майлуу-Суу, на хвостохранилищах №3,18, которые ответственным исполнителем проекта фирмой «Wisutec» (Германия) планируется перенести на хвостохранилище №6. Здесь следует пояснить, что ещё задолго до начала реализации проекта ВБ местными и международными экспертами было рекомендовано перенести «хвосты» из хранилища №3 на безопасные участки хвостохранилищ №11, №15, расположенные в стороне от долины реки Майлы-Суу. Эти рекомендации разработанные авторами настоящего доклада ещё в 2001 г., основывались на сопоставительной количественной оценке риска различных альтернативных площадок, в их числе следующих участков: хвостохранилища №3 (x3); хвостохранилища №6 (x6); хвостохранилища №11 (x11); хвостохранилища №15 (x15) и подземного захоронения отходов в горных выработках рудника №6 (Подзем). В таблице1 приведены результаты сравнительной рейтинговой оценки указанных вариантов площадок в виде Матрицы геотехнических, гидрогеологических и

социально-экономических рейтинговых оценок факторов риска и условий перечисленных выше площадок для складирования отходов из хвостохранилищ №3,8.

Как видно из таблицы 1 по геотехническим факторам риска наиболее предпочтительным вариантом кардинального решения проблемы было бы подземное захоронение РАО с суммарной рейтинговой оценкой 80 баллов, затем в порядке приоритетности следуют площадки хвостохранилищ №15 (59 баллов) и №11(47 баллов). Самыми низкими рейтинговыми оценками по геотехническим факторам характеризуются нынешняя площадка хвостохранилища №3 (11 баллов) и №6 (23 баллов), что связано с высоким риском оползневых угроз на этих участках. Следует обратить внимание на то, что оползневой потенциал участка левобережного склона, расположенного напротив хвостохранилища №6 полностью не исчерпан.

По сумме гидрогеологических и экологических рейтинговых оценок неоспоримым преимуществом характеризуются те же площадки хвостохранилищ №15 (60 баллов) и №11 (52 балла), затем следуют площадка хвостохранилища №6 (45 баллов), подземное захоронение (36 баллов) и вновь самой низкой оценкой характеризуется хвостохранилище №3 (всего- 5 баллов), что объясняется близостью хвостохранилища к реке, очень высокой селевой угрозой, загрязнением грунтовых и поверхностных вод.

По совокупности социально-экономических оценок, включающих оценку финансовых затрат на перенос «хвостов» с участка хвостохранилища №3 на рассматриваемые альтернативные площадки, наибольшим преимуществом участок обладает вариант хвостохранилища №11 (108 баллов), затем в порядке убывания следуют подземное захоронение РАО (76 баллов), хвостохранилище №6 (63 балла). Наименьшей рейтинговой оценкой характеризуется вариант хвостохранилища №15 (42 балла), что в основном связано с большой удалённостью (10 км) этой площадки и значительными затратами на приведение в порядок автодороги на это хранилище.

В целом по совокупности всех перечисленных геотехнических, гидрогеологических, экологических и социально-экономических факторов наиболее предпочтительным вариантом для переноса выглядит площадка хвостохранилища №11 (207 баллов), за ней по сумме баллов следуют подземное захоронение (192 балла), хвостохранилище №15 (161 балл) и только после него следует принятый в настоящее время вариант-хвостохранилище №6 (131 балл).

Несмотря на приведённые выше оценки рисков различных альтернативных вариантов переноса (табл.1), которые неоднократно докладывались на различных семинарах и рабочих встречах с представителями фирмы «Wisutec», всё-таки была разработана проектно-сметная документация на перенос РАО с хвостохранилищ №3,18 на участок хвостохранилища №6. По нашему мнению, несмотря на уроки прошлых лет, у проектантов «Wisutec», снова возобладали сугубо финансово-экономические соображения, которые сводятся к тому, что перенос РАО на предлагаемую нами площадку хвостохранилища №15 связан с необходимостью работ по восстановлению автодороги, требующих значительных финансовых ресурсов, превышающих смету проекта ВБ, значительную часть которой составили затраты на консультационные услуги иностранных экспертов. С учётом этого нами была предложен альтернативный вариант - площадка хвостохранилища №11, расположенная вне долины реки Майл-Суу и на небольшом удалении от хвостохранилища №3(всего 1,8 км). Причём оба предложенных нами варианта помимо изложенных выше преимуществ выгодно отличаются ещё и тем, что транспортировка радиоактивных «хвостов» автотранспортом или канатной дорогой в случае выбора площадки хвостохранилища №11 практически не затронут население и транспортные коммуникации города. В то время как при транспортировке РАО на хвостохранилище №6 грузовыми автомобилями будут задействованы существующие оползнеустойчивые правобережная и левобережная автодороги, по которым активно перемещается население, домашний скот, а русло и пойма реки используются местным населением в хозяйственных целях. Кроме того, проектом ВБ предусматривались работы по стабилизации в 2008-2009 гг. оползня Кой-Таш, систематически разрушающего в весенний период левобережную дорогу на отрезке, где планируется перевозить РАО из хвостохранилища №3. Однако указанные работы до сих пор не выполнены в требуемом объёме. Не случайно при попытке начала работ по переносу хвостов в 2010 г. исполнители проекта ВБ натолкнулись на агрессивное противодействие местного населения г. Майлуу-Суу и вынуждены были приостановить работы, которые предполагается продолжить в 2011 г, хотя строительные работы по переносу должны были завершиться по утверждённому плану ещё в 2009 году.



Таблица 1

Геотехническая, гидрогеологическая и социально-экономическая матрица рейтинговых оценок факторов риска и условий площадок для складирования отходов, хранящихся на хвостохранилищах №№3, 18

№	Основные факторы риска	Ранг факторы (параметры)					Вес. коэф	Ранги для площадок					Значения фактора для				
		0	1	2	3	4		х-3*	х6	х11	х15	Под зем.	х3*	х6	х11	х15	Под зем
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<b>ГЕОТЕХНИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ</b>																	
1	Крутизна склонов	> 20°		10 – 15		5 – 10	1	0	0	2	2	0	0	0	2	2	0
2	Риск воздействия оползней, включая вторичные эффекты	Очень высокий	Высокий	Средний умеренный	Низкий	Отсутствует	7	1	2	3	4	4	7	14	21	28	28
3	Расстояние до ближайшего сейсмоактивного разлома (км)	0,5 – 2,0	2 – 10	10 – 20	20 – 30	Не имеет значения	4	1	0	1	1	4	4	0	4	4	16
4	Сейсмический риск (эффекты локального усиления), разжижение	Очень высокий	Высокий	Средний умеренный	Низкий	Отсутствует	5	0	1	2	3	4	0	5	10	15	20
5	Эрозионные процессы	Интенс. овраж. эрозия	Умеренн.	Незначительная	Плоскост. Эрозия	Отсутствует	4	0	1	3	3	4	0	4	12	12	16
<b>ИТОГО</b>													11	23	47	59	80
<b>ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ</b>																	
6	Подпитка подземными водами	Да	-	-	-	Нет	4	0	4*	4	4	0	0	16*	16	16	0
7	Загрязнение грунтовых вод	Да	-	-	-	Нет	2	0	4	4	4	0	0	8	8	8	0
8	Расстояние до реки (м)	0 – 50	50 – 100	100 – 500	500 – 1000	Больше 1 км	2	0	2	2	4	4	0	4	4	8	8
9	Селевой (паводковый) риск	Очень высокий	Высокий	Средний умеренный	Низкий	Отсутствует	5	1	3	4	4	4	5	15	20	20	20
10	Эрозия донная, береговая	Интенсивная	Умеренн.	Незначительная	Низкая	Отсутствует	2	0	1	2	4	4	0	2	4	8	8
<b>ИТОГО</b>													5	45	52	60	36



Очевидно, что концепция санирования и реабилитации каждого из проблемных объектов в Кыргызстане должна строиться с учетом реальных сейсмотектонических, инженерно-геологических, климатических условий и природных рисков в районе размещения отходов, на основе анализа и учёта ошибок и просчётов, допущенных в прошлом при сооружении, эксплуатации и консервации этих потенциально опасных в экологическом отношении объектов. Весьма убедительным и наглядным примером необходимости тщательного учёта природных рисков при сооружении и/или реконструкции, реабилитации объектов уранового наследия является природно-техногенная катастрофа в Японии, на АЭС Фукусима, которая была сооружена в прибрежной цунамиопасной зоне без обеспечения соответствующей защиты. Причём цунами в этом районе Японии не являются экстраординарным явлением, поскольку известно, что в прошлом в рассматриваемом районе отмечались цунами с ещё большей высотой волны, достигавшей в 1886 г. высоты в 38 м, что почти вдвое превышает высоту, достигнутую при нынешнем землетрясении 11 марта 2011 (M=9).

Рассматривая любой проект, план инженерных мероприятий по реабилитации, следует иметь в виду, что стабильным хранилище или захоронение РАО на поверхности Земли, в сейсмически активных горных районах может считаться только в том случае, если защитные свойства его конструкции (ложе, борта, дамба, защитный экран): могут оставаться достаточно надежными в течение длительного периода времени (по стандартам МАГАТЭ до 1000 лет); способны противостоять воздействию экстремальных факторов окружающей среды и стихийных бедствий; способны предотвратить сверхнормативную утечку вредных веществ в воду, атмосферу, почву и растительный покров. Учитывая, что существенным ограничением для реализации многочисленных проектов рекультивации, реабилитации и адекватного содержания (мониторинга) хранилищ РАО, является хронический недостаток доступных финансовых ресурсов в бюджете страны, необходимо рационально использовать средства, выделяемые на эти цели международными организациями и банками.

## ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ КАТАСТРОФИЧЕСКИХ АВАРИЙ НА ХВОСТОХРАНИЛИЩАХ КЫРГЫЗСТАНА

И.А. Торгоев

*Институт геомеханики и освоения недр НАН КР*

### Введение

Практически каждый год в различных странах происходят аварии на хвостохранилищах горнорудных предприятий и последствия этих аварий (разрушений) свидетельствуют о серьезной опасности подобных хранилищ для людей и компонентов окружающей среды [1,3]. Согласно опубликованным данным [5] в период с 1955 по 2010 гг. в мире зафиксировано 102 катастрофических аварий хвостохранилищ (рис.1), сопровождавшихся человеческими жертвами и причинившими колоссальный экономический и экологический ущерб.

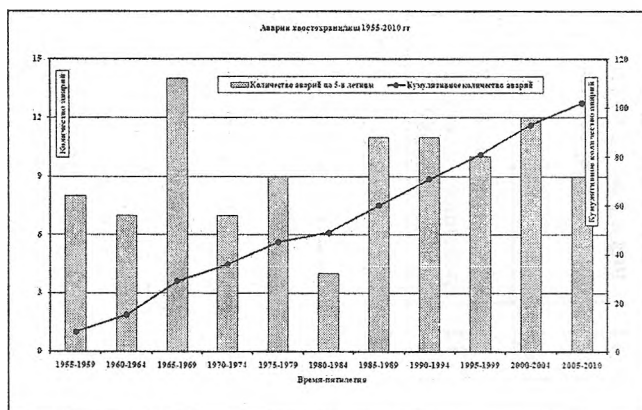


Рис.1. Количество крупных аварий на хвостохранилищах за период 1955-2010 гг.

Одной из последних подобных катастроф стало разрушение 4 октября 2010 г. хвостохранилища Аллюминиевого завода Ajkai Timfoldgyar Zrt в Венгрии, в районе г. Айка. В результате разрушения плотины произошла утечка около 1 млн. м<sup>3</sup> токсичного вещества - красного шлама, который образуется при производстве глинозема и представляет собой густую смесь, содержащую оксиды алюминия, железа, титана, а также щелочь и соединения тяжёлых металлов - мышьяка, ртути, свинца, хрома и кадмия. Площадь разлива составила порядка 40 км<sup>2</sup>, причём были затоплены три близлежащих города. Жертвами аварии стали 10 человек, около 150 пострадавших получили отравления и химические ожоги. Токсичный поток достиг реки Дунай. Анализы воды в этой трансграничной реке на третий день после прорыва шламов показали превышение содержания щёлочи, что создало угрозу всей экосистеме этой реки. Прямой экономический ущерб превысил 30 млн. Евро, но по мнению экспертов эта цифра не окончательна, т.к. она не включает стоимость работ по преодолению долгосрочных последствий экологической катастрофы.

К разряду подобных техногенных катастроф можно отнести аварии на хвостохранилищах в Кыргызстане, которые имели место в Майлуу-Суу (1958 г.), Ак-Тюзе (1964 г) и Сумсаре (1994). Эти катастрофы, также как и в Венгрии были связаны с разрушением удерживающих дамб хвостохранилищ, что в условиях горного рельефа сопровождалось формированием мощных «радиоактивных» селевых потоков, вызвавших не только гибель десятков человек и разрушения в нижележащих густонаселённых районах, но и крупномасштабные загрязнения окружающей среды на территории Кыргызстана, Казахстана и Узбекистана радиоактивными и токсичными отходами [3].

#### Последствия аварии на хвостохранилище №7 в г.Майлуу-Суу

В апреле 1958 г. имела место катастрофическая авария на хвостохранилище № 7 в г. Майлуу-Суу, когда в результате неблагоприятного сочетания экстремальных атмосферных осадков и повышенной сейсмической активности весны 1958 г, была прорвана намывная дамба этого хранилища. В результате аварии в р. Майлысу было выброшено свыше 100 тыс. м<sup>3</sup> радиоактивных «хвостов», которые распространились по руслу на расстояние 30 – 40 км и отложились на орошаемых сельскохозяйственных землях соседнего Узбекистана. При массовом выбросе в реку поступило около 8 тонн урана и десятки граммов радия, которые содержались как в жидкой, так и в твердой фазах хвостов. Авария, последствия которой устранялись много лет, привела не только к гибели десятков человек, но и к радиоактивному загрязнению воды и донных отложений реки, почвы, растительности, в пойме и на конусе выноса р. Майлысу. Об этом свидетельствуют результаты геоэкологических исследований, выполненных в последние годы [2,4].

Таблица 1

Степень воздействия отходов хвостохранилищ Майлуу-Суу на окружающую среду и человека

Степень загрязнения	Почва	Вода	Растения	Биосубстраты человека	
				Ногти	Волосы
Сильное	Se, U	U, Se	Se	-	-
Среднее	Cr, Mo, Mn	Cr, As, Mn	U, Mo	Cr, As	Se, Cr
Слабое	Co, Ni, Zn, Pb	Cu	Ni, Zn	Sb, Fe, Mn, U	U

В таблице 1 приведены обобщённые результаты исследований образцов почвы, воды, растений и биосубстратов человека, отобранных в 2000-2002 гг. в окрестности хвостохранилищ Майлуу-Суу [2]. Результаты анализов свидетельствуют о том, что в почвах, воде и донных отложениях присутствуют радиоактивные элементы и тяжёлые металлы, концентрация которых в некоторых случаях многократно превышает ПДК. Установлено, что основными элементами загрязнителями компонентов окружающей среды, имеющими сквозной характер являются уран, селен и хром. Как показали исследования указанные элементы формируют широкие ареалы загрязнения не только вблизи хвостохранилищ в Майлуу-Суу, но и на значительном удалении от них, аккумулируясь в донных отложениях водотоков в зоне рассеяния стока р. Майлысу, на территории Узбекистана. Накопление значительных количеств тяжёлых металлов и радионуклидов в почве и донных отложениях на конусе выноса р. Майлысу связана с двумя типами их переноса: механическим (в том числе за счёт разрушения и пе-

реноса материала из хвостохранилищ) и миграцией элементов в растворах.

Следует отметить, что систематическими источниками загрязнения воды и донных отложений в районе Майлуу-Суу наряду с подземными водами являются поверхностные водотоки, вытекающие из хвостохранилищ и омывающие отвалы, расположенные непосредственно в русле рек и ручьёв (р Карагач, Кульмен-Сай), впадающих в р. Майлысу. Исследования проб воды из этих водотоков, выполненные в 2008 г., в рамках проекта № 2005.2004.9 «Снижение опасности, связанной с урановыми хвостохранилищами Майлуу-Суу», показали, что в воде содержатся повышенные концентрации U, Sr, Mo, As, SO<sub>4</sub> [4].

### Экологические последствия аварии на хвостохранилище №2 в Ак-Тюзе

В декабре 1964 г произошло катастрофическое сейсмосинхронное разрушение удерживающей дамбы хвостохранилища № 2 Ак-Тюзского рудника. К моменту катастрофы в нем было уложено свыше 1 млн. м<sup>3</sup> "хвостов" переработки редкоземельных элементов. По химическому составу Ак-Тюзские хвосты были представлены солями тяжелых металлов с очень высоким содержанием свинца, цинка, меди, молибдена, мышьяка и бериллия. Кроме того, хвосты содержали повышенные концентрации кадмия, вольфрама, иттрия. Из радиоактивных элементов хвосты содержат высокие концентрации тория (800-7000 ppm) и циркона (1100-4800).

В результате трёх следующих друг за другом обрушений из хвостохранилища в реку Кичи-Кемин было выброшено около 600 тыс. м<sup>3</sup> хвостов (или 60% его объема). Потоки хвостов, содержащие повышенные концентрации тория и тяжелых металлов, в виде радиоактивного селя распространились по руслу и долине р. Кичи-Кемин на расстояние до 40 км, вплоть до ее впадения в р. Чу на территории Казахстана. Отходы, заскладированные на участке площадью 22 Га, загрязнили сельскохозяйственные угодья, населенные пункты общей площадью 3600 Га. В населенных пунктах радиоактивные и токсичные (селен, кадмий) загрязнения разлились слоем от 5 до 60 см.

Последствия этой трансграничной катастрофы устранились много лет, однако и в настоящее время, т.е. по прошествии почти 50 лет, они продолжают негативно сказываться на состоянии окружающей среды и здоровье населения, проживающего в Кичи-Кеминской долине. Об этом свидетельствуют результаты комплексных экологических исследований в долине р. Кичи-Кемин, выполненных в 2004 – 2006 гг. чешской фирмой "GeoMin". Результаты анализов показывают, что загрязнения воды, донных отложений, почвы и растительности в долине ниже хвостохранилища № 2 характеризуются пестрой ассоциацией различных элементов (тория, бериллия, свинца, цинка, кадмия, молибдена, сурьмы, мышьяка, редких металлов), половина из которых являются экотоксикантами [1]. В настоящее время одним из главных источников загрязнения в пойме р. Кичи-Кемин являются остатки хвостов, которые после аварии 1964 г. сохранились по обоим берегам реки. При паводках эти загрязненные материалы попадают в реку, переносятся и откладываются на густонаселенных участках конуса выноса реки Кичи-Кемин, достигая территории Казахстана. Эти загрязнители переходят в другие компоненты окружающей среды и попадают в цепи питания, создавая угрозу здоровью населения, проживающего в низовьях реки, в поселках Ильичевское, Джаны-Джол, Кичи-Кемин, Боролдой, Михайловка и Енбек (Казахстан).

На рисунке 2, заимствованном из заключительного отчета фирмы "ГЕОМИН" [4], представлен характер загрязнения речных (донных) осадков в р. Кичи-Кемин тяжелыми металлами (Pb, Zn), представляющими собой наиболее токсичные элементы и угрозу для здоровья людей. Как известно, речные осадки являются весьма чувствительным индикатором загрязнения окружающей среды, так как тяжелые металлы адсорбируются органической и илистой массой донных осадков. В случае изменения физико-химических условий (pH, Eh), они могут перемещаться и мигрировать в другие компоненты окружающей среды, включая биоту.

Как видно на графиках рисунке 2, в верховьях реки, выше поселка Ак-Тюз (D76) и горно-обогатительного комплекса, содержание свинца соответствует местному природному фону (до 200 ppm). Скачкообразное повышение содержания Pb наблюдается ниже обогатительной фабрики, хвостохранилища № 1 (D83). Здесь следует отметить, что хвостохранилище № 1 эксплуатировалось на начальном этапе деятельности Ак-Тюзского рудника в 1942 – 1955 гг., когда из комплексной ассоциации полиметаллических руд, редких металлов и редкоземельных элементов извлекался только свинец. В этот период в отходы, хранящиеся в хвостохранилище № 1, попадало приблизительно 24% Pb, 96% Zn, 80% Sn, 100% Mo и 100% редкоземельных элементов. Этим объясняется скачкообразное возрастание свинца ниже фабрики и хвостохранилища № 1.

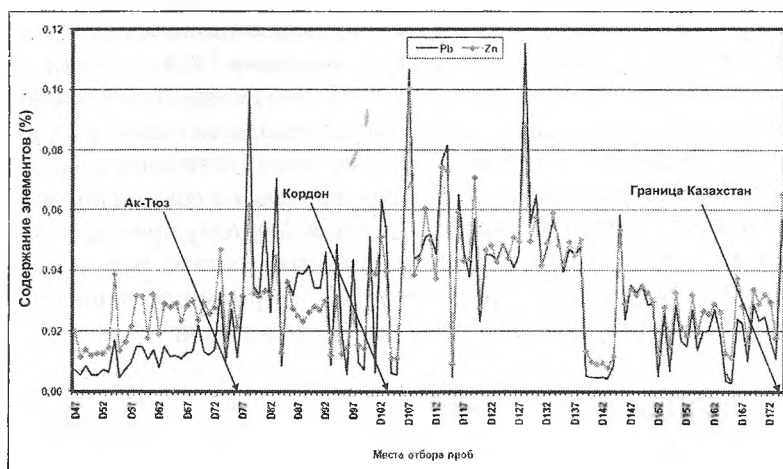


Рис. 2. Загрязнение донных отложений р. Кичи-Кемин свинцом и цинком

Высокие содержания свинца продолжают иметь место и ниже по течению, достигая пиковых значений на участке от хвостохранилища № 2 до населенного пункта Кордон (D106)). Это объясняется тем, что русло реки на этом участке было загрязнено хвостами, обрушившимися в реку после катастрофической аварии хвостохранилища № 2 в 1964 г. Повышенные содержания Pb, Zn и других тяжелых металлов продолжают иметь место на участке протяженностью около 16 км, от Кордона до западной окраины села Кичи-Кемин (D137). Суть в том, что долина на этом участке постепенно расширяется, течение реки из-за уменьшения уклона теряет свою скорость, и в речных осадках наблюдается аккумуляция тяжелых металлов. Ниже села Кичи-Кемин и до границы с Казахстаном D174) содержание Pb и Zn уменьшается, хотя и на этом участке встречаются места с аномально высокими содержаниями Pb, Zn и других тяжелых металлов [1,4].

Последствия массового обрушения хвостов из хвостохранилища № 2 четко зафиксированы в донных осадках р. Кичи-Кемин не только по повышенным содержаниям тяжелых металлов и редкоземельных элементов, но и радионуклидов ториевого (Th) ряда. Как известно, повышенная радиоактивность Ак-Тюзских руд связана с наличием в них торий-содержащих минералов (монацита, торита, ферриторита и циркона)..

На рисунке 3 показано распределение Th в речных осадках, из которого видно, что в незатронутых техногенным воздействием верховьях долины Кичи-Кемин, выше поселка Ак-Тюз, отмечается естественный стабильный фон (7 – 8 ppm). Сразу ниже обогатительной фабрики содержание Th начинает повышаться, достигая максимума на участке Кордон – западная окраина с. Кичи-Кемин. В сравнении с естественным фоном, содержание Th на этом участке повышено в 15 раз и остается высоким вплоть до впадения р. Кичи-Кемин в реку Чу.

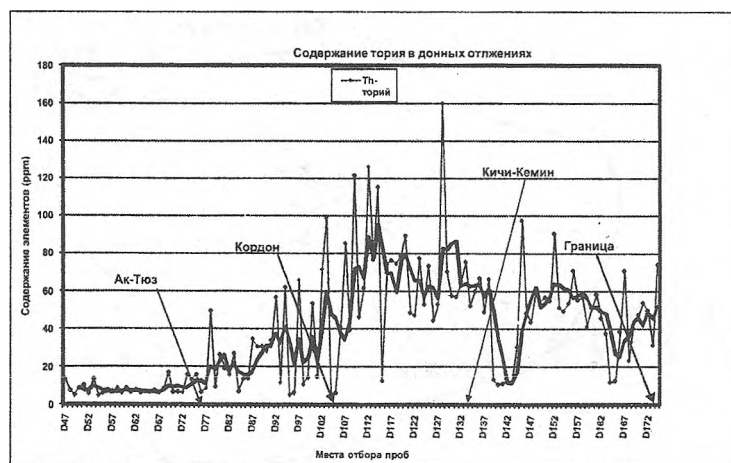


Рис.3. Содержание тория в донных отложениях р. Кичи-Кемин на участке от пос. Ак-Тюз до границы с Казахстаном

До настоящего времени одним из главных источников загрязнения окружающей среды в пойме р. Кичи-Кемин являются остатки хвостов, которые после аварии 1964 г сохранились по обоим берегам реки на участке между хвостохранилищами №№ 2 и 3 и по неизвестным причинам не были удалены при проведении реабилитационных работ. Эти отходы находятся непосредственно на берегу реки, частично покрыты редкой растительностью. Под действием гравитационных и эрозионных процессов, а также при паводках, загрязненные материалы попадают в реку, которая на этом участке имеет большой уклон дна и, соответственно, скорость течения. Поэтому они переносятся дальше и затем откладываются (аккумулируются) на нижерасположенных участках долины р. Кичи-Кемин, переходят в другие компоненты окружающей среды (воду, почву, растения) и попадают в цепи питания, создавая угрозу здоровью населения, проживающего в этом районе.

#### Литература

1. Абрахам М. Геоэкологические изыскания и оценка экологических нагрузок и рисков в окрестностях горно-обогатительных комбинатов (Заключительный отчет).- «ГЕОМИН», 2006 (Фонды МЧС КР)
2. Айтматова Дж.И., Апарин В.Б. Хвостохранилища радиоактивных отходов и их влияние на компоненты окружающей среды на территориях урановых рудников Майлуу-Суу и Чаркесар // Наука и новые технологии, 2003, №3.-с.71-82
3. Торгоев И.А., Алёшин Ю.Г. Геоэкология и отходы горнопромышленного комплекса Кыргызстана. Бишкек: ИЛИМ, 2009 – 239 с
4. Jung H.G., Himmelsbach T. Hydrogeochemical Groundwater Monitoring in Mailuu-Suu, Kyrgyz Republic. Final Report of Federal Institute for Geosciences and Natural Resources (BGR). Hannover, 2008.- 81 pp
5. WISE Uranium Project (2002). Cronology of major tailings dam failures (from 1960) <http://www.antenna.nl/wise/uranium/mdaf.html>

### ПОВТОРНОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ В БАССЕЙНЕ Р. БЕРЕЗОВКА В СВЯЗИ С ОБЪЕКТАМИ ЛИРА

А.Ж. Тулеушев, Т.И. Агеева, В.П. Солодухин, В.Н. Глущенко, И.Ю. Силачев,  
И.М. Николаев, В.Л. Позняк, С.П. Пивоваров, А.Б.Рухин

*Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан*

В Западном Казахстане, на территории Карачаганакского нефтегазоконденсатного месторождения (КНГКМ) в 1983 и 1984 гг. на глубине около 1000 м в толще кунгурских солевых отложений посредством ядерных взрывов были созданы 6 искусственных полостей (ТК1-ТК6), предназначенных для временного хранения конденсата (рис. 1).

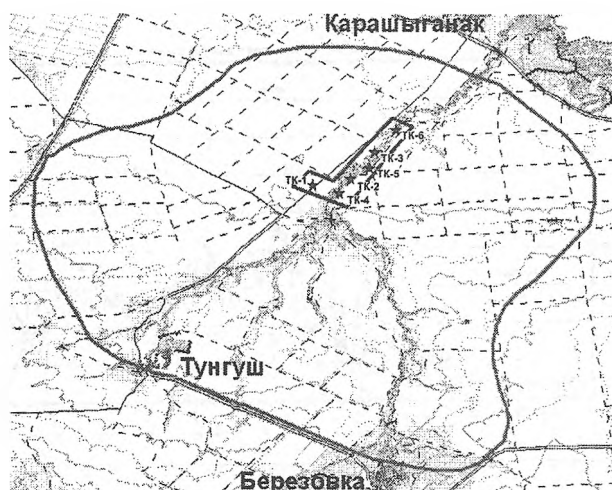


Рис. 1. Территория Карачаганакского нефтегазоконденсатного месторождения (в центре выделена территория объектов ЛИРА)

Объект получил название «ЛИРА». В период с 1999 по 2002 г.г. сотрудниками ИЯФ НЯЦ РК был выполнен значительный объем работ по обследованию радиационной обстановки в окрестностях этих объектов [1-2, 5-6]. В результате было установлено, что в целом радиационная обстановка на этой территории нормальная. Влияния объектов на экологическую обстановку не обнаружено, выхода ИРН (искусственные радионуклиды) (Cs-137, Sr-90, Am-241, Pu-239+240) из котловых полостей по зонам разуплотнений и трещиноватостей в земной коре не выявлено. Исключением из этой общей ситуации является бассейн р. Березовка. В ходе изучения радионуклидного состава донных отложений этой реки было установлено, что уровень концентраций Cs-137 и Pu-(239+240) в них заметно повышается по мере продвижения вниз по реке. Особо следует отметить, что изменение концентраций этих ИРН начинается с отрезка реки, примыкающего к объектам «Ли́ра». Возникло предположение о возможном механизме постоянного притока ИРН из недр в русло р. Березовка. Результаты специальных исследований характера глубинного (шурфы) распределения ИРН в пойме и русле этой реки не подтвердили наличия этого механизма и существенно ослабили остроту этого вопроса, но не сняли его полностью. В настоящем докладе приведены результаты повторного обследования русла р. Березовка, проведенного в 2009 г.

**Основные результаты и выводы.** Проведены экспедиционные работы, в процессе которых на 19 контрольных пунктах (КП) русла р.Березовка выполнены замеры мощности дозы (МД) рентгеновского и гамма-излучения, отобрано 180 проб донных отложений с двух (0-25 см и 25-50 см) горизонтов и 25 полойных проб донных отложений (5 шурфов) через 20 см глубиной до 1 м. На четырех контрольных пунктах отобраны пробы воды для последующих лабораторных исследований. Установлено, что показатель МД на всех контрольных пунктах находится в пределах (0,08 - 0,15) мкЗв/ч, что соответствует фону в этом регионе.

Методами инструментальной гамма-спектрометрии (ИГС) и радиохимического анализа (РХА) изучен состав ЕРН ( $^{234}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{228}\text{Ac}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$ ,  $^{208}\text{Tl}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{227}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) и ИРН ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ) объединенных проб донных отложений, отобранных с двух горизонтов на 19 КП и полойных проб (на 5 КП) донных отложений, отобранных методом шурфов в русле р. Березовка. Установлено, что уровень концентрации всех ЕРН соответствует фоновым значениям, концентрация  $^{137}\text{Cs}$  во всех слоях донных отложений р. Березовка явно повышенная, но не представляет опасности для живых организмов. Распределение этого радионуклида в донных отложениях, отобранных в 2009 г вдоль русла этой реки, в целом, соответствует таковому на период 2001 г. (рис. 2).

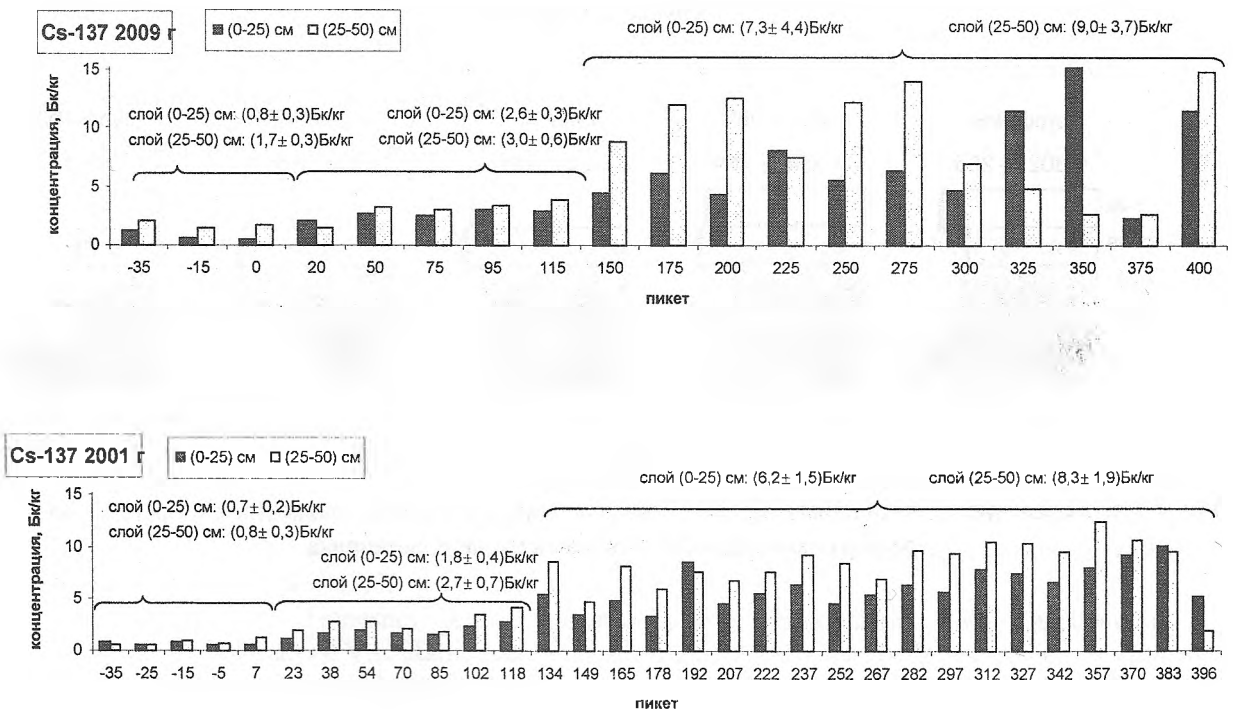


Рис.2. Распределение Cs-137 в донных отложениях р. Березовка в 2009 г. (вверху) и в 2001 г. (внизу)



При исследовании проб донных отложений, отобранных методом шурфа, установлено, что на территории объектов ЛИРА (шурфы №50 и №95) концентрация  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 3) и  $^{239+240}\text{Pu}$  повышается по мере продвижения вниз (вплоть до 1 м); ниже по течению реки (шурфы №150, №250 и №350)  $^{137}\text{Cs}$  сосредоточен в верхних слоях донных отложений (0 - 40) см. Выявленные особенности требуют более детального исследования распределения этого радионуклида по глубине в русле р.Березовка на территории объектов ЛИРА.

Методом ЭПР-дозиметрии изучен уровень радиационного сигнала в различных образцах донных отложений. Установлено, что наибольшие значения величины этого сигнала соответствуют донным отложениям, отобранным в русле р.Березовка на территории объектов ЛИРА (рис. 4). Необходимо более детальное изучение проб почвы и донных отложений на этом участке методом ЭПР-дозиметрии.

Методами НАА и РФА изучен элементный состав донных отложений, отобранных с двух горизонтов и методом шурфов (5 горизонтов) в русле р. Березовка. Полученные результаты свидетельствуют о том, что концентрации большинства из определенных элементов находятся в пределах значений их кларков. В донных отложениях из нижних слоев шурфа №250 обнаружены большие содержания Са, Ва и РЬ. Установлено при этом, что концентрация свинца в донных отложениях из слоя (60-100) см этого шурфа превышает соответствующее этому элементу значение ПДК в почве (32 мкг/г) более, чем в 2 раза (рис. 5).

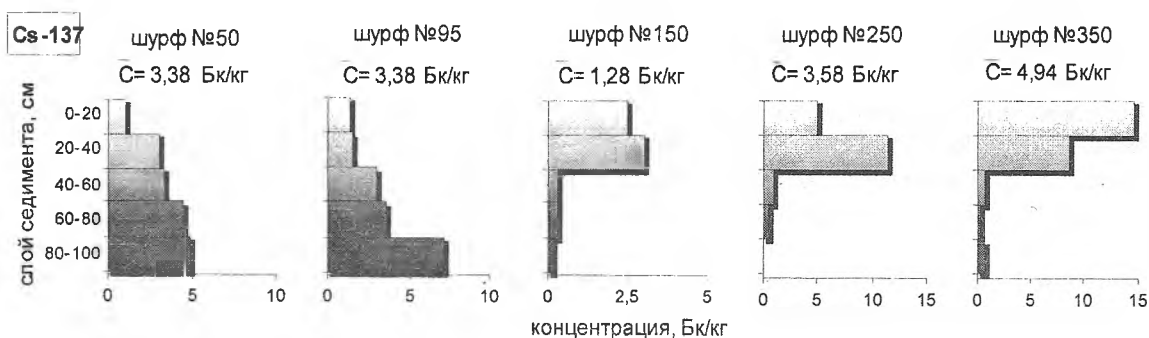


Рис. 3. Распределения  $^{137}\text{Cs}$  по глубине на отдельных контрольных пунктах в русле р. Березовка

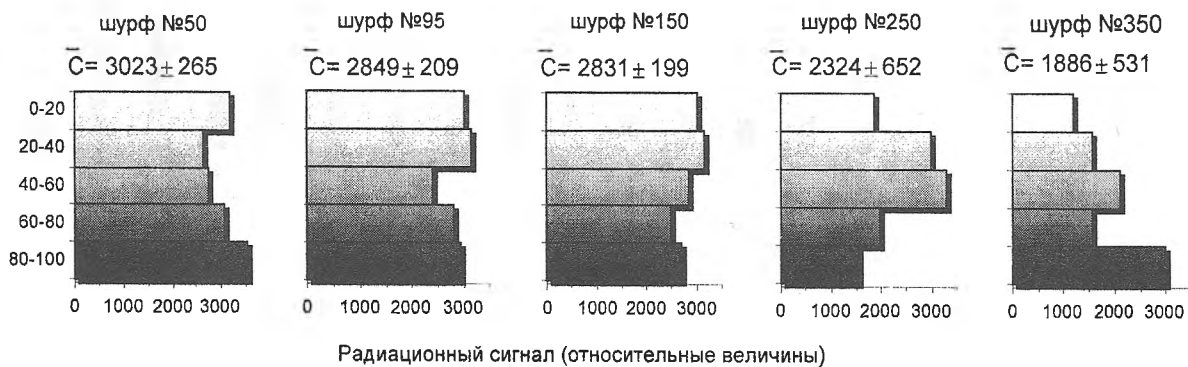


Рис. 4. Распределение уровня радиационного сигнала по глубине донных отложений, отобранных на отдельных контрольных пунктах в русле р. Березовка

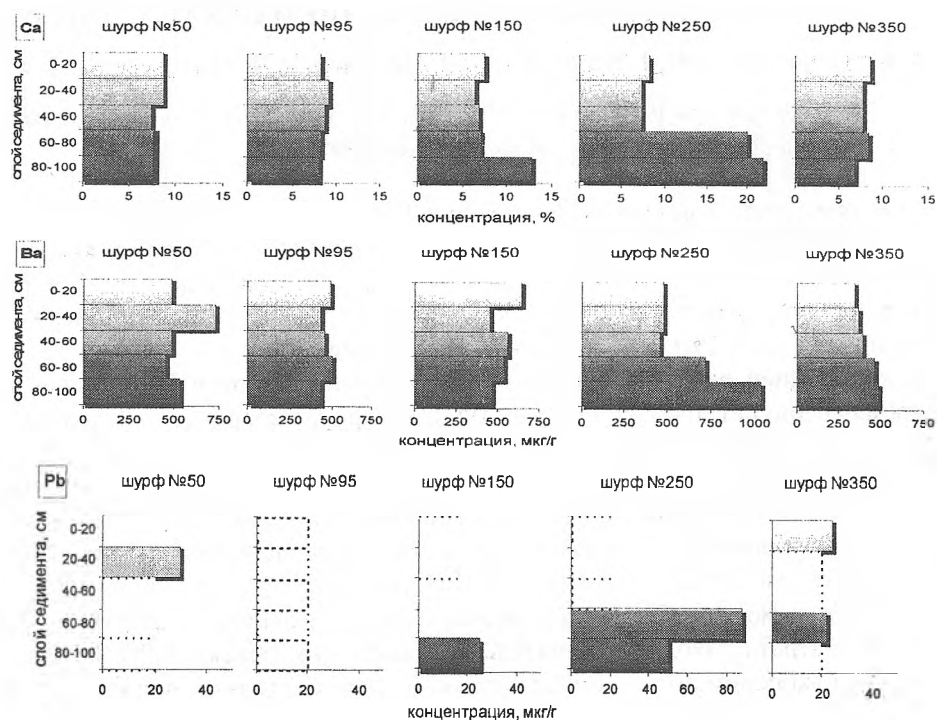


Рис. 5. Распределение Ca, Ba и Pb по глубине на отдельных контрольных пунктах в русле р. Березовка (пунктиром обозначено значение предела обнаружения Pb методом РФА)

Методами жидкосцинтилляционной спектрометрии (TgCarbo-3100 TR), ИГС и РХА, а также НАА и МС-ИСП изучен радионуклидный и элементный состав растворимых и нерастворимых компонентов образцов воды, отобранных на четырех КП в русле р. Березовка. Установлено, что их содержание в этих образцах существенно ниже соответствующих им значений санитарных нормативов РК «Уровень вмешательства» [3] и «ПДК» [4].

**Заключение:** Радиационная и экологическая ситуация в бассейне р. Березовка нормальная и в период (2001-2009) гг. практически не изменилась. Выявлен ряд обстоятельств, требующих уточнения посредством проведения более детальных исследований.

### Литература

1. Кадыржанов К.К., Тулеушев А.Ж., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Резников С.В., Позняк В.Л. Особенности радионуклидного загрязнения территории объектов «ЛИРА». Вестник НЯЦ РК, 2002, вып. 3, с. 3-10.
2. Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Позняк В.Л., Поденежко В.В., Камбаров И.М., Политиков М.И. Исследование состояния и механизмов формирования радионуклидного загрязнения территории объектов «ЛИРА». Радиоактивность при ядерных взрывах. С.-Петербург, Гидрометиздат, 2000, т. 1, с. 657-661.
3. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99, Агентство по делам Здравоохранения Республики Казахстан, 1999, 80 с.
4. Санитарно-эпидемиологические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. № 3.02.002.04. Алматы, 2005, 182 с.
5. Kadyrzhanov K.K., Tuleushev A.Zh., Lukashenko S.N., Solodukhin V.P., Kazachevskiy I.V., Reznikov S.V., Poznyak V.L. Radionuclide contamination of the Lira facilities territory. Czechoslovak Journal of Physics, 2003, vol. 53, p. 45-50.
6. Reznikov S.V., Kadyrzhanov K.K., Tuleushev A.Zh., Marabaev Zh. N., Lukashenko S.N., Solodukhin V.P., Kazachevskiy I.V., Ageeva T.I. Methodology for establishment of the radiation control system at the Karachaganak oil gas-condensate field. Environmental Protection Against Radioactive Pollution. NATO Science Series. IV. Earth and Environmental Sciences. 2003, vol. 33, p.201-211.

## ОЧИСТКА СТОЧНЫХ ВОД РЕАКТОРА ВВР-К МЕТОДОМ БИОРЕАГЕНТНОЙ УЛЬТРАФИЛЬТРАЦИИ С ПРИМЕНЕНИЕМ САХАРОМИЦЕТОВ

А.Ж. Тулеушев, В.Н. Глущенко, И.Ю. Силачев, Л.Д. Матиенко, Е.Г. Фалеев

*Институт ядерной физики НЯЦ РК, г. Алматы, Республика Казахстан*

*e-mail: vik@inp.kz*

К побочным результатам деятельности предприятий ядерной энергетики на протяжении многих лет относится производство большого количества радиоактивных отходов, включая сточные воды ядерно-энергетических установок, представляющие собой низкоактивные жидкие радиоактивные отходы (ЖРО). К основным загрязнителям таких ЖРО относятся долгоживущие радионуклиды  $^{60}\text{Co}$  ( $T_{1/2} = 5,27$  года),  $^{90}\text{Sr}$  ( $T_{1/2} = 29,1$  года),  $^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 30,2$  года).

В связи с концепцией развития ядерно-энергетической отрасли в Республике Казахстан, уже в ближайшее время возникнет проблема разработки и внедрения современных технологий переработки ЖРО. Главная цель переработки низкоактивных ЖРО состоит в концентрировании основной массы радионуклидов в минимальном объеме, для чего могут быть с успехом применены сорбционные технологии. Наиболее перспективные направления сорбционных технологий заключаются в разработке и применении таких сорбентов, объем которых может быть значительно уменьшен после сорбции радионуклидов. К таким сорбентам относятся биосорбенты, представляющие собой биосuspензии штаммов микроорганизмов, сорбирующих радионуклиды. Дальнейшая сушка биосuspензий без существенных энергозатрат приводит к значительному снижению объема ЖРО.

Для проведения эксперимента по биомембранной очистке сточных вод исследовательского реактора ВВР-К от радионуклидов  $^{60}\text{Co}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в качестве биосорбента использовали сахаромикеты *Saccharomyces cerevisiae* и *Saccharomyces uvarum*.

Исследована кинетика сорбции радионуклидов при различной продолжительности контакта сорбента и модельного раствора, содержащего радионуклиды  $^{60}\text{Co}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , без перемешивания. Выдерживание раствора с сахаромикетами *Saccharomyces cerevisiae* в течение 400 ч приводит к очистке от  $^{60}\text{Co}$  на 25% и от  $^{137}\text{Cs}$  на 55% (Таблица).

Таблица

Зависимость сорбции радионуклидов от времени контакта сорбента с ЖРО

	Время выдерживания (часы)					
	100		200		400	
Радионуклид	$^{60}\text{Co}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{60}\text{Co}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{60}\text{Co}$	$^{137}\text{Cs}$
Степень очистки, %	18	14,7	20	53	25	55

Активное перемешивание раствора с сорбентом в течение 2 часов по эффективности сорбции заменяет 100 часов контакта сорбента с ЖРО, что является значительным повышением производительности.

Изучена зависимость степени очистки модельного раствора от концентрации биомассы сахаромикетов. Эффективность связывания радионуклидов биосорбентом монотонно возрастает с увеличением концентрации, так увеличение объема биомассы в два раза повышает степень очистки от  $^{60}\text{Co}$  с 11% до 16%, от  $^{137}\text{Cs}$  – с 32% до 44%.

Получены экспериментальные данные по влиянию pH раствора на коэффициент сорбции радионуклидов  $^{60}\text{Co}$  и  $^{137}\text{Cs}$  микроорганизмами с последующей фильтрацией модельного раствора через трековые мембраны. Наиболее полное поглощение  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  биосорбентом *Saccharomyces cerevisiae* наблюдается при pH = 6 (Рис.1), а при использовании *Saccharomyces uvarum* – при pH = 7 (Рис.2). Отклонение pH раствора на две единицы может уменьшить степень отчистки в 2 и более раз.

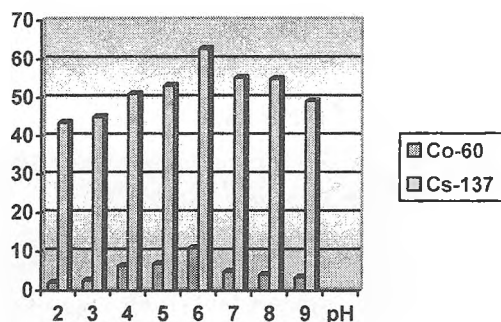


Рис.1. Зависимость сорбции радионуклидов от pH на примере *Saccharomyces cerevisiae*

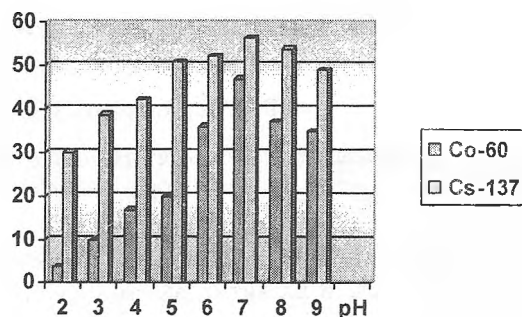


Рис.2. Зависимость сорбции радионуклидов от pH на примере *Saccharomyces uvarum*

Таким образом, в ходе проведения эксперимента установлено влияние времени выдерживания, объема биомассы сахаромидетов *Saccharomyces cerevisiae* и *Saccharomyces uvarum* и pH очищаемого раствора на уровень сорбции радионуклидов  $^{60}\text{Co}$  и  $^{137}\text{Cs}$  из сточных вод реактора ВВР-К.

На основании проведенных исследований можно сделать вывод, что сахаромидеты могут быть использованы в качестве одного из звеньев по очистке ЖРО от  $^{137}\text{Cs}$ , а *Saccharomyces uvarum* – в качестве сорбента  $^{60}\text{Co}$ .

## МОРФОФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧЕК У ЖИВОТНЫХ, ОБИТАЮЩИХ ВБЛИЗИ УРАНОВЫХ ХВОСТОХРАНИЛИЩ.

Р.Р.Тухватшин, Ю.Г.Быковченко, Роман Тухватшин

*Кыргызская государственная медицинская академия им. И.К. Ахунбаева, г. Бишкек  
Институт биотехнологий НАН КР г. Бишкек*

Живые организмы получают питательные вещества через цепочку – растения-животные-человек. В процессе роста и развития растительные организмы избирательно, в соответствии с физиологической потребностью, поглощают необходимые им компоненты минерального питания. В этом большая роль принадлежит корневой системе растений, являющейся не пассивно всасывающей ионы, а активно участвующей в процессах избирательного поглощения. Растения могут извлекать ионы и соединения химических элементов, находящихся не только в прикорневом почвенном растворе, а также непосредственно из твердой фазы почвы, минуя почвенный раствор. Растительные организмы в процессе жизнедеятельности вместе с различными питательными веществами усваивают и откладывают в своих тканях и естественные радиоактивные элементы, в том числе уран [1, 2].

Так в 1968 году группой ученых института геохимии АН СССР, во главе с Ковальским В.В. были проведены обширные исследования содержания урана в породах, почвах, растениях, животных и рыбах Иссык-Кульской котловины. Они отмечают, что растения этого района богаты ураном и содержат его  $1,25 \times 10^{-5}\%$  -  $2,1 \times 10^{-4}\%$  на сухое вещество или в 1,5-240 раз больше, чем растения Курского заповедника. По результатам наших исследований процентное содержание урана, в растениях провинции «Каджи-Сай» составило от 0,17 до  $4,0 \times 10^{-4}\%$  [3, 4, 5].

Следовательно, есть основания говорить, что большинство растений Каджисайского региона имеют весьма повышенное содержание урана по сравнению с Кларком Курского заповедника.

**Цель работы** заключалась в изучении влияния урана на морфофункциональное состояние почек.

### **Материал и методы исследования**

Для изучения ряда важных вопросов по влиянию ионизирующего излучения и радионуклидов на животные организмы был поставлен эксперимент на кроликах: I группа - контрольная, содержащаяся в чистой зоне г. Бишкека (10 голов); II группа - животные, разводимые в частных хозяйствах урановой провинции Каджи-Сай, Иссык-Кульской области (10 голов); III группа - опытные животные, получавшие корм с солями урана в течение 30 дней (10 голов) и содержащиеся на экспериментальной базе института биотехнологии НАН КР.

Следует указать, что экспозиционная доза гамма-излучения в хозяйствах, где отбирались кролики составляла 25-60 мкР/час, солей урана - 120 мкР/час, а корма 20-40 мкР/час.

Соль урана смешивалась с концентрированным кормом в следующих пропорциях: 1 неделя - в пределах ПДК (из расчета 1,0 мг соли на 1 кг живой массы); 2 неделя - 2,0 мг соли; 3 неделя - 4,0 мг; 4 неделя - 8 мг. Концентрированный корм с солями урана задавался опытному животному 2 раза в сутки (утром и вечером). В остальное время дня кроликам скармливали люцерновое сено и зеленый корм. В конце каждой недели взвешивали животных и определяли их клиническое состояние.

Для гистологических исследований от всех опытных групп были отобраны почки. Исследования проводили по общепринятым методам, окраска препаратов производилась гемотаксилин-эозином.

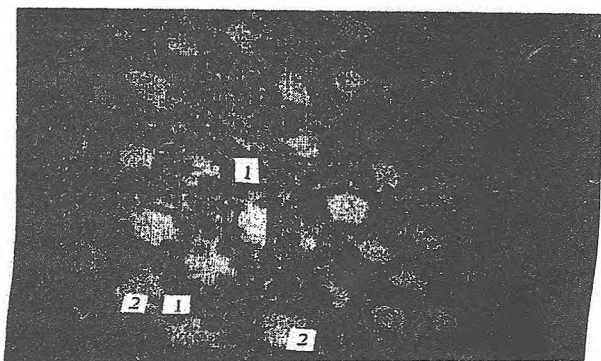
Полученный материал обрабатывали с помощью пакета программ Microsoft Excel с расчетом критерия Стьюдента.

### **Собственные результаты и обсуждение**

Гистологические препараты почек у контрольных животных характеризовались обычной картиной нормальной картиной, тогда как в структуре почек II и III групп обнаружены существенные патологические изменения (фото 1).

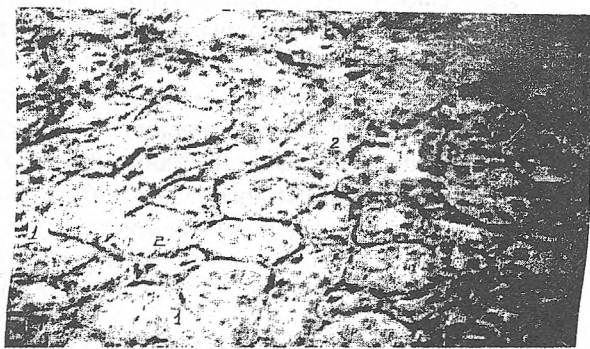
У кроликов, отобранных в провинции Каджи-Сай, эти изменения характеризовались следующим образом. Поверхность почки - мелкобугристая, фиброзная капсула - тонкая; там, где она имеется - плотно прилежит к поверхности органа и состоит из тонких волокон коллагена. Проксимальные клубочки - в виде косых сечений извитых трубочек. Базальные мембраны клубочков - достаточно четкие, но местами сливаются и становятся слабо различимыми. Ширина канальцев и величина их просвета не одинакова, как и величина и формы эпителиальных клеток. Максимально отличающиеся канальцы построены следующим образом: эпителиоциты - в виде высоких пирамид с нечеткими границами, закрывают просвет канальца практически полностью; и канальцы с открытым просветом, так как вы-

стилающий их эпителий низкий, кубический, четко отграниченный друг от друга, с ровной апикальной мембраной. Существует множество промежуточных форм канальцев. Ядра эпителиоцитов как правило, округлые, нормохромные, ядрышки в центре или несколько эксцентричны. Хроматин в виде нескольких глыбок диспергирован по матриксу ядра (фото 2).



1.Базальные мембраны канальцев местами сливаются и становятся слабо различимыми.  
2.Канальцы почек – ширина и величина их просвета неодинакова

Фото 1. Морфоструктура почки кроликов II группы «Каджи-Сай» (Ув. х40).



1.Базальные мембраны канальцев косые и поперечные, тесно расположены среди трубочек имеют общие базальные мембраны.  
2. Канальцы почек – просвет уменьшен

Фото 2. Морфоструктура почки животных (III группа), получавших соль урана (ув. х40).

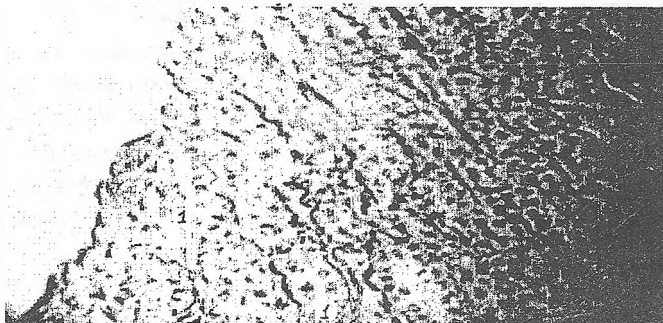
В субкортикальной зоне почки проксимальные канальцы с признаками дистрофии: фестончатый вид апикальных мембран, дистопия ядер, вакуолизация и эозинофильная зернистость цитоплазмы, возможно связанные с развитием посмертной дегенерации или недостаточно быстрой фиксацией материала. Мальпигиевые тельца располагаются группами и поодиночке. Сосудистые петли клубочков малокровны, базальные мембраны капилляров и подоциты висцерального листка боуменовой капсулы в световой микроскоп при обычной окраске не различимы. Эндотелиоциты капилляров плоские или округлые, в зависимости от плоскости среза. Клетки мезангия, при большом увеличении, имеют звездчатую форму, локализованы преимущественно у корня клубочка и равномерно нормохромны. Приносящие клубочковые сосуды имеют больший, по сравнению с выносящими, просвет и более толстые стенки из-за выстилающих их эндотелиоцитов кубической формы. Крови в их просветах нет. Эндотелий приносящих артериол в некоторых случаях находится в тесном контакте с юкстагломерулярным аппаратом клубочка. Последний представлен в виде группы клеток кубической или овальной формы с бледной цитоплазмой и округлыми нормохромными ядрами. В матриксе ядер иногда удается различить четкие гранулы и филаменты. Просветы боуменовых капсул мальпигиевых телец щелевидны, париетальные стенки их образованы тонкими базальными мембранами и плоскими эндотелиоцитами, соприкасающимися друг с другом своими полюсами. Начальные отрезки проксимальных канальцев клубочков до петли Генле пусты. Собираательные трубочки мозгового слоя почки (протоки Беллини) образуют разветвленную систему. Выстилающий их эпителий кубический или плоский, апикальные мембраны ровные, базальные мембраны прослеживаются на большом протяжении. Ядра округлые, нормохромные, расположены в центре или у основания клетки. Все сосуды почки малокровны или запустевшие. В артериях юкстагломерулярной зоны небольшие группы центрально расположенных эритроцитов, вены пусты. Строение сосудистых стенок не изменено, эластическая мембрана артерий на поперечном сечении имеет четкообразный вид. Интерстиций почки выражен крайне слабо.

На гистологических препаратах почек животных получавших соли урана наблюдались следующие изменения.

Обнаружены множественные, достаточно глубокие участки западания поверхности почки, частично заполненные утолщенной фиброзной капсулой. Непосредственно под капсулой локализуются наиболее измененные проксимальные канальцы. Косые и поперечные тесно расположенные срезы трубочек имеют общие (сливающиеся) базальные мембраны. Эпителий кубический, как правило, имеет неровную или фрагментированную апикальную мембрану. Ядра в центре клеток, частично дистопированы в просвет канальца. Контакты между боковыми поверхностями эпителиоцитов нару-

шены. Вакуоли в цитоплазме встречаются относительно редко. Поверхностно расположенные клубочки меньших размеров, сосудистые петли некоторых разделены на 2 или несколько частей. Из-за этого эндотелиоциты капилляров выглядят смещенными, а звездчатые клетки мезангия располагаются у корня мальпигиевых телец.

Эндотелий приносящих артериол выглядит более уплощенным. Лишь в отдельных клубочках удается различить морфологический субстрат юкстагломерулярного аппарата в виде группы сливающихся ядер. При этом проследить его соотношение с эндотелием приносящей артериолы и эпителием дистального канальца не представляется возможным. Висцеральный и париетальный листки боуменовых капсул тесно прилежат друг к другу, при этом эндотелиоциты париетального листка не соприкасаются полюсами. Дистальные канальцы почки выстланы эпителием различной высоты: от призматического до кубического и уплощенного. Чем выше эпителий, тем меньше просвет канальцев. Кубические и уплощенные эпителиоциты часто имеют неровную апикальную мембрану и ядра, смещенные в центр клетки. Собираательные трубочки имеют кубический эпителий, иногда нарушены боковые контакты между эпителиоцитами, местами имеются участки с неразличимыми канальцевыми мембранами (фото 3).



Собираательные трубочки мозгового слоя почки имеют кубический эпителий, наружные боковые контакты между эпителиоцитами, нарушены структуры базальной мембраны  
Фото 3. Морфоструктура почки животных (III группа), получавших соли урана  
(ув. х40).

Дуговые, междольковые и внутريدольковые сосуды почки пусты. В стенках внутридольковых артерий встречается патологическое расположение эндотелиоцитов в виде «частокола» (перпендикулярно эластической мембране). Сосуды юкстагломерулярной зоны умеренно кровенаполнены, в просветах артерий гемолизированные эритроциты. Большинство вен запустевшие, просветы их широкие, структура стенок прослеживается не на всем протяжении. Артерии окружены муфтами из рыхлой соединительной ткани.

Таким образом, у животных, разводимых в частных хозяйствах урановой провинции Каджи-Сай имеются значительные структурные и функциональные повреждения почек соизмеримые с нарушениями, имеющие место у животных получавших уран с растительной пищей.

### Литература

1. Агрохимические методы исследования почв /Под ред. Член-корр. АН СССР А.В. Соколова. – М.: Наука, 1975.
2. Бондаренко Т.И. Радиоактивность почвы и вынос радиоактивных изотопов урожаями сельскохозяйственных: Матер. I –й научно-практ. конфер. По применению изотопов и ионизирующих изменений в сельском хозяйстве. – Кишнев, 1970.
3. Вукоченко Y.G., Вукова E.I., Toukhvatshin R. et al. Man-caused uranium pollution of Kyrgyzstan biospherem/ - Bishkek, 2005. – 160 p.
4. Гродзинский Д.М. Естественная радиоактивность растений и почв. – Киев: Наука думка, 1965.
5. Чарский В.П., Хусаинов М.М. Каджи-Сай. История одного предприятия //Ветеринария. - 1998. - №3. – С. 14-18.

## **СОСТОЯНИЕ ЗДОРОВЬЯ ЧЕЛОВЕКА И ЖИВОТНЫХ ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ ДЕЙСТВИИ ПРОДУКТОВ УРАНОВОГО ПРОИЗВОДСТВА В ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ**

**Р.Р. Тухватшин, Г.Ж. Суранова, Ш.Т. Беркмаматов**

*Кыргызская государственная медицинская академия им. И.К. Ахунбаева, г. Бишкек  
Ошский государственный университет, г. Ош*

Для Кыргызской Республики проблемы радиоэкологии и радиобиологии актуальны в 3-х аспектах – во-первых, в связи с соседством со странами, имеющими оружие массового поражения, во-вторых, - широкое использование радиационных источников в лечении онкологических (и др.) заболеваний и, в-третьих - наличие на территории Республики радиоактивных хвостохранилищ и горнорудных урановых предприятий [1].

После прекращения деятельности горно-рудных комбинатов по добыче и переработке урана (1946-1970 гг.) Министерства машиностроения и Минцветмета бывшего Советского Союза на территории Кыргызстана в бесхозном состоянии оказались 35 из 49 образованных хвостохранилищ и 25 из 80 горных отвалов, из которых в районе Майлуу-Суу находится соответственно 23 и 13, где захоронено 1,9 млн м<sup>3</sup> отработанной урановой руды. В случае аварийной ситуации огромные массы урановых отходов могут быть сброшены в реку, и представлять угрозу здоровью не одному миллиону жителей Средней Азии. Анализ показывает, что в зоне экологической катастрофы может оказаться 26 тыс. человек, проживающих в Кыргызстане, более 2 млн. человек – в Узбекистане, 900 тыс. – в Казахстане и 700 тыс. – в Таджикистане, учитывая, что загрязненные радионуклидами водотоки реки Майлуу-Суу протекают по Ферганской долине и соединяются с крупными реками Карадарья и Сырдарья [2].

Как известно из различных Международных источников, начальная экспозиционная доза радиации при захоронении урановой пасты, после переработки урановой руды, составляет от 30 до 100 тыс. мкР/час. Она закладывалась между склонами гор, затем заделывалась бетонной подушкой, слоем песка, гравия и земли, толщиной 6-10 и более метров. Сегодня уровень радиации на поверхности хвостохранилищ Майлуу-Суу не превышает 40-60 мкР/час, хотя в ряде аномальных точек он равен 500-600 мкР/час, а на почвенных срезах, взятых для анализа – 51-120 мкР/час [3].

В период с 2002 г. по 2010 г. согласно цели нами изучались клинико-лабораторные показатели у лиц проживающих в регионе (пгт Минкуш) с повышенным радиоактивным фоном в сравнении с регионом с нормальным радиационным фоном (г. Бишкек), в том числе и работающих (работавших) на угольном карьере (далее «карьер») с высоким уровнем радиации.

Во время экспедиции проведено радиационное обследование пгт. Минкуш и территории прилегающей к карьере и хвостохранилищу. Установлено, что в пгт Минкуш радиационный фон составляет от 22 до 35 мкР/час, в районе карьера 75 мкР/час и более, в районе хвостохранилища 55-65 и более мкР/час, в г. Бишкек 17-19 мкР/час.

В целях изучения ряда важных вопроов по влиянию ионизирующего излучения и радионуклидов на животные организма был поставлен эксперимент на кроликах:

I группа – контрольная, содержащаяся в чистой зоне г.Бишкек (10 голов);

II группа – животные, разводимые в частных хозяйствах урановой провинции Каджи-Сай, Иссык-Кульской области (10 голов);

III группа – опытные животные, получавшие корм с солями урана в течение 30 дней (10 голов) и содержащиеся на экспериментальной базе института биотехнологии НАН КР.

Экспозиционная доза гамма-излучения в хозяйствах, где отбирались кролики составляла 25-60 мкР/час, солей урана – 120 мкР/час, а корма 20-40 мкР/час.

Соль урана смешивалась с концентрированным кормом в следующих пропорциях: 1 неделя – в пределах ПДК (из расчета 1,0 мг соли на 1 кг живой массы); 2 неделя – 2,0 мг соли; 3 неделя – 4,0 мг; 4 неделя - 8 мг.

Концентрированный корм с солями урана задавался опытным животным 2 раза в сутки (утром и вечером). В остальное время дня кроликам скармливали люцерновое сено и зеленый корм. В конце каждой недели взвешивали животных и определяли их клиническое состояние.

Полученные данные показывают, что в течение месяца в III группе опытных животных произошло значительное накопление урана в органах и тканях. Так, в мышцах, в сырой массе, содержание



урана было в 10 раз выше по сравнению с контролем, в органах гуморальной системы – в 3,3-12,5 раза, в выделенной системе – 3,9-10,9 раза. Содержание урана в органах и тканях II группы кроликов было выше контроля, но меньше, чем в III группе.

У всех животных изучены следующие показатели: биохимия крови, с определением уровня холестерина, глюкозы, билирубина, активности ферментов трансаминаз – АлТ, АсТ и др. (на биохимическом анализаторе Screen master).

Наблюдается значительное снижение активности ферментов переаминирования АлТ и АсТ во II группе – до 28,79% и 21,57% соответственно и увеличение АсТ в III группе до 184,9%.

Влияние радионуклидов наиболее существенно проявилось на биохимических показателях крови (табл. 1).

Таблица 1

## Биохимические показатели крови у кроликов, М±m

Группы	АлТ, нмоль/ «с х л»	АсТ нмоль/ «с х л»	Билирубин мкмоль/л	Тимоловая проба	Холестерин, моль/л
I-контроль	3,23± 0,28	0,93± 0,11	31,37± 2,2	0,48± 0,09	4,64± 0,62
II	0,93± 0,13*	0,20 ±0,02*	20,45±1,7	1,14± 0,19*	10,16±0,91*
III	2,38± 0,81+	1,72±0,16*+	18,16±1,43*	0,40±0,04+	3,45±0,22*+

Группы	Общий белок г/л	Глюкоза моль/л	Кальций моль/л	Натрий моль/л	Калий моль/л
I-контроль	-	3,64± 0,34	3,94± 1,02	125,2± 1,78	2,84± 0,32
II	-	5,07± 0,29*	2,92± 0,55	127,4± 0,69	3,06± 0,15
III	47,9± 3,78	3,56± 0,68+	4,33± 0,42+	113± 2,68*+	6,32± 0,37*+

\*- P<0,05 достоверно по отношению к контрольной группе

+ -P<0,05 достоверно по отношению ко II группе

Снижение в первом случае свидетельствует о минимизации процессов метаболизма NH<sub>3</sub> в печени, в частности, процессов трансаминирования и дезаминирования, а во втором случае происходит, видимо, повреждение клеток и выход этих ферментов в кровь. Известно, что образование предшественников NH<sub>3</sub> и аспартата, как в синтезе мочевины, происходит преимущественно в печени. Накапливающийся в тканях аминный азот переносится кровью в печень в форме глутамина и аланина. В печени глутамин дезаминируется глутаминазой с образованием гутамата и NH<sub>3</sub>. Аминогруппа аланина переносится аланинтрансаминазой на 2-оксоглутарат, при этом трансаминировании также образуется глутамат, из которого путем окислительного дезаминирования высвобождается NH<sub>3</sub>. Эта реакция катализируется глутаматдегидрогеназой, типичным для печени ферментом. Аспарат, второй донор аминогруппы в цикле мочевины, также образуется из глутамата, а аспараттрансаминаза, ответственная за эту реакцию, подобно аланинтрансаминазе, присутствует в печени. Поэтому снижение их активности косвенно указывает на патологию метаболизма в тканях печени и сердца при воздействии радионуклидов.

Отражение патологических процессов в клетках печени и снижения активности ферментов АсТ и АлТ также служит значительное снижение уровня билирубина в III группе на 59,32% и во II группе – на 65,18%. Известно, что образование билирубина происходит главным образом из гемоглобина крови в ретикулоэндотелиальной системе и в гистоцитах соединительной ткани любого органа. Однако наиболее важную роль в процессах образования билирубина из гемоглобина играет печень.

Во II группе животных происходит значительное увеличение показателя тимоловой пробы и достоверное увеличение уровня холестерина, что, на наш взгляд, также обусловлено нарушениями метаболических процессов в печени.

Весьма существенные изменения обнаружены в электролитном обмене. Так, во II группе наблюдается тенденция в сторону уменьшения кальция, а в III группе – достоверное снижение концентрации ионов натрия в плазме крови ( $P < 0,05$ ). Одновременно возрастает концентрация ионов калия на 9,8% во II группе и на 122,54% - в III группе. Снижение уровня натрия может быть обусловлено недостаточной выработкой антидиуретического гормона, что приводит к уменьшению его реабсорбции. В то же время гиперкалиемия, видимо, обусловлена начинающимися катаболическими процессами, которые, в частности, связаны с разрушением белка и почечно-надпочечниковой недостаточностью.

Таким образом, полученные результаты показывают, что у животных пгт. Каджисай, расположенного вблизи уранового хвостохранилища, и скормливание им местных растений и овощей, вызывает сходные структурные изменения в тканях почек и головного мозга, с животными, получавших с пищей, заведомо известную токсическую дозу соли урана.

Нами исследовано содержание урана в зубах у жителей геохимической провинции Майлуу-Суу. В качестве объекта исследования зубы были выбраны в связи с очень медленными обменными процессами, происходящими в них (10-20 лет). Изучали зубы детей до 12 лет и взрослых (105 человек). Последние были разделены на две группы: I группа – бывшие шахтеры, работавшие на урановом руднике (30 человек), II группа - жители проживающие в городе Майлуу-Суу в течение длительного времени (25 человек).

У детей (50 человек) исследовались молочные зубы, выпавшие самостоятельно и зубы удаленные по медицинским показаниям (кариес). У взрослых - исследовались удаленные зубы в процессе лечения (кариес, парадонтоз).

Установлено, что содержание урана в молочных зубах, в сырой массе, составляет  $0,481 \cdot 10^{-6}$  г/г, а в золе  $0,650 \cdot 10^{-4}\%$ .

В зубах бывших шахтеров уранового комбината концентрация урана, в сырой массе, достигла  $0,7684 \cdot 10^{-6}$  г/г, что оказалось на 59,8% выше, чем в молочных зубах у детей. Содержание урана в золе составило  $1,25 \cdot 10^{-4}\%$ , что на 92,30% выше, чем у детей.

У жителей, проживающих в г. Майлусуу, содержание урана в удаленных зубах, в сырой массе, также был высоким и составил  $0,6876 \cdot 10^{-6}$  г/г, что на 42,9% выше, чем в молочных зубах у детей, а в золе этот показатель был равен  $1,00 \cdot 10^{-4}\%$ , что на 53% больше, чем в зубах у детей до 12 лет, но меньше чем у шахтеров.

Таким образом, у лиц, проживающих в геохимической провинции и, особенно, у шахтеров, ранее работавших на урановом комбинате, происходит сравнительно высокое накопление урана в зубах.

### Литература

1. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т. и др. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана (Проект МНТЦ Кг – 766). – Бишкек, 2005.- 170 с.
2. Рамочный документ. Урановые хвостохранилища в Центральной Азии: местные проблемы, региональные последствия, глобальное решение. – Женева, 2009. – 126 с.
3. Торгоев И.А., Алёшин Ю.Г. Геоэкология и отходы горнопромышленного комплекса Кыргызстана: Справочник-словарь. – 2-е изд., перераб. и доп. – Бишкек, 2009. - 240 с

## РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ И ФИЗИЧЕСКАЯ ЗАЩИТА ИСТОЧНИКОВ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ ПРИ СНЯТИИ ИХ С ЭКСПЛУАТАЦИИ

Н. Хакимов, С.Г. Мухамедова, И.У. Мирсаидов

*Агентство по ядерной и радиационной безопасности АН РТ,  
г. Душанбе, Республика Таджикистан*

Применение, хранение и транспортирование всех радиоактивных веществ принципиально связано с условиями, которые должны обеспечивать соответствующую защиту человека и окружающей среды от вредных воздействий ионизирующего излучения. Для этого в Таджикистане проводится определенная работа и установлены меры защиты.

Предусматриваемые меры или требования к этим мерам определяются полномочным регулирующим органом (лицензия и надзор) и ориентированы на оценку «положения угрозы» (т.е. оперативной обстановки) и возможных последствий воздействий третьих лиц. Наряду с радиологическими последствиями вследствие прямого излучения и выхода радиоактивных веществ, решающими факторами при установлении требований являются риски распространения радиоактивных материалов.

Главной задачей для регулирующего органа является физическая защита на фазе снятия с эксплуатации источников ионизирующего излучения (ИИИ) и установок с ними.

В то же время во многих случаях демонтаж установки требует доступа большего количества персонала, машин и материалов и, таким образом, усиления физической защиты. Необходимые и ожидаемые изменения должны так отражаться в регулирующих документах, чтобы владелец лицензии предусмотрел природные и достаточные меры или соответственно планировал процесс выполнения работ. Регулирующие документы должны обеспечить регулирующим органам возможность составить представление о выполнении требований и, при необходимости, принять соответствующие меры.

В Таджикистане проводятся определенные работы по физической защите радиоактивных источников (РИ). Имеется соответствующая законодательная база и нормативные документы. Таджикистан подписал основные международные договора (ДНЯО), Соглашение о гарантиях и дополнительный протокол, Кодекс поведения по обеспечению безопасности и сохранности РИ.

В Таджикистане имеется государственная нормативно-правовая система контроля РИ. Имеется реестр РИ, проводятся регулярные инвентаризации. Разработаны нормативные документы по сохранности РИ, информирования лицензиатов о состоянии РИ, порядок снятия с эксплуатации РИ при завершении срока службы.

Кроме того, имеется инструкция по экспорту-импорту, разработанная по рекомендациям МАГАТЭ. Последовательно внедряются системы физической защиты при эксплуатации и снятии с эксплуатации РИ.

Когда говорим о системе физической защиты РИ, то имеем в виду следующее:

1. Нормативные документы по физической защите;

2. Сигнализация, камеры наблюдения, исключение доступа неработающего персонала к РИ, заградительные системы, создание препятствий, физические барьеры, охрана, система реагирования, системы современного оборудования.

В настоящее время внедрены системы физической защиты:

- Онкологический центр
- Гамма-установки в Таджикском национальном университете
- Республиканском пункте захоронения отходов и т.д.

В таблицах 1 и 2 представлено количество РИ по регионам страны, а также приводится категоризация источников (без Республиканского пункта захоронения отходов – РПЗО г.Файзабад. Как видно из таблицы 1, большее количество ИИИ приходится на долю рентгеновских установок. Практически все РИ категории 1 обеспечены необходимыми элементами физической защиты. Проводится работа по установлению физической защиты для 2 категории РИ.

На рисунке 1-2 приводятся сведения о принятии отработанных РИ на РПЗО.

Республика Таджикистан, так же как и другие республики бывшего Советского Союза, использует радиоизотопные термоэлектрические генераторы (РИТЭГ) в качестве источников электроэнергии для автономного гидро- и метеонавигационного оборудования, которые расположены в труднодоступных горных районах.

Согласно неофициальным источникам, во время Советского Союза в Республике Таджикистан

было установлено 15 РИТЭГов Таджикигидрометом (Таджикская гидрометеорологическая служба). После истечения срока эксплуатации большинство этих РИТЭГов были демонтированы и отправлены обратно. Контроль над остальными РИТЭГаами в Республике Таджикистан был утерян во время гражданской войны.

Таблица 1

Количество радиоактивных источников в регионах Таджикистана (на 15.05.2010 г.)

	Запад республики и г. Душанбе	Север	Восток	Юг	Всего
Закрытые источники	405	8	-	194	607
Открытые источники	35	-	-	-	35
Генераторы	321	253	31	210	828
Всего РИ	761	261	31	400	1466-150 = 1316
Оборудование с источниками	15	95	-	-	110
					<b>3050</b>

Таблица 2

Распространение РИ по регионам Таджикистана (без Пункта захоронения отходов г.Файзабад)

Категория источника	Запад республики и г. Душанбе	Север	Восток	Юг	Всего
1	5	2	-	-	7
2	53	2	-	-	55
3	24	27	-	-	51
4	154	79	-	131	364
5	157	421	-	48	626
Не идентифицированы	12	-	-	15	27
<b>Всего</b>	<b>405</b>	<b>531</b>	<b>-</b>	<b>194</b>	<b>1130</b>

Сотрудники Министерства чрезвычайных ситуаций и гражданской обороны (МЧС и ГО) Республики Таджикистан случайно обнаружили РИТЭГи при аварийной ситуации на территории угольного хранилища Таджикигидромета в Душанбе.

Причиной этой аварийной ситуации было снятие корпуса одного из четырех РИТЭГов. Степень дозы на расстоянии 1 м от источника была 180 микрозиверт/ч.

С 1998 до 2000 г. все четыре РИТЭГа были транспортированы для временного хранения на Республиканский Пункт Захоронения Радиоактивных Отходов (РПЗРО) (аварийный РИТЭГ был транспортирован в 1998 году, а остальные три РИТЭГа – в 2000 г.). Аварийный РИТЭГ был помещен в специально оборудованный бетонный контейнер.

В 2009 г. при финансовой поддержке МАГАТЭ и работников АО «Изотоп» Российской Федерации на севере Таджикистана были собраны все отработанные РИ и спецмашинами были перевезены в РПЗРО.

При снятии установок проводится радиационный контроль. Все сотрудники, задействованные при снятии с эксплуатации ИИИ, были обеспечены индивидуальными дозиметрами и средствами индивидуальной защиты.

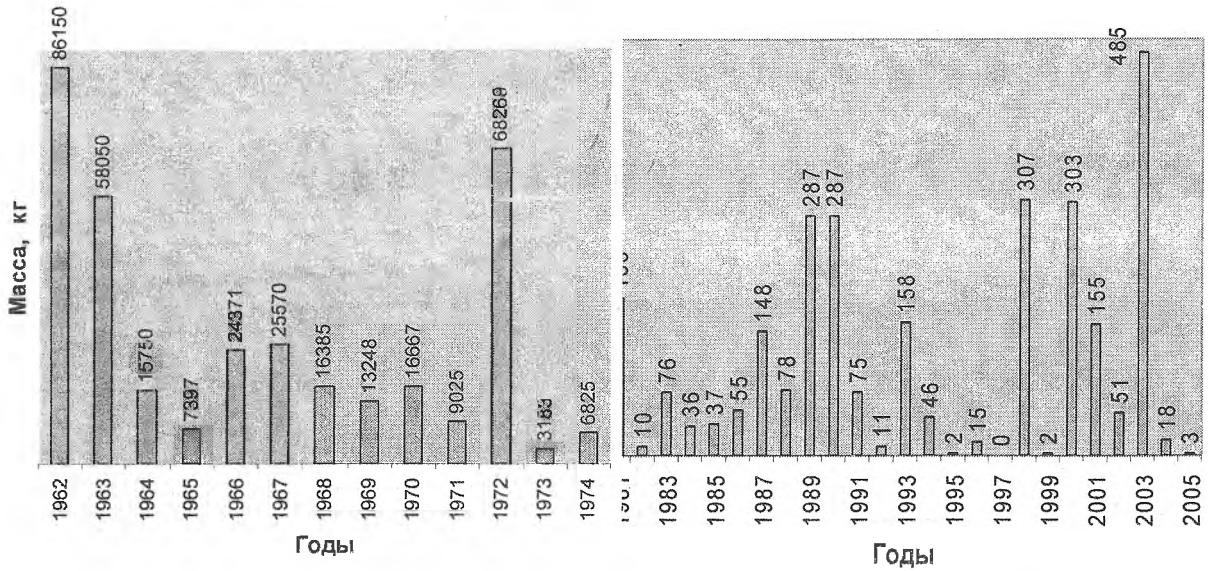


Рис.1. Количество принятых источников.

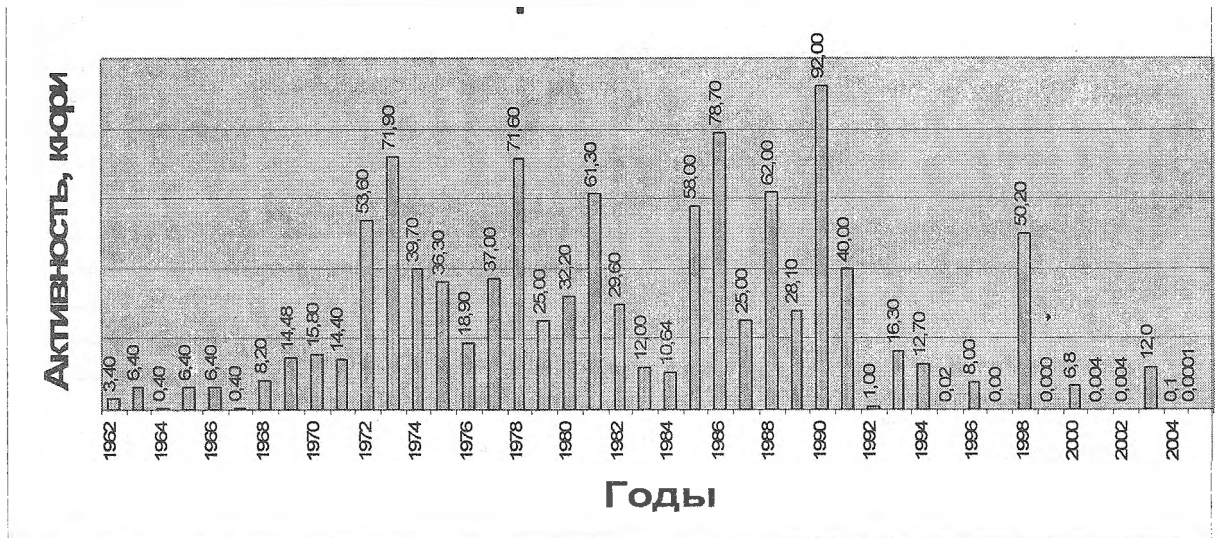


Рис.2. Количество принятых источников по активности.

Радиационно-генетическая обстановка на территории захоронения ИИИ (РПЗО) соответствуют нормам, однако, как показывают статистические данные, некоторые показатели состояния здоровья населения в местах, где были сняты с эксплуатации ИИИ (север Таджикистана), хуже, чем аналогичные показатели здоровья населения других регионов республики.

В частности, отмечены низкие показатели рождаемости и высокие показатели смертности населения, высокие показатели младенческой смертности, заболевания крови, органов дыхания, пищеварения. Это, по-видимому, связано в основном с действием хвостохранилищ, расположенных в различных районах северного Таджикистана, и косвенно связано с неправильной эксплуатацией ИИИ.

В настоящее время проводятся работы по сбору и захоронению отработанных ИИИ в других регионах Таджикистана.

Таким образом, радиоэкологические проблемы и проблемы физической защиты ИИИ, снимаемых с эксплуатации, требуют, чтобы регулирующим органом были обеспечены нормативные документы, а также необходим квалифицированный персонал для их снятия с эксплуатации и транспортировки.

## МОНИТОРИНГ ЗА ПЫЛЕНИЕМ РАДИОАКТИВНЫХ И ТОКСИЧНЫХ ОТХОДОВ УРАНОВОГО ХВОСТОХРАНИЛИЩА КОШКАРАТА

И.А. Шишков, П.Г. Каюков, В.А. Пасысаев

АО «Волковгеология», г. Алматы, Казахстан, Shishkov@come.kz

### 1. Состояние проблемы

Урановое хвостохранилище Кошкарата является одной из главных проблем Мангистауской области [1, 2]. Руководство Республики Казахстан и области обращает внимание на её решение и выделяет значительные средства на обеспечение радиационной безопасности. С 2007 по 2009 годы проведены рекультивационные работы на наиболее опасных радиоактивных участках, составлены проект по рекультивации всего хвостохранилища [3] и проект технико-экономического обоснования «Реконструкция сетей водоснабжения и канализации г. Актау» [4]. С 1999 года ежегодно выполняется мониторинг за пылением хвостохранилища Кошкарата.

С 1965 г. бессточная впадина Кошкарата использовалась в качестве хранилища отходов Прикаспийского горно-металлургического комбината, Сернокислотного завода (СКЗ), а также неочищенных хозяйственно-бытовых сточных вод. В нем накоплено более 100 млн. тонн отходов. С прекращением производства ПГМК в 1994 г. сброс отходов производства практически прекратился, а испарения с водной поверхности хвостохранилища продолжались, что привело к значительному уменьшению водной поверхности, которая на начало 2010 года уже составляла 22 км<sup>2</sup>, т.е. по сравнению с первоначальной (83 км<sup>2</sup> на период эксплуатации в 90-е годы) площадь уменьшилась более чем в 3,7 раза. В связи с этим в южной части хвостохранилища обнажилась значительная поверхность высохших пульпоотходов, образовав «пылящие пляжи», которые при ветровом переносе токсичной пыли представляют собой потенциальную опасность для населения близлежащих поселков и г. Актау.

### 2. Проведение мониторинга и его результаты

С целью оценки воздействия хвостохранилища на ОС различными организациями проводились мониторинговые исследования состояния хвостохранилища, в т.ч. в 1999-2000 гг. работы начаты ЗАО «Механобр Инжиниринг» (г. С-Петербург), которым в 2003 г. составлен проект на рекультивацию территории хвостохранилища. В 2003-04 гг. работы продолжены ДГП ИЯФ РГП «НЯЦ РК», в 2006 году – ТОО «Экосервис», в 2007-08 гг. - АО «Волковгеология», в 2009 г. работы проведены ТОО «ЗапКазПроект».

В 2010 году АО «Волковгеология» выполнило очередной мониторинг за пылением радиоактивных и токсичных отходов в районе хвостохранилища, результаты которого даны в сравнении с 2008 годом и кратко излагаются в данной статье.

Основой мониторинга является дешифрирование космофотоплана масштаба 1:50000, выполненного по состоянию на 30 июля 2010 года (рис. 1). Всего на карте дешифрирования выделено 6 объектов (табл. 1), которые ранжированы по степени деградации. Основными объектами для мониторинга являются пляжные пески в З и СЗ обрамлении хвостохранилища, площади распространения гипсо-солевой и гипсо-фосфатной корок в южной части, а также черные пески и так называемое «огарковое поле» в ЮВ части хвостохранилища.

Для мониторинговых наблюдений на местности закреплены 2 профиля и ряд отдельных точек, показанные на рисунке 1. В процессе выполнения полевых работ отбирались пробы почв с измерениями МЭД по дополнительным профилям с целью изучения ситуации в обрамлении хвостохранилища на севере площади. В 2010 г. получены дополнительные данные об аномальных содержаниях тория (свыше 60 Бк/кг) и повышенных значениях альфа-активности (до 1650 Бк/кг при фоне 450-500 Бк/кг) в пробах почв в северо-восточном обрамлении хвостохранилища.

Результаты измерений проб воздушных аэрозолей. По результатам определений загрязнения приземного слоя атмосферы в 2010 г. можно отметить, что в сравнении с 2008 г. содержание пыли в приземном слое атмосферы повторилось в поселке Акшукур и станции Мангышлак и на порядок возросли на черных песках (рис.2). Обращает на себя внимание, что среднее содержание пыли в воздухе по мониторинговому профилю в 2008г. составило 0,19 мг/м<sup>3</sup>, а в 2010г. – 0,38 мг/м<sup>3</sup> без учета ураганного измерения на черном пляже, т.е. запыленность увеличилась в 2 раза. Запыленность воздуха по направлению п. Баскудук и г. Актау снижается с 0,46 до 0,21 мг/м<sup>3</sup>. Уровень значений удельной альфа-активности воздуха сохранился на том же уровне. Рассчитанная максимально-возможная годовая доза для взрослого населения станции Мангышлак (с коэффициентом запаса 2) показывает, что ра-

диоактивное воздействие хвостохранилища воздушным путём при скорости ветра 7,0 м/сек отсутствует.

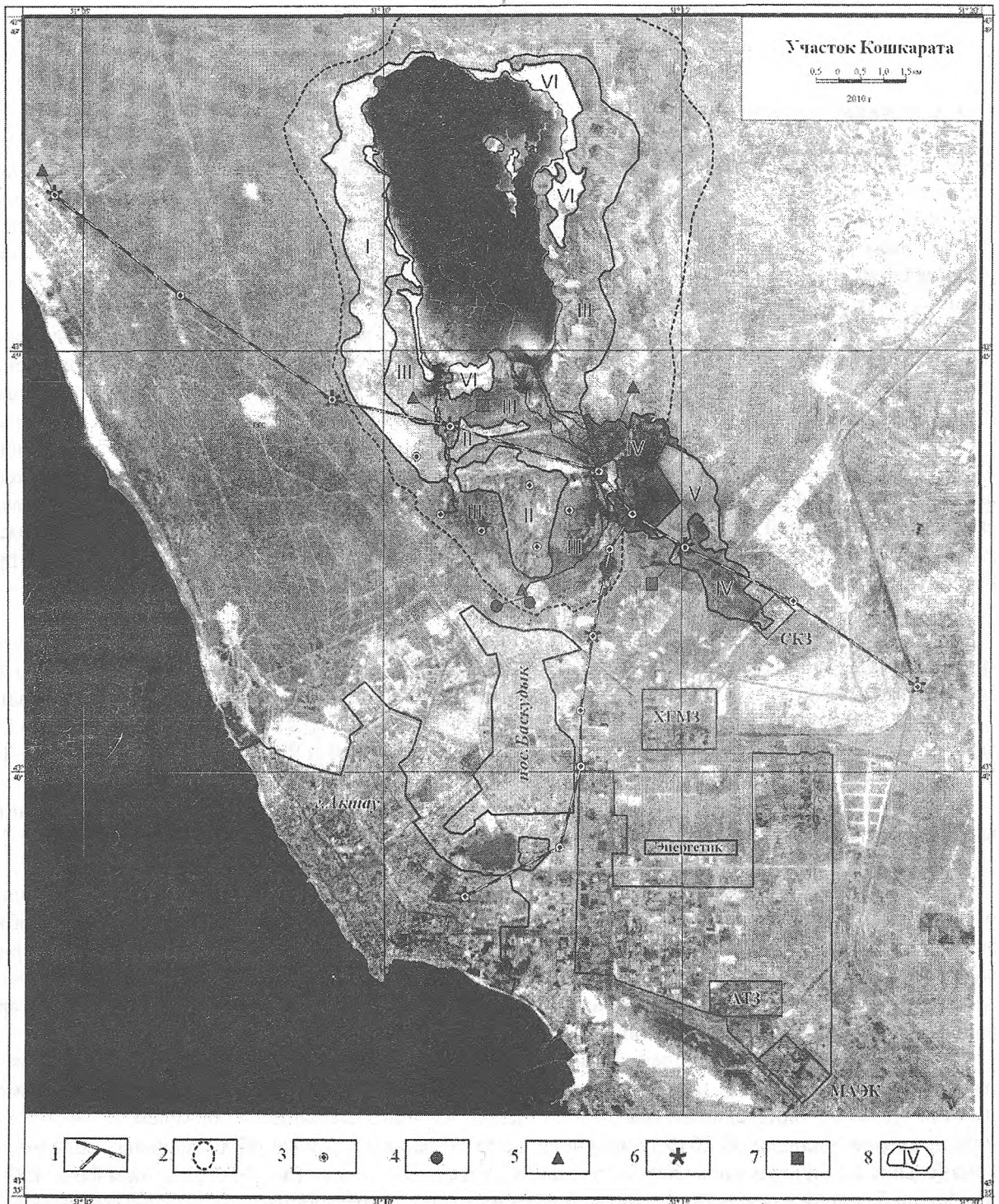
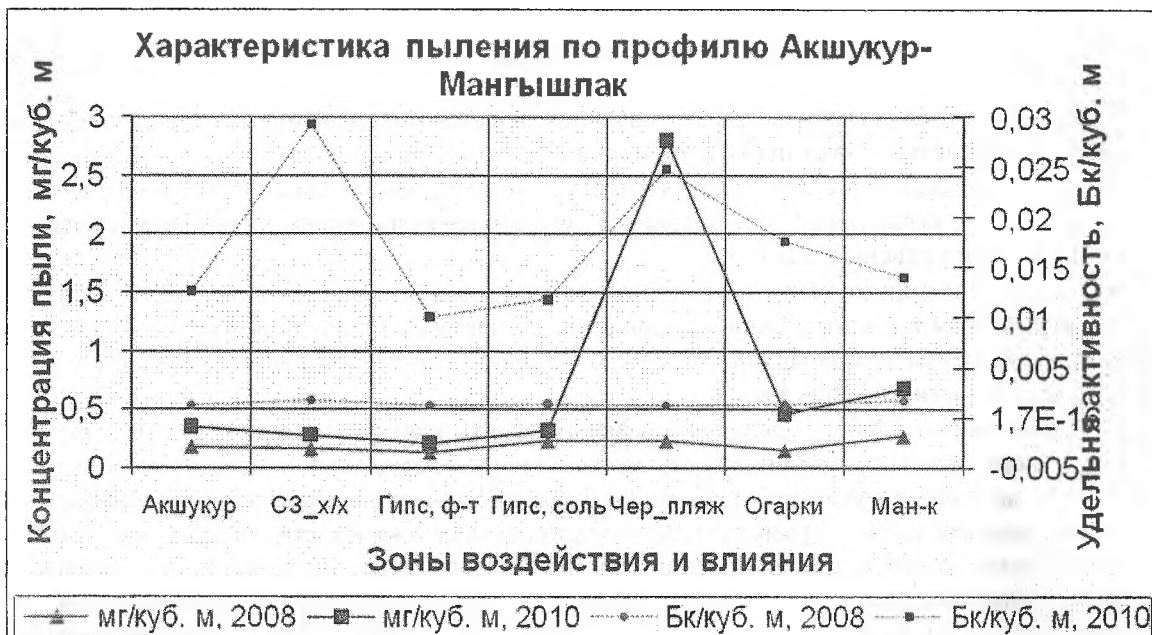


Рис. 1. Карта дешифрования космофотоснимка района работ:

1 – мониторинговые радиэкологические профили, закрепленные на местности; 2 – линия зеркала воды на период эксплуатации ( на апрель 1992 г.); 3 – места отбора литохимических проб; 4 – места отбора проб воды; 5 – места отбора проб растительности; 6 – места отбора проб аэрозолей установкой; 7 – места размещения марлевых планшетов; 8 – номера контуров по результатам дешифрования: I – «пляжные» пески, светлые; II – гипсо-солевая корка; III – гипсо-фосфатная корка; IV – пески коричнево-бурые до черных; V – огарковое поле; VI – солевые отложения вдоль берега.

Характеристика контуров дешифрирования

№№ контура	Названия контура дешифрирования	Площадь, км <sup>2</sup> 08 г./10 г.	% пылящих площадок	Степень деградации
I	«пляжные» пески, светлые	2,8/8,11	80	высокая
II	гипсо-солевая корка	6,18/4,16	5	слабая
III	гипсо-фосфатная корка	6,23/20,64	7	средняя
IV	пески бурые до чёрного	3,91/5,42	80	высокая
V	огарковое поле	1,70/2,13	30	высокая
VI	солевые отложения озера	-/3,28	5	низкая



**Результаты изучения загрязнения почв.** Пробы грунта и почв были сгруппированы в соответствии с контурами дешифрирования. По каждой группе были рассчитаны средние значения концентраций химических элементов. По каждому

химическому элементу находилось максимальное отношение  $C_i/C_{fi}$ , а затем все ряды химических элементов ранжировались по возрастанию найденных максимальных отношений. По каждой зоне в каждой группе рассчитывался коэффициент концентрации (загрязнения) по формуле:  $I_{ij} = \Sigma(C_{ij}/C_{fi}) - (n - 1)$ ,

где  $n$  – количество химических элементов, входящих в группу,  $i$  – порядковый номер химического элемента в группе,  $j$  – порядковый номер зоны воздействия и влияния.

Из расчётов видно, что в показатель загрязнения максимальный вклад вносят концентрации Sn, U, Mo, а также Cu, Zn. Контуров участков загрязнения контролируются низкими значениями рН водных вытяжек из почв и грунтов.

**Результаты изучения загрязнения вод.** При сравнении проб воды, отобранных в 2008 и 2010 годах видно, что значения индексов загрязнения вод, отобранных с одного места, оказались одного порядка. Наиболее токсичными являются воды сора Кошкарата, при этом концентрация солей в этих водах достигает уровня рассолов, из которых соли выпадают в осадок. Дальнейшее сокращение объёма сбросных вод в озеро только усилит этот процесс. Особо обращает на себя внимание такие токсиканты, как Tl, B, As, которые гораздо более опасны, чем радионуклиды.

**Результаты изучения загрязнения растительности.** Пробы растительности сравнивались с фоновой пробой, которая была отобрана за пределами границ хвостохранилища, в районе п. Акшукур. По сравнению с 2008 годом удельная альфа-активность растительности в 2010 году снизилась в среднем в 2,8 раза, при этом активность растительности на аномальных участках выше активности растительности на фоновом участке Акшукур в 1,7 раза. В общем, снизился переход радиоактивности из



почв в растительность более чем в 2,7 раза, по-видимому, повлияла очень жаркая погода в 2010 году.

#### Выводы

В результате мониторинга 2010 года зафиксированы следующие положительные изменения, произошедшие после мониторинга 2008 годов:

1. Локализованы с перекрытием радиоактивные отходы, хранящиеся в 2-х траншеях у южной кромки максимального уреза водной поверхности с МЭД до рекультивации свыше 3000 мкР/ч и 20-25 мкР/ч после ее проведения. Также перекрыты 3 наиболее активных пятна на осушенной части хвостохранилища общей площадью 0,4 кв. км. МЭД на этих участках снизилась с 70-100 мкР/ч до 18-20 мкР/ч.

2. На нерекультивированной части хвостохранилища продолжают идти дефляционные процессы и сокращение водной поверхности сора, в том числе:

- Практически вся описываемая территория в районе хвостохранилища в той или иной степени деградирована.

- Общая площадь осушения хвостохранилища со времени максимального уреза воды составила  $83 \text{ км}^2 - 22 \text{ км}^2 = 61 \text{ км}^2$ .

- Наиболее интенсивным источником пыления является «черный пляж», где разовая концентрация взвешенных частиц может превышать нормативную в 17 раз.

- По профилю Акшукур-Мангышлак запыленность атмосферы в 2010 г. по сравнению с 2008 г. возросла в 2 раза, но, несмотря на это, расчетные дозовые нагрузки на население не превысили предельный допустимый уровень 1 мЗв в год.

- На СВ направлении от контура водной поверхности при высыхании воды в 2010 г. проявился обширный участок химического и радиоактивного загрязнения на площади примерно  $22 \text{ км}^2$ . Индекс химического загрязнения составляет не менее 2,3, а величина удельной альфа-активности грунтов и почв этого участка достигает 1650 Бк/кг.

- По сравнению с 2008 г. удельная альфа-активность растительности в 2010 г. снизилась в среднем в 2,8 раза, при этом активность растительности на аномальных участках выше активности растительности на фоновом участке Акшукур в 1,7 раза. Снижился переход радиоактивности из почв в растительность более чем в 2,7 раза, по-видимому, повлияла очень жаркая погода в текущем году.

Таким образом, ранее сделанные предположения относительно отрицательных изменений на Кошкаратае подтверждаются. Обнажившиеся пляжи и особенно черные пески являются основным источником загрязнения окружающей среды. Темно-серые пески в ЮВ части хвостохранилища (черные пляжи) характеризуются наибольшим индексом загрязнения с высокими концентрациями Cu, Zn, Pb, As. Само хвостохранилище имеет меньший индекс загрязнения, и включает в основном радиоактивные элементы уранового ряда.

#### Литература

1. Проблемы химической безопасности. «Химия и жизнь», [www.seu.ru](http://www.seu.ru), 07.07.2005г.
2. Урановое хвостохранилище Кошкар-Ата (Казахстан) угрожает экологии Прикаспия. [www.centrasia.ru](http://www.centrasia.ru), 26.06.2006 г.
3. Грунтовые воды из хвостохранилища Кошкар-Ата не представляют угрозы... [aktau.kz](http://aktau.kz), 17.09.2009 г.
4. В прошлом году было ликвидировано восемь участков радиоактивного... [aktau-news.kz](http://aktau-news.kz), 23.11.2010 г.

## НАСЛЕДИЕ ДОБЫЧИ УРАНА И ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ В СЕВЕРНОМ ТАДЖИКИСТАНЕ

М.М. Юнусов

ГП «Востокредмет», Республика Таджикистан

Изучение влияния тяжелых элементов, особенно радионуклидов, на окружающую среду и население, проживающее вблизи радиоактивных хвостохранилищ, является актуальной проблемой и интересует многих ученых, экологов, общественных организаций и международных экспертов.

Республика Таджикистан во времена Советского Союза, как и некоторые другие республики, являлась основным сырьевым поставщиком стратегического урана для атомной промышленности СССР, а после его развала осталась с наследием уранового производства, то есть с многочисленными радиоактивными отходами. В настоящее время в Северном Таджикистане в городах Табошар, Гафуров, Чкаловск и в посёлке Адрасман складировано 54.8 миллионов тонн слабоактивных урановых отходов с активностью 6240 Ки. Общая занимаемая площадь 182 га. Из 10 существующих хвостохранилищ 8 законсервированы и 2 открыты, которые подвергаются эрозии под воздействием климатических условий.

Из техногенных радиоактивных наследий опасными являются открытые радиоактивные хвостохранилища «Дигмай», расположенное недалеко от города Худжанда, и «Отходы фабрики бедных руд» вблизи города Табошар. Следует отметить, что хвостохранилище «Дигмай» относится к категории «действующее» и заскладировано 36 млн. тонн, 90 га. и отходы «Фабрики бедных руд» - 2.2 млн. тонн и 3.7 га. соответственно.

Эти объекты негативно влияют на окружающую среду во время селей и продолжительных дождей, сильных ветров. Вследствие эрозии и ветра есть вероятность уноса радионуклидов и тяжелых элементов далеко от санитарно-защитной зоны (СЗЗ) вышеназванных объектов. В таком случае возникает проблема их влияния на здоровье населения, проживающего вблизи «объектов» и конечно же на биосферу.

Отходы хвостохранилища имеют сложный химический состав. Кроме естественных радионуклидов они содержат высокие концентрации сопутствующих тяжелых и токсичных элементов. Результаты ситового и радиометрического анализов показывают, что основная радиоактивность твердых отходов (от 18 до 30 тысяч Бк/кг) связана с мелкими фракциями с размерами частиц менее 1-го мм, которые наиболее подвержены пылевому выносу с поверхности хвостохранилища.

С целью определения границ загрязненной территории в 1991, 1993 и в 2010 годах в пределах санитарно-защитной зоны хвостохранилища выполнялись площадные гамма-съемки.

Исследование проб почв показывают, что радиоактивное загрязнение местности по гамма-излучению на 95-98% обусловлено Ra-226.

В качестве фоновых значений приняты содержания элементов в пробах, отобранных за пределами ореола техногенного загрязнения.

О том, что загрязнение обусловлено выносом радиоактивного материала с поверхности хвостохранилища, свидетельствует характер распределения значений мощности экспозиционной дозы (МЭД) и активности естественных радионуклидов (ЕРН) по глубине шурфов, пройденных в СЗЗ. Максимальная активность почво-грунтов находится в интервале 0-0.1 м, а на глубине с 0.2-0.3 м значения МЭД близки к фоновым. Следовательно, активность почво-грунтов в интервале 0-0.1 м обусловлена осаждением пылевых частиц на земную поверхность, их разрушением в ходе физико-химических процессов, возникающих в результате взаимодействия с осадками и кислородом воздуха, и последующей миграцией ЕРН в почвенном слое.

Результаты определения в отходах изотопов Th-230, Po-210 и Pb-210 показывают, что в отходах отмечается значительное накопление таких продуктов распада, как Po-210 и Pb-210, в меньшей степени Th-230. Это связано со сдвигом радиоактивного равновесия в сторону Ra-226, продуктами распада которого являются Rn-222 и далее Pb-210 и Po-210. Th-230 образуется при распаде U-238, недостаток которого отмечается в отходах. В связи с тем, что ведущая роль в формировании загрязнения по гамма-излучению прилегающих к хвостохранилищу территорий принадлежит Ra-226, Pb-210 и Po-210, которые являются бета- и альфа-излучателями, то их вклад в радиоактивное излучение территории не столь значителен. Поэтому при превышении фоновых значений вклад этих радионуклидов следует учитывать при формировании кормовых и пищевых цепочек при внутреннем облучении.

По отношению к урану по санитарно-гигиеническим показателям из элементов нами выделена ассоциация элементов, напрямую связанных с отходами хвостохранилища и оказывающих существенное влияние на распределение элементов в системе «хвостохранилище-почва-растение». Эта ассоциация включает Mn, Ni, V, Cr, Mo, Pb, Zn, U.

Биогеохимические исследования на хвостохранилище «Дигмай», выполненные в период с 1991 по 2010 гг., включали изучение растительного покрова в окрестностях хвостохранилища и особенностей распределения элементов-загрязнителей в системе «хвостохранилище-почва-растение».

На геоботанической карте 1991 года на большей части территории преобладали характерные для низкогорий эфемероидово-полынные (*Artemisia sogdiana* + *Carex pachystilis* + *Poa bulbosa*) растительные сообщества. Проективное покрытие почвы растениями, в основном, составляло 40-60%. В юго-западной части изучаемой территории вверх по рельефу, преимущественно на понижениях и в руслах временных водотоков, проективное покрытие достигало 8-%.

За период с 1991 по 2010 г.г. в зоне хвостохранилища произошли существенные изменения в растительных сообществах, как в СЗЗ, так и за её пределами. В северо-западном направлении, на участке, расположенном под дамбой хвостохранилища, ранее занятом парнолистниками, по данным исследованиям 2010 г. доминируют эфемерно-полынные сообщества. На юге обследуемой территории в настоящее время преобладают эфемеровые с полынью сообщества. Изменения в растительном покрове являются следствием высыхания прудка, как источника влаги и возрастанием экологических нагрузок на окружающую среду от складирования бытовых отходов.

В настоящее время биогеохимическая карта района Дигмайского хвостохранилища составлена нами на основе анализа содержания в десяти наиболее распространенных в районе хвостохранилища видах растений 4-х элементов-загрязнителей U, Cd, Pb и Zn, с учетом характера рельефа, механического состава поверхностных отложений и розы ветров.

Данная карта позволила получить представление о масштабах пылевого загрязнения за счет ветрового выноса радиоактивного материала с поверхности хвостохранилища. При этом значительную роль в формировании ореола загрязнения играют физико-химические процессы, обуславливающие поверхностные, грунтовые и внутрипочвенные миграционные потоки элементов-загрязнителей и их накопление в растениях.

Отрицательное влияние хвостохранилища на гидросферу связано с фильтрацией жидкой фазы пульпы накапливаемых радиоактивных отходов. В процессе фильтрации жидкой фазы отходов из хвостохранилища отмечается зональность распределения ореолов загрязнения от отдельных компонентов. В особенности это относится к тем из них, концентрация которых в растворах контролируется величиной pH. По основным макрокомпонентам зональность имеет вид  $Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+} \rightarrow Ca^{2+} \rightarrow Cl^- \rightarrow NO_3^- \rightarrow SO_4^{2-}$ , т.е. загрязнение подземных вод контролируется ореолом сульфатного загрязнения.

Проведенные исследования показали высокую эффективность комплексного использования различных физико-химических методов при изучении загрязнения гидросферы, в частности гидрохимического опробования и вертикального электрического зондирования (ВЭЗ). Карта изоом по поверхности минерализованного слоя имеет достаточно высокую контрастность и хорошо согласуется с результатами гидрохимического опробования.

Анализ полученной информации говорит о наличии потоков фильтрации минерализованных вод в северо-западном и северном направлении из хвостохранилища и наличии в районе хвостохранилища двух источников загрязнения подземных вод, первый из которых связан с хвостохранилищем, а второй – с поливным земледелием.

По результатам гидрохимического опробования наблюдательных скважин была прослежена динамика загрязнения подземных вод за период с 2005 по 2010 гг. С этой целью были выбраны профили в северо-западном и северном направлениях, по которым наблюдается наиболее интенсивная миграция загрязняющих компонентов из хвостохранилища. Для анализа были выбраны следующие компоненты:  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$ , как непосредственно участвующие в технологическом процессе и поступающие в хвостохранилище с жидкой фазой пульпы и сухой остаток, отражающий суммарное влияние других компонентов. По нормированным значениям концентрация загрязнителей рассчитана суммарная функция загрязнения подземных вод макрокомпонентами.

Нами изучены физико-химические процессы, отражающие динамику массопереноса радона и продуктов его распада от хвостохранилища в окружающую среду.

В безветренную сухую погоду  $Dz \approx 1.0$  и практически замеры отражают концентрацию радона в приземном слое над хвостохранилищем и её значения составляют 300-350 Бк/м<sup>3</sup> на высоте 2.0 м.

Одновременно с использованием нормативной модели ОНД-86 и программного комплекса «Эра»

были выполнены расчеты приземных концентраций радона над хвостохранилищем и за его пределами. Максимальные концентрации радона в 2 ПДК ( $400 \text{ Бк/м}^3$ ), отмечаются к контуре хвостохранилища. Изоконцентрат 1 ПДК ограничивает прилегающую территорию на расстоянии 200-300 м от контура хвостохранилища. Контур, ограниченный изоконцентратом 0.5 ПДК, вытянут в юго-западном и юго-восточном направлениях, обусловленных преобладающими ветрами в районе Дигмайской возвышенности. Протяженность контура в северо-западном направлении обусловлено турбулентными воздушными потоками, формирующимися за счет рельефа местности.

Средняя величина годового выброса радона по результатам моделирования и практических замеров составляет  $8,14 \times 10^{12}$  Бк. Относительное расхождение между данными замеров и моделирования оценивается в 7-8%.

Одновременно с экспериментальными исследованиями было выполнено математическое моделирование послойного распределения концентрации радона с использованием программного комплекса «Ecolego». Отмечается удовлетворительная сходимости экспериментальных и расчетных данных. Следует отметить, что экспериментальные данные в значительной мере зависят от метеословий, существующих в период проведения замеров и рельефа местности.

С целью оценки диффузионных свойств суглинков, слагающих окрестности Дигмайской возвышенности и возможности их использования для консервации хвостохранилища были выполнены исследования на баковой модели.

Исследования и математическое моделирование показывают, что при выборе материала для консервирующего покрытия в первую очередь важен его гранулометрический состав. Мощность нейтрального слоя в значительной мере определяется плотностью укладки.

## УРАНОВОЕ НАСЛЕДИЕ СОВЕТСКОГО СОЮЗА В ТАДЖИКИСТАНЕ: ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ

У.Мирсаидов, Н.У.Хакимова, Х.М.Назаров

*Агентство по ядерной и радиационной безопасности АН РТ,  
г.Душанбе, Республика Таджикистан*

В течение 46-ти лет с 1945 по 1991 годы гидromеталлургическими заводами Таджикистана, которые находились в гг. Табашаре, Адрасмане, Ходженте, Б. Гафуровском районе, было выпущено около 80000 тонн закиси-оксида урана, которую СССР использовал на военные и энергетические нужды. Таким образом, на территории Северного Таджикистана остались урановые отходы как наследие Советского Союза.

В настоящее время на территории Северного Таджикистана накопилось более 200 млн. тонн отходов в 13 хвостохранилищах, из них около 55 млн. тонн урановых отходов в 10 хвостохранилищах. Общая площадь, занимаемая этими хвостохранилищами, составляет 200 гектаров. Они расположены в зонах проживания населения, а также в верховьях водных притоков таких главных рек, как Амударья и Сырдарья.

Следует отметить, что реабилитационные мероприятия были проведены на очень небольшом количестве объектов, во многих случаях они вовсе не проводились, а специальные фонды для восстановления радиационной безопасности также не создавались. В настоящее время в критическом состоянии находятся Табашарское, Адрасманское и Дигмайское хвостохранилища.

По реабилитации урановых отходов проведена определенная работа, а именно: имеются проекты Технической кооперации с МАГАТЭ по мониторингу хвостохранилищ северного Таджикистана.

В соответствии с этими проектами Республикой Таджикистан получен ряд приборов для проведения мониторинга. Сотрудники Агентства по ядерной и радиационной безопасности (АЯРБ) АН Республики Таджикистан и предприятия «Востокредмет» прошли курсы обучения.

Ведутся переговоры с международными финансовыми организациями по захоронению и рекультивации отходов.

Необходимые мероприятия:

- консервация открытых отвалов;
- ремонт нарушенной консервирующей защиты;
- рекультивация объема с передачей территории в хозяйственное пользование;
- организация постоянного мониторинга за состоянием хвостохранилищ.

Какие угрозы:

- объекты находятся в сейсмоопасной зоне
- объекты расположены в бассейне реки Сырдарья;
- участились селевые потоки.

### **Чкаловское хвостохранилище**

Карты 1-9 расположены в 1,5 км от жилого сектора города. Эксплуатировалось в 1949-1967 гг., площадь 18 га, количество отходов 3 млн. тонн. Толщина покрытия нейтральным грунтом 0,5-0,7 м. Мощность экспозиционной дозы (МЭД) на поверхности до 16-35 мкР/час. Требуется захоронение.

### **Худжандское хвостохранилище**

Отвалы штолен 1,2,2 бис, 3 бывшего Рудника 3 находятся в 4-5 км от жилого сектора города, расположенного вниз по склону в предгорье гор Моголтау. Эксплуатировались в 1976-1985 гг. Общая площадь 5,9 га, количество отходов 0,35 млн.т. Толщина покрытия нейтральным грунтом 0,5-0,7 м. МЭД на поверхности – 30-60 мкР/час. Требуется проведение буровзрывных работ на штольнях для предотвращения доступа в них посторонних лиц. Природный гамма-фон 45 мкР/час.

### **Хвостохранилища г.Табашара**

- хвостохранилище бывшего цеха №3 располагается в одном километре от жилого сектора города. Эксплуатировалось в 1949-1965 гг., площадь 2,9 га, количество отходов 1,2 млн. тонн. Толщина покрытия нейтральным грунтом 0,7-1,0 м. МЭД на поверхности - 40-60 мкР/час. Требуется захоронение.

- хвостохранилища I-IV очереди располагаются в 1,5-2 км от жилья. В случае возникновения аварийных ситуаций возможен смыв радиоактивного материала со всех хвостохранилищ в районе г.Табашара вниз по саю Утконсу вплоть до р.Сырдарья. Эксплуатировались: I-II очереди – 1945-1959

гг., III очередь – 1947-1963 гг., IV очередь – 1949-1965 гг. Общая площадь 54,5 га, количество отходов 7,6 млн. тонн. Толщина покрывающего нейтрального грунта 0,7-1 м. МЭД на поверхности 40-70 мкР/час. Требуется захоронение. Природный гамма-фон до 20 мкР/час.

#### **Хвостохранилище поселка Адрасман**

Хвостохранилище №2 расположено на западной окраине поселка, в случае аварийной ситуации возможен смыв радиоактивного материала по саю Карамазар с попаданием его в р.Сырдарью. Образовано в 1991 г. после проведения рекультивационных работ в районе. Площадь 2,5 га, количество отходов 0,4 млн. тонн. Присыпано крупнообломочным материалом. МЭД – 40-60 мкР/час.

#### **Фабрика бедных руд**

Отвалы фабрики бедных руд, шахты 6 и штольни 4 расположены в 2 км от жилья, открыты. Происходит постоянный смыв радиоактивного материала, ветровой и эрозионный разнос вниз по саю Сарымсахлы с попаданием материала в сай Уткенсу и далее вниз по саю до реки Сырдарьи. Эксплуатировались в 1950-1965 гг. Площадь 3,6 га, количество отходов 2,2 млн.т. МЭД на поверхности до 300-500 мкР/час. Требуется проведение проектно-изыскательских работ для захоронения отходов.

#### **Дигмайское хвостохранилище**

Является действующим. Оно заполнено на 80%, и поэтому его консервация нецелесообразна. Нами организован долгосрочный контроль за состоянием хвостохранилища и его влиянием на природную обстановку прилегающей территории.

Гамма-фон на поверхности хвостохранилища в пределах 600-800 мкР/час. Выброс радона оценивается в 120 Ки/год.

По результатам площадной гамма-съемки, в пределах защитной санитарной зоны определен контур радиоактивного загрязнения. В 1991 г. по результатам ботанических и биохимических исследований построена карта растительности, выбраны контрольные профили для последующих замеров. По результатам электропрофилирования методом вертикального электрического зондирования определен контур загрязнения подземных вод и установлены направления миграции загрязняющих элементов из хвостохранилища. Данные работы повторены в 1994 и 2005 гг.

#### **Хвостохранилище города Гафурова**

По результатам предварительного обследования было принято решение о его захоронении на месте дислокации. Были выявлены загрязненные радиоактивными материалами участки прилегающей территории, выбран материал для укрытия и установлена его мощность, гарантирующая снижение радиационных характеристик до фоновых.

Осуществлялся контроль за радиационной обстановкой на загрязненных участках после передислокации с них радиоактивного материала, контролировалась радиационная обстановка на хвостохранилище в процессе его захоронения.

После реализации данных мероприятий радиационная обстановка на хвостохранилище характеризуется следующими данными: мощность эквивалентной дозы гамма-излучения находится в пределах 12-15 мкР/час, эксхалация радона не превышает 0,04 Бк·м<sup>2</sup>/сек, что соответствует фоновым значениям. Долгосрочный контроль с 1992 г. Ежегодно проводится оценка инженерно-технического состояния хвостохранилища, замеряется гамма-фон и эксхалация радона.

Основные сведения о хвостохранилищах Таджикистана показывают, что первоочередные рекультивационные работы необходимо провести на хвостохранилище г.Табошара. В данном хвостохранилище необходимо решение проблемы очистки вод, рекультивационные работы по отвалам «Фабрики бедных руд» и на самом хвостохранилище.

Сотрудниками Агентства по ядерной и радиационной безопасности АН РТ предложены сорбенты из местных сырьевых материалов для очистки технических вод г.Табошара [1, 2].

Результаты измерения объемной активности радона в атмосферном воздухе г.Табошара, ЭРОА радона и торона в районах расположения хвостохранилищ и карьера, фоновые характеристики содержания радона в районе измерений, а также плотности потока радона с поверхности хвостохранилищ (эксхалация) приведены в таблице. Результаты показывают, что в целом объемные концентрации радона в воздухе над хвостохранилищами являются высокими.

Это свидетельствует о недостаточно надежном покрытии хвостохранилищ. Особую проблему комплекса захоронений в п.Табошар могут представлять дренажи остаточных кислотных растворов, которые выклиниваются в виде родников из-под мест захоронений. В частности, у подножья хвостохранилища 1-2 очереди были обнаружены родники с исключительно высоким содержанием сульфат-иона (9200-9600 мг/л) и карбонатных оснований (НСО<sub>3</sub> – 1800 мг/л), а также растворенного урана и других радионуклидов уран-ториевого ряда. Содержание суммарной альфа-активности в таких дре-

нажах было определено на уровне 1200-1500 Бк/л, а концентрация активности суммы изотопов урана  $^{238}\text{U} + ^{234}\text{U}$  была определена по результатам пяти независимых измерений проб в диапазоне 1110-1450 Вк/л, или в весовых концентрациях (50-70 мг/л), что близко к содержанию промышленных растворов урана. В условиях аридного климата при растекании дренажей по берегам ручьев в процессе испарения образуется корка желтоватого цвета, состав которой минерализуется в виде слабо растворимых сульфатных и карбонатных комплексов с исключительно высоким содержанием природных радионуклидов [2].

Таблица

Характеристики радиационного загрязнения окружающей среды в районе п. Табашар

Место измерения	Мощность эквивалентной дозы мкЗв·ч <sup>-1</sup>	Объемная активность Рп, Бк·м <sup>-3</sup>	ЭРОА радона, Бк·м <sup>-3</sup>	Плотность потока радона средняя, Бк·м <sup>-2</sup> ·с <sup>-1</sup>	ЭРОА торона, Бк·м <sup>-3</sup>
г. Табашар, карьер	0,48-0,56	20	1,92	0,09±0,03	0,23
Отвалы «фабрики бедных руд»	0,76-2,8 склон 0,35-0,4	17	2,0	0,86±0,25 1,06±0,28	0,17
Горный район на расстоянии 4 км от г. Табашар	0,18-0,23	12	3,3	-	0,12
Хвостохранилище 4 очереди	0,3-0,5	25	3,0	4,8±1,6	-
Хвостохранилище 3 очереди	0,3-0,4 до 0,6	35	8,78	-	-
Хвостохранилище 1-2 очереди	0,4-0,5, в отдельных местах 0,8-0,9	45	2,57	3,8±1,2 (9,97±3,0)*	0,33

- плотность потока радона с нарушенной поверхности хвостохранилища.

### Литература

1. Хакимов Н., Назаров Х.М., Мирсаидов И.У., Баротов Б.Б. Извлечение урана из природных урансодержащих руд месторождений Северного Таджикистана // Доклады АН Республики Таджикистан, 2007, т.50, №8.
2. Мирсаидов И.У., Хакимов Н., Назаров Х.М. Использование местных сырьевых материалов для адсорбции урана из вод отходов горнодобывающей промышленности Таджикистана. – В сб.: Радиэкологический мониторинг биосреды и радиационная безопасность Таджикистана. – Душанбе, 2010, с.116-120.

**WISHES:**

Edward R. Landa  
U.S. Geological Survey  
Water Resources Division  
National Research Program (Geochemistry)  
12201 Sunrise Valley Drive  
Mail Stop 430  
Reston VA 20192 USA  
PH 703-648-5898  
FAX 703-648-5484  
[erlanda@usgs.gov](mailto:erlanda@usgs.gov)

«WISH YOU WELL IN YOUR EFFORTS, AND SEND BEST WISHES»

**DEAR ORGANIZING COMMITTEE:**

THANK YOU FOR THE INVITATION TO ATTEND YOUR CONFERENCE, "PROBLEMS OF RADIO-ECOLOGY AND WASTE MANAGEMENT OF URANIUM MANUFACTURE IN CENTRAL ASIA." UNFORTUNATELY, I WILL NOT BE ABLE TO ATTEND. EARLIER I WAS INVOLVED IN PROJECTS AT ISSYK KUL AND MAILUU SUU, AND I HOPE PROGRESS IS BEING MADE WITH RESPECT TO ENVIRONMENTAL STABILIZATION AND RESTORATION OF THOSE AND OTHER URANIUM MINING SITES IN KYRGYZSTAN. YOUR CONFERENCE HELPS TO FOCUS ATTENTION ON THE SOCIETAL AND ECONOMIC BENEFITS OF INTERNATIONAL COOPERATION IN SCIENCE AND TECHNOLOGY. I HAVE COPIED YOUR ANNOUNCEMENT TO SOME COLLEAGUES, WHO MAY BE INTERESTED IN THE CONFERENCE.

THANK YOU AGAIN FOR THE INVITATION, AND I WISH YOU SUCCESS IN THE CONFERENCE AND IN ADDRESSING THE NUCLEAR WASTE ISSUES IN YOUR COUNTRY.

SINCERELY,

JEFF

JEFFERY H RICHARDSON, PHD  
VISITING SCHOLAR  
CENTER FOR INTERNATIONAL SECURITY AND COOPERATION  
ENCINA HALL, E226  
STANFORD, CA 94305-6165  
650 725 2707 OFFICE  
925 337 4535 CELL  
[HTTP://CISAC.STANFORD.EDU](http://CISAC.STANFORD.EDU)



## СОДЕРЖАНИЕ

<b>Предисловие</b>	5
<b>Г. Абасова, Р. Бейшенкулова, Ф. Ситдикова</b> Проведение радиационного контроля источников питьевого водоснабжения в Кыргызской Республике	7
<b>Д.А. Абдушукуров, А.А. Джураев</b> Исследование влияния урановых хвостохранилищ Согдийской области на экологическое состояние Кайракумского водохранилища	8
<b>В.М. Алехина</b> Изотопный состав урана ( $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ) в водах бассейна реки Мин-Куш	12
<b>Ю.Г. Алёшин, И.А. Торгоев</b> Безопасность урановых хвостохранилищ в долговременном аспекте	15
<b>Ю.Г. Алёшин, И.А. Торгоев, К.А. Абиров, М.Б. Молдобаев</b> Урановые хвостохранилища и синергетическая цель природно-техногенных рисков	19
<b>В.Б. Апарин</b> Урановые рудники Майлуу-Суу и их воздействие на окружающую среду Кыргызстана и приграничные районы Узбекистана	22
<b>М.М. Буркитбаев, Б.М. Уралбеков</b> Природные радионуклиды в компонентах окружающей среды долины реки Шу	26
<b>Ю.Г. Быковченко, А.Б. Бердибаева, К. Уракунова</b> Моделирование компонентов иммунитета у жвачных животных урановых провинций Кыргызстана	29
<b>А.А. Гарибов, Дж.А. Нагиев, А.А. Азизов, Р.М. Алосманов</b> Очистка урана методом сорбции из систем, загрязненных радиоактивными элементами	34
<b>А.А. Гарибов, Дж.А. Нагиев</b> Нефтедобывающие отрасли и радиозэкологические проблемы	39
<b>Е.А. Данилова, А.А. Кист, Р.И. Радюк</b> Оценка поступления микроэлементов в организм человека с водой и пищей в районах, выведенных из эксплуатации урановых рудников	42
<b>Б.М. Дженбаев, Б.К. Жолболдиев, Б.К. Калдыбаев, С.А. Мамытова, А.М. Тиленбаев, А. Кожоголов</b> Проблемы бывших урановых производств и радиозэкологии в Кыргызстане	46

<b>М.М. Искаков</b>	
Порядок проведения общественных слушаний для проектов урановой промышленности в Казахстане	55
<b>К.К. Кадыржанов, В.П. Солодухин, Т.М. Зейнуллин, П.К. Шингисова, Х.Д.Пасселл, Д.С. Барбер</b>	
Исследование радионуклидного и элементного состава объектов окружающей среды, причастных к трансграничным рекам Казахстана	57
<b>Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев, А.С. Сатыбалдиев</b>	
Радиоэкологическая оценка современного состояния природно-техногенных экосистем Прииссыккуля	60
<b>З.К. Канаева, А.Т. Канаев</b>	
Моделирование процесса выщелачивания урана из отработанной руды штабеля	69
<b>А.Т. Канаев, З.К. Канаева, А. Шоканова., Г.Н. Бектемирова</b>	
Изучение влияния различной концентрации окислителей на извлечение урана месторождений «Восток»	71
<b>Е.И. Карпенко, С. И. Спиридонов, Н.И. Санжарова</b>	
Оценка доз облучения природных объектов в районе расположения предприятия по добыче и переработке урановых руд	75
<b>М.М. Кидибаев, Т.С. Королева</b>	
Радиоэкологическая обстановка селитебной зоны озера Иссык-Куль	77
<b>М.М. Кидибаев</b>	
Радон - газ, про который нужно знать все...	80
<b>Ж.А. Мадыкова</b>	
Плацента как биомаркер для определения загрязнения окружающей среды ураном и торием	83
<b>С. Маматибраимов</b>	
Прибор для определения концентрации радона в воздухе	85
<b>Д.М. Маматканов, Т.В. Тузова, С.А.Ерохин, А.Н.Валяев</b>	
Оценка риска прорыва горных озер с использованием уран-изотопного метода	88
<b>Ю.И. Мануйленко</b>	
Радиоактивные производственные отходы и выбросы, их неблагоприятное влияние на здоровье работающих и населения Кыргызстана /	92

<b>А.М. Мурсалиев</b>	
Проблемы геохимической экологии и радиоэкологии природной среды в Кыргызстане	96
<b>Х. Муртазаев, М.М. Юнусов, Н. Бозорова</b>	
Радионуклиды в тонких фракциях аэрозолей техногенных территорий Северного Таджикистана	99
<b>Х. Муртазаев, Б. Рахматулов, Н. Бозорова</b>	
Микроколичества радонного газа в строениях города Худжанда и вокруг него	101
<b>В. П. Наумов</b>	
Хвостохранилища, как техногенные месторождения	103
<b>С.П. Пивоваров, А.Б. Рухин, Т.А. Середавина</b>	
Эпр-дозиметрия – прогресс и экологические аспекты	103
<b>Г.К. Райымбекова, Т.К. Кадыралиев, Ж.К. Райымбеков</b>	
Влияние ионизирующего излучения на морфофункциональное состояние плаценты у рожениц г. Майлуу-Суу	106
<b>И.Ю. Силачев</b>	
Оценка вероятности превышения эрора радона в воздухе помещений по результатам экспрессных измерений	109
<b>А.В. Соломатина, А.М. Усубалиев, Н.А. Рашепкина, Б.М. Толонгутов</b>	
Развитие системы радиоэкологического мониторинга в районе влияния хранилищ радиоактивных отходов	111
<b>P. Stegnar, I. Shishkov, B. Salbu, M. Burkitbayev, B. Tolongutov, R. Radyuk, M. Yunusov</b>	114
Uranium legacy and environmental security in Central Asia	
<b>Р. М. Тойчуев, Э.Т. Тостоков, Г.Р. Тойчуева, Ж.А. Мадькова, Н.Ш. Мамбетов</b>	
Медико-экологические проблемы города Майлуу-Суу и возможные пути их решения	115
<b>Н.А. Токтогулова, А.А. Исупова, А.А. Койбагарова</b>	
Состояние системы крови у животных, обитающих вблизи урановых хвостохранилищ	118
<b>Т.Э. Токтоева, Б.М. Дженбаев</b>	
Радиобиогеохимические особенности радионуклидов в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля	121
<b>Б.М. Толонгутов, К.М. Норузбаев, А.В. Соломатина</b>	
Об особенностях национальной системы регулирования радиационной безопасности по вопросам обращения с радиоактивными отходами, пути развития системы и помощь международного сообщества Кыргызской Республике	124

<b>И.А. Торгоев, Ю.Г. Алёшин</b>	
Проблемы реабилитации объектов уранового наследия в Кыргызстане	126
<b>И.А. Торгоев</b>	
Экологические последствия катастрофических аварий на хвостохранилищах Кыргызстана	130
<b>А.Ж. Тулеушев, Т.И. Агеева, П.В. Солодухин, В.Н.Глущенко, И.Ю. Силачев, И.М.Николаев, В.Л. Позняк, С.П. Пивоваров, А.Б. Рухин</b>	
Повторное обследование радиозологической обстановки в бассейне р. Березовка в связи с объектами лира	134
<b>А.Ж. Тулеушев, В.Н. Глущенко, И.Ю. Силачев, Л.Д. Матненко, Е.Г. Фалеев</b>	
Очистка сточных вод реактора ввр-к методом биореагентной ультрафильтрации с применением сахаромицетов	138
<b>Р.Р. Тухватшин, Ю.Г. Быковченко</b>	
Морфофункциональное состояние почек у животных, обитающих вблизи урановых хвостохранилищ	140
<b>Р.Р. Тухватшин, Г.Ж. Суранова, Ш.Т. Беркмаматов</b>	143
Состояние здоровья человека и животных при хроническом действии продуктов уранового производства в Центральной Азии	
<b>Н. Хакимов, С.Г. Мухамедова, И.У. Мирсаидов</b>	
Радиозологические проблемы и физическая защита источников ионизирующего излучения при снятии их с эксплуатации	146
<b>И.А. Шишков, П.Г. Каюков, В.А. Пасысаев</b>	
Мониторинг за пылением радиоактивных и токсичных отходов уранового хвостохранилища Кошкарата	149
<b>М.М. Юнусов</b>	153
Наследие добычи урана и оценка воздействия на окружающую среду в Северном Таджикистане	
<b>У. Мирсаидов, Н.У. Хакимова, Х.М. Назаров</b>	156
Урановое наследие Советского Союза в Таджикистане: проблемы и решения	
<b>Пожелание</b>	159
<b>Содержание</b>	160

TABLE OF CONTENTS

<b>Introduction</b>	5
<b>G. Abbasov, R. Beyshenkulova, F. Sitdikova</b> Performance monitoring radiation sources drinking water supply in the Kyrgyz republic	7
<b>D.A Abdushukurov, A. Juraev</b> Study on uranium tailings sughd the domain on ecological condition Kairakum reservoir	8
<b>V.M Alekhine</b> Isotopic composition of uranium ( $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ) In the waters of the basin river Min-Kush	12
<b>J.G Aleshin, I.A Torgoev</b> Security uranium tailings inlong-term aspect	15
<b>J.G Aleshin, I.A Torgoev, K.A Abiru, M.B Moldobaev</b> Uranium tailings and synergistic purpose of the natural and technological risks	19
<b>V.B Aparin</b> Uranium mines mailuu suu and their impact on the environment and Kyrgyz border areas of Uzbekistan	22
<b>M.M Burkitbaev, B.M Uralbekov</b> Natural radionuclides in the environment components of Chui river valley	26
<b>G. Bykovchenko, A.B Berdibaeva, K. Urakunova</b> Modeling the components of immunity in ruminants of uranium provinces of Kyrgyzstan	29
<b>A.A Gharib, J.A Nagiyev</b> Oil industry and radio ecological problems	34
<b>A.A Garibov1, J.A Nagiev1, A.A Azizov, R.M Alosmanov</b> Cleaning method of uranium sorption from system contaminated by radioactive elements	39
<b>E.A Danilova, A.A Keast, R.I Radyuk</b> Assessment of trace elements in human body with water and food in areas decommissioned uranium mines	42
<b>B.M Djenbaev, B.K Zholboldiev, B.K Kaldybaev, S.A Mamytova, A.M Tilenbaev, A.Kozhogulov</b> Problem of the former uranium production and radioecology in Kyrgyzstan	46
<b>M.M Iskakov</b> Conduct of public hearings for uranium industry project in Kazakhstan	55
<b>K.K Kadyrzhanov, V.P Solodukhin, T.M Zeynullin, P.K Shingisova, H. D. Passell, D.S.Barber</b> Study of radionuclide and elemental composition of environmental objects involved with the transboundary rivers Kazakhstan	57
<b>B.K Kaldybaev, B.M Djenbaev, A.S. Satybaldiyev</b> Radioecological assesment of the current state of natural -anthropogenic ecosystem of Issyk-Kul region	60
<b>Z.K Kanaeva, A.T Kanaev</b> Modeling of leaching of uranium from spent ore stacks	69
<b>A. T. Kanaev, Z.K Kanaeva, A. Shokanova A., G.N Bektemirova</b> The influence of various concentrations oxidants for the extraction of uranium deposit "vostok"	71
<b>E.I Karpenko, S.I Spiridonov, N.I Sanzharova</b> Dose assessment natural sites in the vicinity of the mining and processing of uranium ores	75

<b>M.M Kidibaev, T.S Koroleva</b> Radioecological situation residential areas lake Issyk-kul	77
<b>M.M Kidibaev</b> Radon - the gas which you need to know all ...	80
<b>J.A Madykova</b> Placenta as a biomarker for determining the pollution uranium and thorium	83
<b>S. Mamatibraimov</b> Device for determining the concentration of radon in air	85
<b>D.M. Mamatkanov, T.V. Tuzova, S.A Yerokhin, A.N Valyaev</b> Risk assessment of breakthrough in mountain lakes with the use of uranium isotope method	88
<b>Y.I Manuylenko</b> Radioactive waste production and emissions of adverse effects on health of workers and people in Kyrgyzstan	92
<b>A.M Mursaliyev</b> geochemical problems of ecology and environment radioecology in Kyrgyzstan	96
<b>H. Murtazaev, M. Yunusov, N. Bozorova</b> Radio nuclides in thin aerosol fraction placer terry thorium-northern Tajikistan	99
<b>H. Murtazaev, B. Rahmatuloev, H Bozorova</b> Trace radon gas in structure Khujand and around it	101
<b>V.P Naumov</b> Tailings, as man-made deposit	103
<b>S.P Pivovarov A.B Rukhin, T.A Seredavina</b> Epr dosimeter - progress and environmental issues	103
<b>G.K Raymbekova, T.K Kadyraliev J.C Raiymbek</b> Influence of ionizing radiation on morph functional state of placenta in women Mailuu-suu	106
<b>I.Y Silachev</b> Evaluation of the possibility of excess eeva radon in indoor air express results of measurements	109
<b>A.V Solomatina, A.M Usubalieva. N.A. Rashchepkina, B.M Tolongutov</b> Development radio ecological monitoring system in the area of influence storage of radioactive waste	111
<b>P.Stegnar, I. Shishkov, B.Salbu, M.Burkitbayev, B.Tolongutov, R.Radyuk, M.Yunusov</b> Uranium legacy and environmental security in central Asia	114
<b>R.M Toychuev, T.E Tostokov, G.R Toychueva, J.A Madykova, N. S. Mambetov</b> Medical and environmental problems of the city Mailuu-suu and the possibility nye solutions	115
<b>N.A Toktogulova, A. Isupov, A.A Koybagarova</b> State of blood of the animals inhabiting near uranium tailings	118
<b>T.E Toktoeva, B.M Djenbaev</b> Radio-bio-geo-chemical features of radio nuclides in the natural and man-made ecosystems is-syk-kul region	121
<b>B.M Tolongutov, K.M Noruzbaev, A.V Solomatina</b> Features of the national system of regulation of radiation safety on radioactive waste management and ways of development of the system and the international community help Kyrgyz Republic	124

<b>I.A Torgoev, J.G Aleshin</b> Problems of rehabilitation facilities uranium heritage in Kyrgyzstan	126
<b>I.A Torgoev</b> Environmental effects of disastrous accident at hvo-stohranilischah Kyrgyzstan	130
<b>A.J. Tuleushev, T.I Ageev, P.V Solodukhin, V.N Glushchenko, I.J Silachev, I. Nikolaev, VL Poznyak, S.P Pivovarov, A.B Rukhin</b> Re-examination radio ecological basins r. Berezovka in respect of the object lira	134
<b>A.J Tuleushev, V.N Glushchenko, I.J Silachev, L.D Matienko, E.G Faleev</b> Sewage treatment reactor vvr-k method bioreagentnoy ultrafiltration using saccharomyces	138
<b>R. Tuhvatshin, J.G Bykovchenko</b> Morph functional state of the kidneys in animals living near uranium	140
<b>R.R Tuhvatshin, G.Zh. Suranov, Sh.T. Berkmatov</b> Health status of men and animals with chronic the action of the uranium food production in central Asia	143
<b>N. Khakimov, S.G Mukhamedova, J.W. Mirsaidov</b> Radio ecological problems and physical protection of sources of ionizing radiation their decommissioning	146
<b>I.A Shishkov, P.G Kayukov, V.A Pasysaev</b> Monitoring for dusting radioactive and toxic waste uranium tailings Koshkarata	149
<b>M.M Yunusov</b> Heritage uranium mining and assess the impact on the environment in northern Tajikistan	153
<b>W. Mirsaidov, N.U Khakimova, H. M. Nazarov</b> Uranium legacy of the soviet union in Tajikistan: problems and solutions	156
<b>Wishes</b>	159
<b>Table of contents</b>	160

Подписано к печати 30.05.11.

Формат бумаги 60×84 1/8. Бумага офсетная.

Объем 10,3 усл. печ. л.,

Тираж 100

Отпечатано в типографии "Махprint"

г. Бишкек, ул. Курманжан Датки, 207