Международный Союз Радиоэкологии

Департамент гражданской защиты населения
Ханты-Мансийского автономного округа – Югры

Институт экологии растений и животных УрО РАН

Югорский государственный университет

Уральский научно-исследовательский
ветеринарный институт

Российская экологическая академия

Под редакцией

В. И. МИГУНОВА, А. В. ТРАПЕЗНИКОВА

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 12

Екатеринбург, 2009

Международный Союз Радиоэкологии

Департамент гражданской защиты населения
Ханты-Мансийского автономного округа-Югры

Институт экологии растений и животных УрО РАН

Югорский государственный университет

Уральский научно-исследовательский ветеринарный институт

Российская экологическая академия

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 12

Под редакцией

к.б.н В. И. МИГУНОВА,

д.б.н. А. В. ТРАПЕЗНИКОВА.

Екатеринбург,
Издательство Уральского университета
2009

УДК 574.58; 577.346
ББК 28.08
П781

Под редакцией:
к.б.н. В. И. Мигунова,
д.б.н. А. В. Трапезникова

Рецензенты:
член-корреспондент РАСХН
доктор биологических наук, профессор **И. М. Донник**,
доктор физико-математических наук, профессор
П. В. Волобуев.

П781 Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин: Сборник научных трудов. Выпуск 12. - Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2009. - 426 с.

ISBN 978-5-85247-258-8

УДК 574.58; 577.346
ББК 28.08
П781

Издание подготовлено при финансовой поддержке Правительства Ханты-Мансийского автономного округа-Югры

ISBN 978-5-85247-258-8

© Коллектив авторов, 2009
© Издательство Уральского университета, 2009

ОГЛАВЛЕНИЕ

1. *Поликарпов Г. Г., Лазоренко Г. Е., Терещенко Н. Н.*
ВКЛАД ОРОСИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЫ СЕВЕРО-КРЫМСКОГО КАНАЛА В ПЕРЕНОС РАДИОНУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ, ПЛУТОНИЯ И АМЕРИЦИЯ С ДНЕПРОВСКИМИ ВОДАМИ В КАРКИНИТСКИЙ ЗАЛИВ ЧЕРНОГО МОРЯ.
ПО МАТЕРИАЛАМ 1992-1995 ГГ..... 6

2. *Цыцугина В. Г., Поликарпов Г. Г., Горбенко В. П.*
РОЛЬ ПЛОДОВИТОСТИ В АДАПТАЦИИ ПОПУЛЯЦИЙ РАКООБРАЗНЫХ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ..... 44

3. *Аклеев А. В., Аклеев А. А.*
АДАПТАЦИЯ КЛЕТОК И ТКАНЕЙ К ХРОНИЧЕСКОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ РАДИАЦИИ..... 54

4. *Столбова В. В., Мамихин С. В.*
МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ИДЕНТИФИКАЦИИ СТАДИЙ ДЕГРАДАЦИИ ЭКОСИСТЕМ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ИЛИ ХИМИЧЕСКОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ, ПО БИОТИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ..... 91

5. *Крышев И. И.*
НЕКОТОРЫЕ ВОПРОСЫ МЕТОДОЛОГИИ АНАЛИЗА РИСКА ОТ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ..... 128

6. *Былкин Б. К., Егоров Ю. А., Емельянов А. Г., Карабань Р. Т., Кириллов В. Ф., Николаевский В. С., Суздалева А. Л.*
СИСТЕМА ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ..... 151

7. *Былкин Б. К., Егоров Ю. А., Емельянов А. Г., Карабань Р. Т., Кириллов В. Ф., Николаевский В. С., Суздалева А. Л.*
ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ АЭС… КАК ЭТО ПОНИМАТЬ..... 184

8. *Трапезников А. В., Коржавин А. В., Николкин В. Н., Трапезникова В. Н., Мигунов В. И.*
РЕЗУЛЬТАТЫ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ОБЬ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ В ГРАНИЦАХ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА..... 196

9. *Мигунов В. И., Чубаров Я. Г., Ситникова С. Г.*
ИТОГИ РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКОЙ ПАСПОРТИЗАЦИИ ОРГАНИЗАЦИЙ И ТЕРРИТОРИИ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА – ЮГРЫ ПО СОСТОЯНИЮ ЗА 2007 ГОД..... 222

10. *Булатов В. И.*
ОБЬ-ИРТЫШСКИЙ БАССЕЙН КАК ОБЪЕКТ РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И РЕАБИЛИТАЦИИ..... 235

11. *Пряхин Е. А., Гаврилова Е. В., Дерябина Л. В., Андреев С. С., Попова И. Я.*
ХАРАКТЕРИСТИКА ВИДОВОГО СОСТАВА И КОЛИЧЕСТВЕННОГО РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ВОДОЕМА В-11 ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ..... 257

12. *Тряпицына Г. А., Коломиец И. А., Андреев С. С., Полевик Н. Д., Аклеев А. В., Пряхин Е. А.*
ФЕНОМЕНОЛОГИЯ АДАПТИВНЫХ РЕАКЦИЙ КЛЕТОК КОСТНОГО МОЗГА В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ПОЛЯРИЗАЦИИ ЭЛЕКТРОМАГНИТНЫХ ПОЛЕЙ РАДИОЧАСТОТНОГО ДИАПАЗОНА И ДЛИТЕЛЬНОСТИ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА МЫШЕЙ СВА..... 271

13. *Тестов Б. В.*
РАДИАЦИЯ И ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ..... 286

14. *Цветнова О. Б., Щеглов А. И.*
ОСОБЕННОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОГО КРУГОВОРОТА ^{137}CS И ИЗОТОПОВ КАЛИЯ В ЛЕСНЫХ И АГРОФИТОЦЕНОЗАХ ЛЕСОСТЕПИ В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ..... 299

15. *Спиридонова С. Ф., Булатов В. И.*
О СОЗДАНИИ КОМПЛЕКСНОЙ СИСТЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ОБЬ-ИРТЫШСКОГО БАССЕЙНА..... 322

16. *Оленев Г. В., Григоркина Е. Б.*
СООТНОШЕНИЕ ПОЛОВ: К АНАЛИЗУ ЗООЛОГИЧЕСКОГО МАТЕРИАЛА В РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ..... 328

17. *Корман [1] Г. Г., Дерягин [1] В. В., Удачин [2] В. Н., Мухаметшина [1] Л. Ф., Левина [1] С. Г., Сутягин [1] А. А., Лихачев [1] С. Ф.*
ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ ВОДОСБОРНОЙ ТЕРРИТОРИИ ОЗЕР БОЛЬШОЙ И МАЛЫЙ ИГИШ, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ЗОНЕ ВУРСА..... 368

18. *Чеботина М. Я., Николин О. А., Смагин А. И., Мурашова Е. К.*
СОВРЕМЕННЫЕ УРОВНИ КОНЦЕНТРАЦИЙ ТРИТИЯ В ВОДЕ КОЛОДЦЕВ И СКВАЖИН РАЙОНА ПО «МАЯК»..... 383

19. *Пономарева Р. П., Чеботина М. Я.*
НАКОПЛЕНИЕ РАДИОУГЛЕРОДА В КОМПОНЕНТАХ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ..... 388

20. *Селезнев А. А.*
ИЗУЧЕНИЕ МИГРАЦИИ И НАКОПЛЕНИЯ CS-137 В УСЛОВИЯХ ГОРОДСКОГО ЛАНДШАФТА НА ПРИМЕРЕ Г. ЕКАТЕРИНБУРГА..... 405

ВКЛАД ОРОСИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЫ СЕВЕРО-КРЫМСКОГО КАНАЛА В ПЕРЕНОС РАДИОНУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ, ПЛУТОНИЯ И АМЕРИЦИЯ С ДНЕПРОВСКИМИ ВОДАМИ В КАРКИНИТСКИЙ ЗАЛИВ ЧЕРНОГО МОРЯ

(ПО МАТЕРИАЛАМ 1992-1995 гг.)

Поликарпов Г. Г., Лазоренко Г. Е., Терещенко Н. Н.
Институт биологии южных морей им. Ковалевского А. О.
НАН Украины (г. Севастополь).

Как известно, в силу своих физических и химических свойств, ряд долго живущих искусственных радионуклидов, в том числе, гамма-излучающий радионуклид ^{137}Cs и альфа-излучающие изотопы плутония и америция относятся к числу радиологически наиболее опасных для биоты и человека. В долговременном масштабе такая опасность обусловлена распространением в окружающей среде этих радионуклидов после аварии на Чернобыльской атомной станции 26 апреля 1986 г.

В первые недели после этой катастрофы основным источником поступления чернобыльских радионуклидов в водоемы, расположенные на территории Украины, были аэрозоли. Со временем к этому источнику добавился водный путь. Особое внимание было обращено на исследование аккумулирования и переноса радиоактивных веществ в водных системах, в первую очередь, малых и больших рек, относящихся ко всему водосбору р. Днепр, основному источнику питьевого, поливного и промышленного водопользования в Украине.

Для северных районов страны к ним относятся водосборы рек как в 30-км зоне отчуждения, так и в районах с большими уровнями загрязнения, сформированными аэральными выпадениями в первые недели после аварии на ЧАЭС.

Для юга Украины, как и для всех других регионов, в первое время после аварии аэральный путь был основным в распространении чернобыльских радионуклидов. С учетом розы ветров это обусловило пятнистость их распределения в водных и наземных экосистемах. Для южных регионов Украины водный путь поступления радионуклидов в организм человека добавился к аэральному только с приходом паводковых вод из загрязненных территорий с водами р. Днепр и его притоков.

Актуальность исследований миграции радиоактивных веществ с днепровской водой из северных районов Украины в ее южные регионы вызвана тем, что для юга Украины проблема питьевого и поливного водоснабжения в значительной мере решается за счет использования днепровской воды, которая подается непосредственно из р. Днепр и его водохранилищ или через искусственные каналы. Для ряда районов Херсонской области и Автономной Республики Крым (АРК) таковым служит Северо-Крымский канал (СКК) (рис. 1) - самое большое сооружение этого типа в Украине.

Оросительная система СКК состоит непосредственно из водной системы, обеспечивающей подачу днепровской воды из Каховского водохранилища в Херсонскую область и АРК, и сельскохозяйственных угодий, орошаемых этой водой. Вся система подачи воды, ее распределение и сброс после завершения циклов орошения находится под постоянным контролем отдела водопользования Главного Управления СКК и подчиненных ему соответствующих районных отделов. Водная система СКК включает в себя магистральное русло, отводные рукава, по которым днепровская вода поступает на сельхозугодия, и сбросные каналы, по которым происходит сброс воды, использованной на их орошение. В юго-западных районах Херсонской области и северо-западных районах Крыма сброс воды осуществляется в Каркинитский залив Черного моря (рис. 1).

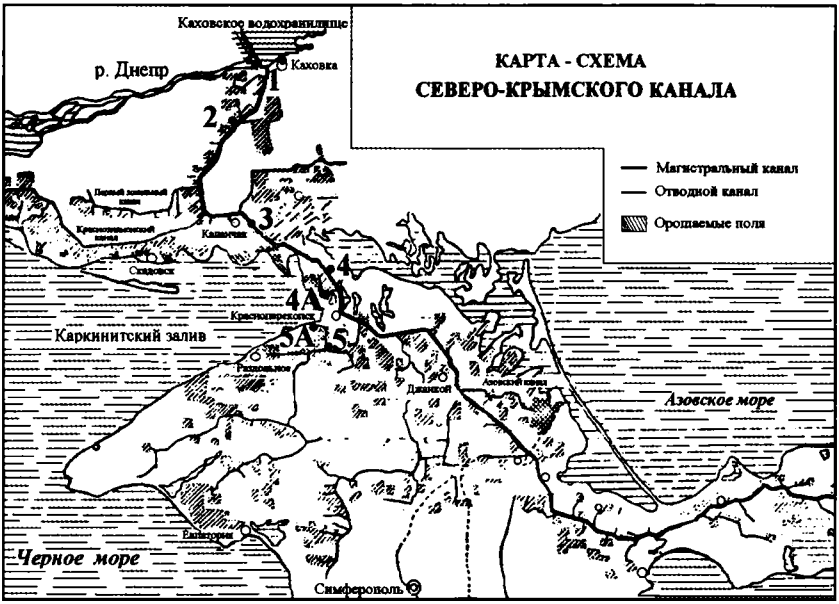


Рисунок 1. Карта-схема станций отбора проб в водной системе СКК.

Изучение распределения чернобыльских радионуклидов в компонентах всей оросительной системы СКК дает возможность оценить ее вклад в извлечение радиоактивных элементов из днепровской воды, используемой для полива сельхозугодий и затем поступающей по сбросным каналам в северо-западную часть Черного моря. К сожалению, до 1992 г. радиоэкологические исследования водной экосистемы СКК проводились только эпизодически [1,2].

Учитывая роль СКК, как источника поливного и питьевого водоснабжения для ряда районов Херсонской области и Крыма, нами были проведены комплексные мониторинговые исследования радиоэкологической ситуации в данном регионе, включая компоненты как водной экосистемы СКК, так и экосистем поливных земель. Радиоэкологический мониторинг был начат нами в рамках совместной украинско-италь-

янской экспедиции в июле-августе 1992 г. [3] и продолжен в 1993-1995 гг. [4-11]. Цель мониторинга состояла в проведении исследований, позволяющих оценить вклад оросительной системы Северо-Крымского канала в извлечение долгоживущих радионуклидов чернобыльского происхождения из днепровской воды и их вынос в Каркинитский залив Черного моря.

В соответствии с этой задачей нами были выбраны вдоль магистрального русла СКК пять основных станций, на которых проводили отбор проб воды, взвесей, донных отложений, а также почв с прилегающих к нему поливных сельхозугодий. Схема-карта мест отбора этих проб представлена на рис. 1. Станции были расположены вдоль головного русла канала следующим образом: станция № 1 (Головные сооружения (ГС) СКК, через которые днепровская вода из Каховского водохранилища подается в магистральное русло канала), а станции № 2-№4 располагались на расстоянии 28, 84 и 125 км от его начала.

Для изучения вклада экосистем поливных сельхозугодий в извлечение чернобыльских радионуклидов из днепровской воды нами были выбраны в качестве реперных два полигона в двух основных рисоводческих районах АРК – Красноперекопском и Раздольненском. Полигон №1 находился на участке между городами Армянск и Красноперекопск (рис. 2). Подача днепровской воды на этот полигон находится под постоянным контролем технического персонала, и ее поток регулируется через насосную станцию ХМ-3 (рис. 3, станция № 4 на рис. 1). На выходе воды с полигона № 1 установлена насосная станция ОС-3 (станция № 4А на рис. 1), через которую при круглосуточном контроле за объемами дренажных и сбросных вод происходит их перекачка в Каркинитский залив.

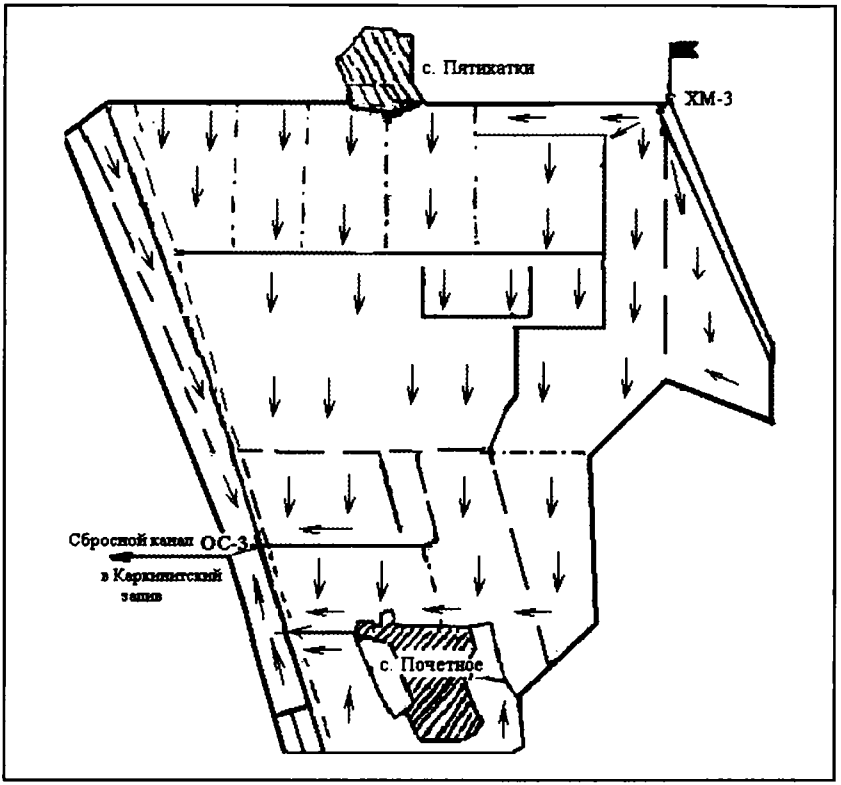


Рисунок 2. Схема полигона № 1 [5].

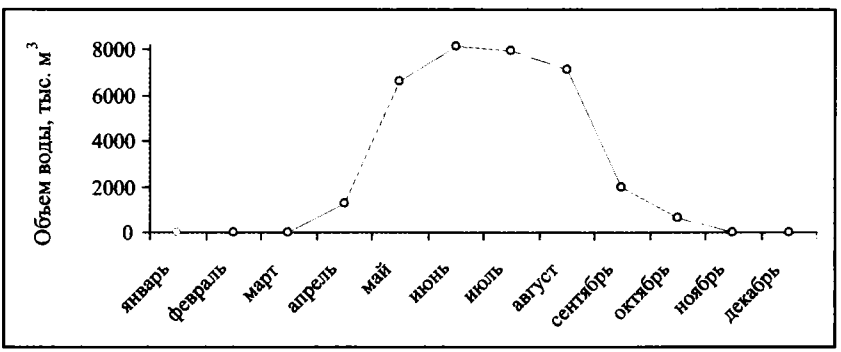


Рисунок 3. Режим подачи днепровской воды на полигон № 1, 1992 г. (Данные Главного управления СКК).

Второй полигон был выбран нами в Раздольненском районе АРК (рис. 4, станции № 5-5А).

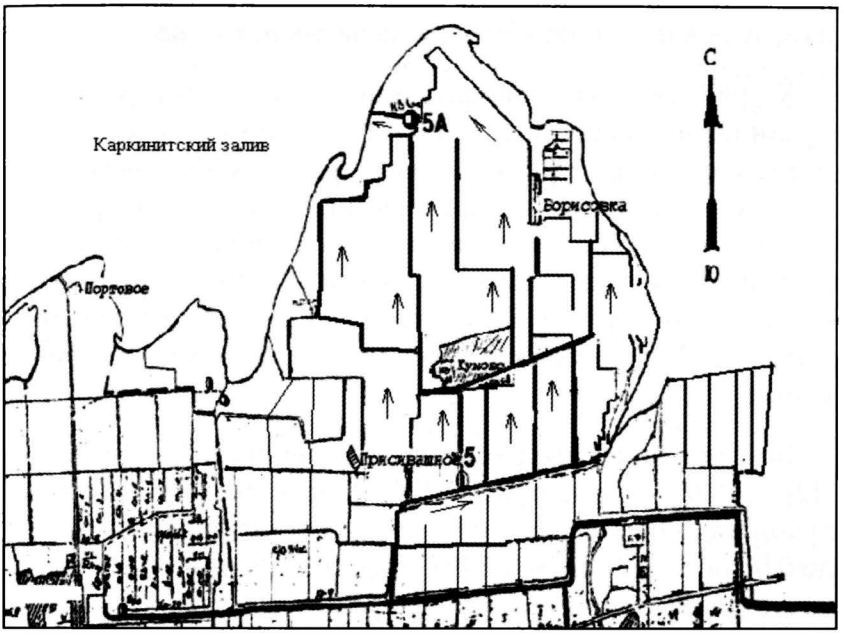


Рисунок 4. Схема полигона № 2 (станции № 5-5А) [5].

Взвешенное вещество в магистральном, отводных и сбросных каналах собирали на патронные фильтры Super Micro-Wynd Cartouche Filtrante (фирма «Cuno», США) с размером пор 1 мкм путем фильтрации через них больших объемов воды (1450-1650 л). После завершения фильтрации фильтры сушили и готовили в соответствии с общепринятыми методами для определения в них радиоактивных веществ.

Для отбора донных отложений использовали, в основном, речной дночерпатель с размером рабочей площади 0,0225 м^2, а также, при возможности, геологическую трубку с диаметром 0,06 м. Почвы под культурными растениями отбирали с расположенных в непосредственной близости к этим станциям орошаемых полей. С этой целью исполь-

зовали рамку с размерами сторон, равными 0,2 и 0,25 м, что соответствует площади участка в 0,05 $м^2$. Почвы и донные отложения сушили до постоянного веса, растирали и измеряли в них содержание радиоактивных веществ.

К 1990-1992 гг. концентрации чернобыльских радионуклидов в днепровской воде, используемой для поливного земледелия в исследованных нами районах Херсонской области и АРК, имели низкие значения [1,12,13], что и обусловило намного более безопасную радиационную ситуацию по сравнению с северными районами Украины, в частности, по отношению к ^{137}Cs. Содержание ^{137}Cs в днепровской воде в 1990-1992 гг. сохранялась практически на одном и том же уровне [12, 14].

По данным Минводхоза Украины, приводимым в работе [12], в 1992 г. концентрации ^{137}Cs в воде днепровских водохранилищ - от Каневского до Каховского изменялось от 0,05 до 0,01 $Бк \cdot л^{-1}$ [12]. В 1989-1993 гг. концентрации ^{137}Cs в воде в месте расположения ГС СКК определялись практически на одном и том же уровне (около 4 $Бк \cdot м^{-3}$) [13]. Известно, что доаварийные уровни концентраций ^{137}Cs в воде р. Днепр составляли $n \cdot 10^{-13}$ $Ки \cdot л^{-1}$ ($n \cdot 3{,}7$ $Бк \cdot м^{-3}$).

Собственные определения ^{137}Cs в воде, отобранной в месте расположения ГС СКК, т.е. на станции № 1, показали, что в июле 1992 г. концентрация этого радионуклида была равной 4,2 $Бк \cdot м^{-3}$. В пробах воды, отбираемых ежегодно в конце июля - начале августа на протяжении 1992-1995 гг., эта величина изменялась от 4,2 до 4 $Бк \cdot м^{-3}$. В воде отводных и сбросных каналов определение ^{137}Cs было ниже уровня детектирования прибора.

Плутоний в воде, как и цезий, связан, главным образом, со взвешенным веществом. Концентрации ^{238}Pu и $^{239,240}Pu$ во взвешенном веществе Каховского водохранилища в 1992 г.

варьировали от 3,34 до 4,5 мБк·кг$^{-1}$ сухой массы и от 6,47 до 7,65 мБк·кг$^{-1}$ сухой массы, соответственно (рис. 5) [4,7]. Концентрации радиоизотопов плутония во взвешенном веществе воды СКК резко, почти в 25 раз, уменьшались по мере удаления мест отбора проб от начала магистрального русла: для ^{238}Pu (на сухую массу) - с 3,92 мБк·кг$^{-1}$ (станция № 1, ГС СКК) до 0,16 мБк·кг$^{-1}$ (станция № 5, 150 км СКК), а для ^{239,240}Pu - от 7,06 до 0,28 мБк·кг$^{-1}$ на этих же станциях (рис. 5) [4].

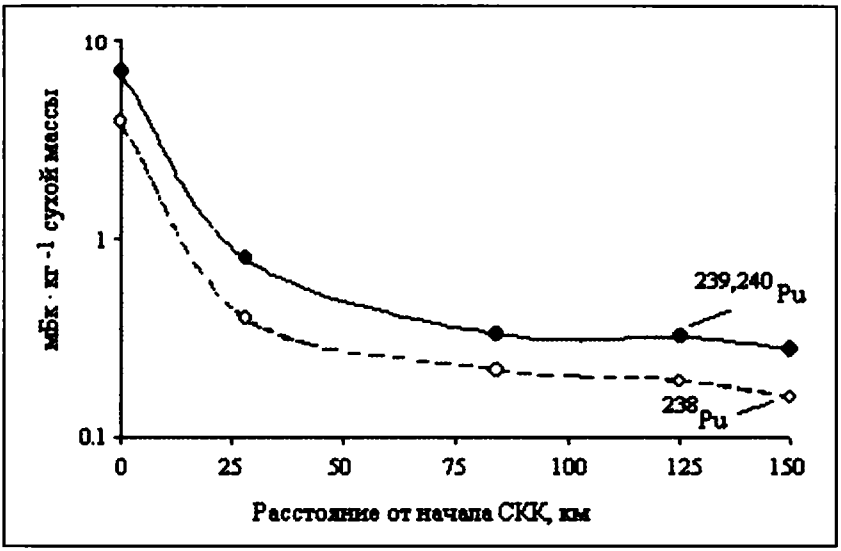


Рисунок 5. Концентрации изотопов плутония во взвешенном веществе днепровской воды, поступающей в СКК, от пространственного расположения точек отбора проб [4].

Фактор расстояния имел значение также и для ^{241}Am, концентрации которого изменялись от 5,06 мБк·кг$^{-1}$ сухой массы в начале канала до 0,22 мБк·кг$^{-1}$ сухой массы на станции № 4 (125 км СКК) [7]. Наблюдаемые зависимости обусловлены осаждением взвешенных частиц на дно магистрального русла СКК по мере продвижения по нему воды.

Изменение радиологической ситуации в регионе можно оценивать ежегодно, используя результаты измерения концентраций радионуклидов в воде и взвешенном веществе в то время года, когда паводковые воды из верховьев р. Днепр и ее притоков достигают юга Украины. Эти дискретные данные позволяют сравнивать изменение дозовой нагрузки на биоту и население во временном масштабе.

При всей важности и необходимости применения такого подхода следует иметь ввиду, что для его осуществления требуются значительные финансовые затраты и кадры, которые могли бы непрерывно отслеживать как сам процесс в гидрологическом плане, так и динамику изменения концентраций радиоактивных веществ в днепровской воде. К сожалению, такой подход не может быть реализован полностью, так как в орошаемых днепровской водой только исследованных нами районах Херсонской области и АРК имеется большое количество разных ответвлений магистрального русла, из которого вода подается на многочисленные поливные сельхозугодия. Так, по данным Главного управления СКК водозабор из магистрального русла производится в 135 точках. Из них 40 – это сооружения, по которым днепровская вода поступает самотеком через специальные регуляторные шлюзы, а в 95 местах подача воды происходит через насосные станции. Как видно, в техническом плане водная система Северо-Крымского канала является очень сложным и громоздким сооружением. Радиоэкологическое исследование такой системы в целом почти нереально в случае изучения всех аспектов подачи воды и отслеживания ее движения через каждый из этапов орошения на каждом орошаемом участке с учетом ежегодной смены севооборотов и агромелиоративных мероприятий.

При орошении сельхозугодий часть ^{137}Cs извлекается компонентами их экосистем [15-17]. Собственные результаты изучения распределения чернобыльских радионуклидов в

компонентах оросительной системы СКК (рис. 6) [10,11] показали, что тип полива сельхозугодий – дождевание для ряда культурных растений или полная заливка чеков для риса - влияют на величины определяемых концентраций ^{137}Cs в почвах под ними, что подтверждают данные других авторов [15-17]. Считается, что при дождевании на поливные земли вместе с водой попадают и частицы донных отложений, которые засасываются насосами дождевальных установок из распределительных каналов.

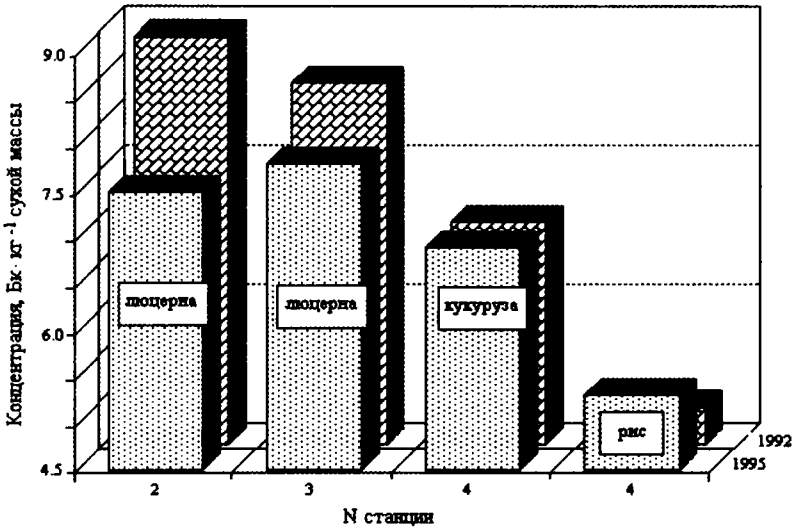


Рисунок 6. Концентрации ^{137}Cs в почвах под основными сельскохозяйственными культурами, орошаемыми днепровской водой из СКК (1992, 1995 гг.) [10,11].

С учетом физических и химических свойств радиоактивных изотопов цезия и плутония, наибольший интерес вызывает их поведение в почвах – концентраторах этих элементов. Наблюдаемая вариабельность концентраций ^{137}Cs в почвах под разными культурными растениями может быть вызвана также разным локальным уровнем аэральных выпадений

в первые недели после аварии на ЧАЭС. Нами была отмечена большая пятнистость в распределении радиоактивного загрязнения на поверхности почвы под одной и той же культурой. Так, в почве, взятой под люцерной на одном и том же поле, концентрации ^{137}Cs варьировали от 5,9 до 7,9 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы. Вертикальный профиль распределения ^{137}Cs в орошаемой почве под люцерной (рис. 7) свидетельствует о заглублении в ней пика концентраций этого радионуклида.

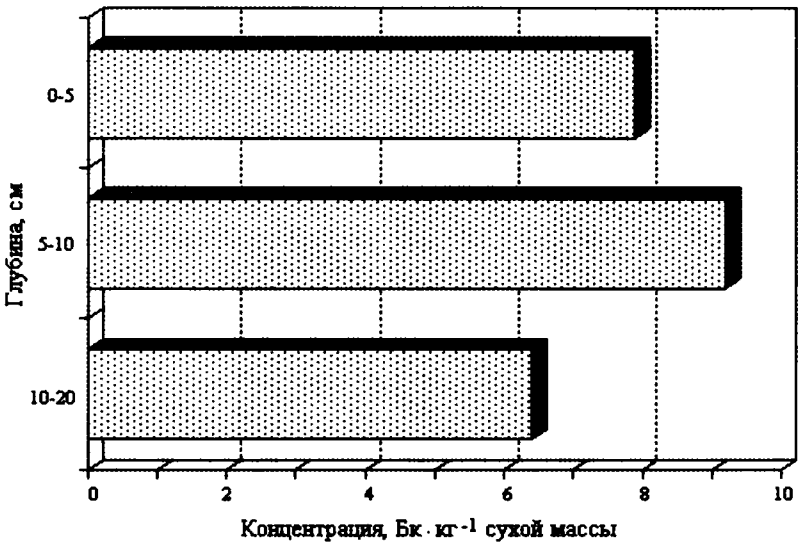


Рисунок 7. Вертикальный профиль ^{137}Cs в почве под люцерной [5,11].

Распределение ^{137}Cs в профиле почв под люцерной, отобранных нами на одном и том же поле на расстоянии 50-100 м друг от друга, было близким по виду, т. е. максимальные концентрации радиоактивного цезия определялись на глубине 10-15 см. Полученные почвенные профили могут свидетельствовать о том, что ^{137}Cs, выпавший на поверхность почв как с радиоактивными аэрозолями, сформировавшимися до 1971 г. вследствие испытаний атомного оружия в

атмосфере, и в 1986 г., после аварии на ЧАЭС, так и попавший на нее с днепровской водой, после перепашки оказался в их нижних слоях. Такое же вертикальное распределение радиоактивного цезия было отмечено в почве под люцерной в 1990 г. [1].

В почвах рисовых чеков, исследованных в 1987-1988 гг., концентрации ^{137}Cs изменялись от 13,8 до 48,1 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы, а в 1990 г. - от 1,5 до 13,7 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы [1].

В слое 0-5 см почв под рисом, отобранных нами в 1992 г., концентрации ^{137}Cs варьировали от 4,9 до 5,8 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы. На наш взгляд, такое различие данных, полученных нами и представленных в работе Л.Г. Кулебакиной [1], может быть вызвано значительным уменьшением за период с 1987 по 1992 гг. содержания этого радионуклида в днепровской воде, его распадом, неоднородным первоначальным распространением радиоактивных аэрозолей на поверхности почв после аварии на ЧАЭС, его изъятием из почв культивируемыми на них растениями и тем, что сравниваемые пробы были отобраны на разных орошаемых сельхозугодиях, используемых под посадки риса.

Сопоставление уровней загрязнения почв орошаемых сельхозугодий радиоактивным цезием, измеренных нами в 1992-1995 г., а также приведенными в работе [1], с расчетными данными, полученными с учетом концентраций изотопов цезия в днепровской воде в месте расположения ГС СКК [13], показало, что в действительности содержание цезия в поверхностных слоях исследованных орошаемых почв оказалось ниже предполагаемых расчетных величин (табл. 1, 2).

На основании приведенных в табл. 1 данных нами были рассчитаны максимально возможные уровни загрязнения почв радиоизотопами ^{137}Cs и ^{134}Cs за период с 1986 по 1991 гг. Нами был рассмотрен вариант одновременного «виртуального» поступления изотопов радиоактивного цезия на

все орошаемые поля с днепровской водой из СКК с учетом исходной их концентрации. При этом потери воды при ее продвижении вдоль канала и аккумулирование цезия компонентами оросительной системы СКК, включающей, кроме его водной системы, орошаемые днепровской водой сельхозугодия, не учитывались (теоретически для данного варианта) (табл. 2).

Таблица 1.

Поступление радиоизотопов цезия на орошаемые сельхозугодия Херсонской области и Крыма.

Наименование показателей	Годы					
	1986	1987	1988	1989	1990	1991
* Водоподача в СКК, млн. $м^3$	3934,3	3438,5	3248,8	3476,9	3899,7	3688,7
* Водоподача оросительным системам, млн. $м^3$	2950,7	2578,9	2436,6	2607,7	2924,8	2766,5
* Наличие орошаемых площадей, тыс.га	385,6	395,9	406,1	419,8	428,3	438,8
** Концентрация $^{137}Cs + ^{134}Cs$ в воде при ее входе в СКК, $Бк \cdot м^{-3}$	70	40	48	4	4,6	4
*** Поступление $^{137}Cs + ^{134}Cs$ в СКК, ГБк	275,4	137,5	155,9	13,9	17,9	14,7
*** Поступление $^{137}Cs + ^{134}Cs$ на орошаемые водой из СКК сельхозугодия, ГБк	206,5	103,1	117	10,4	13,4	11,1

Примечание:

* - данные отдела водопользования Главного управления СКК;

** - данные Н.С. Рисика с соавторами [13];

*** - собственные расчеты.

Таблица 2.

Активности радиоизотопов цезия в поверхностном слое орошаемых почв (максимально возможные).

Наименование показателей	Годы					
	1986	1987	1988	1989	1990	1991
Расчетное максимальное одновременное поступление $^{137}Cs + ^{134}Cs$ в поверхностный слой почв всех сельхозугодий, орошаемых водой из СКК, Бк·м$^{-2}$	53,6	26	28,8	2,5	3,2	2,5
Возможные максимальные активности $^{137}Cs + ^{134}Cs$ в поверхностном слое орошаемых сельхозугодий, Бк·м$^{-2}$ с учетом их распада на 1992 г.	26,9	18,2	22,2	2,1	2,7	2,3

По данным Главного управления СКК, объем днепровской воды, поступивший в магистральное русло канала в 1992 г., был равен 3550 млн. м^3. К этому времени ^{134}Cs уже распался, поэтому расчет проводили с учетом концентраций ^{137}Cs, определенных в пробах, отобранных нами в начале августа 1992 г., т. е. в период максимального водопотребления и начала прибытия паводковых вод из верховья рек Припять и Днепр.

В соответствии с этим расчетом, в магистральное русло СКК в 1992 г. поступило 14,2 ГБк ^{137}Cs. Если бы днепровская вода с такой концентрацией радиоактивного цезия попала одновременно (теоретически) на все орошаемые земли с общей площадью, равной 463,3 тыс. га в 1992 г., тогда бы уровень их

загрязнения при равномерном распределении в поверхностном слое под 1 $м^2$ был бы равен 3,1 Бк. С учетом максимально предполагаемых величин, получаемых только от днепровской воды (табл. 2), в 1992 г. под 1 $м^2$ поливной почвы должно было бы определяться до 77,5 Бк ^{137}Cs. К этому уровню необходимо было бы добавить активности, сформированные на поверхности почв исследованного региона выпадениями этого радионуклида с аэрозолями после испытаний атомного оружия в атмосфере и после аварии на ЧАЭС. Однако, даже с учетом агро- и мелиоративных мероприятий, в том числе, смены севооборота, очень сложно точно оценить как первоначальный уровень загрязнения орошаемых почв за счет аэрозолей, так и вклад днепровской воды в определяемые в них концентрации радионуклидов под разными сельхозкультурами. На наш взгляд, для оценки степени такого загрязнения следует проводить его сопоставление с таковым для целинных почв.

Для сравнения водного (с днепровской водой) и аэрального пути поступления радионуклидов на исследуемые территории, вблизи естественного водоема (р. Воронцовка в Красноперекопском районе АРК), нами были взяты контрольные пробы целиннного солончака, не подвергавшегося ранее агротехнической и любой другой обработке. Была отмечена значительная пятнистость загрязнения радиоактивным цезием солончака, взятого на участках, расположенных на расстоянии 50-100 м друг от друга. Концентрации ^{137}Cs в поверхностном слое этой целинной почвы варьировали от 31,2 до 101,6 $Бк \cdot кг^{-1}$ сухой массы. Вертикальный профиль распределения ^{137}Cs в солончаке (рис. 8) отличался от такового для почв орошаемых сельскохозугодий, что обусловлено, прежде всего, особенностями целинной почвы.

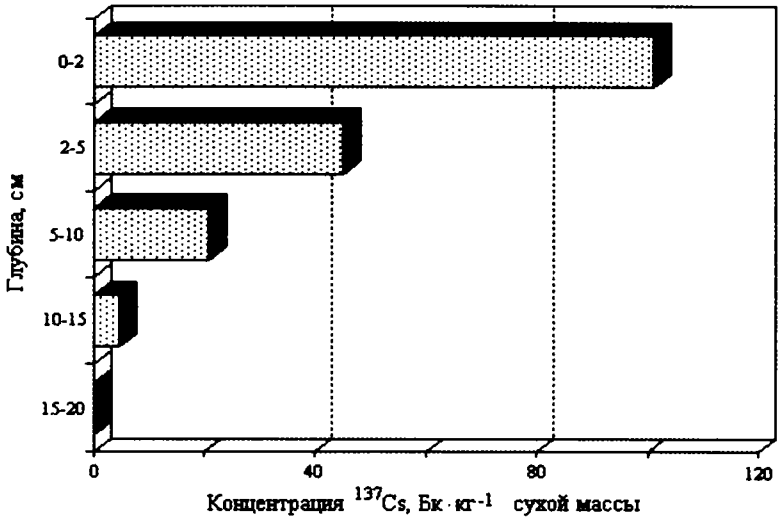


Рисунок 8. Вертикальный профиль распределения ^{137}Cs в целинном солончаке, 1992 г. [5, 11].

Как видно, распределение ^{137}Cs в поливной почве и целинном солончаке, расположенном на значительном расстоянии от оросительных каналов и поливных сельхозугодий, отличалось от такового для почв под орошаемыми культурными растениями как количественно, так и качественно (рис. 7,8).

В солончаке ^{137}Cs определялся, в основном, в слое 0-2 см. Однако его можно было достоверно измерять в пробах, отобранных на глубинах 10-15 см (рис. 8). Следовательно, радиоактивный цезий, попавший с аэрозолями на поверхность тяжелой целинной почвы с такими физико-химическими характеристиками, как солончак, к 1992-1995 гг. проник естественным путем на глубину до 15 см.

Уровни содержания радиоактивного цезия в целинном солончаке были сформированы выпавшими на его поверхность аэрозолями как после испытаний атомного оружия в

атмосфере, так и после аварии на ЧАЭС. Концентрации ^{137}Cs в профиле солонца изменялись с глубиной по экспоненциальному закону (рис. 9). Глубина почвы, для которой наблюдается уменьшение концентраций радиоактивного цезия вдвое, соответствует 2,9 см. Это свидетельствует о том, что свойства и структура солончака, относящегося к так называемым тяжелым почвам, создают своеобразный запирающий слой для проникновения этого радиоактивного вещества в его нижние горизонты (рис. 8).

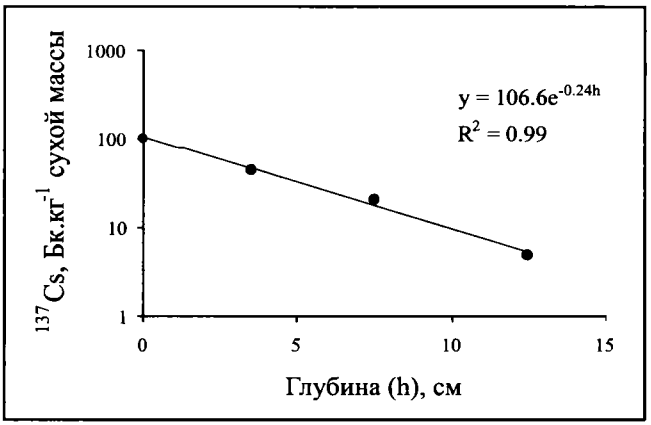


Рисунок 9. Зависимость концентраций ^{137}Cs в профиле солончака от глубины.

Долю ^{137}Cs чернобыльского происхождения, выпавшего вместе с аэрозолями на поверхность почв, в общем уровне их загрязнения этим радионуклидом, можно оценить, вычитая из его общей активности, определенной под 1 м^2 почвы, ту часть, которая сформирована за счет глобальных выпадений в данном регионе на конкретной широте. Учитывая концентрации радиоактивного цезия в пробах целинного солончака, отобранных нами в 1992-1995 гг., были рассчитаны доли его активностей, аккумулированных в отдельных слоях исследованной почвы (рис. 10).

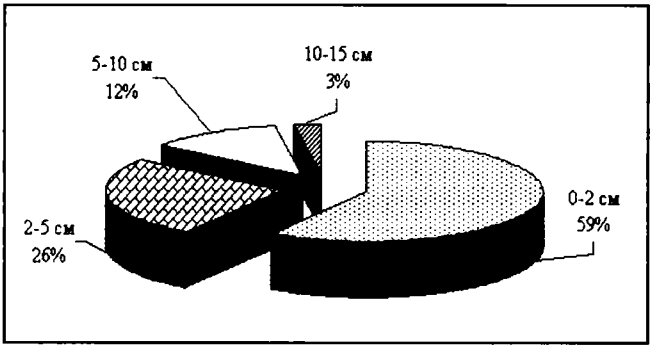


Рисунок 10. Вклад почвенных слоев в распределение ^{137}Cs в профиле солончака.

Их величины варьировали от 400 до 5212 Бк под 1 м^2. К этому периоду времени ^{134}Cs чернобыльского происхождения уже распался. Поэтому, активность цезия обусловлена наличием в пробах только ^{137}Cs. Сопоставление диапазона активностей ^{137}Cs, определенных в 0-15 слое солончака, позволяет сделать заключение о большой неоднородности его распределения на поверхности почв не только для чернобыльских выбросов, но и для глобальных выпадений после испытания атомного оружия в атмосфере. Активность ^{137}Cs, аккумулированная под 1 м^2 целинного солончака, превышала глобальный уровень для этого радионуклида только в двух из 10 исследованных нами проб (3694 и 5212 Бк под 1 м^2). Для остальных проб эта величина колебалась от 400 до 2308 Бк, что соответствовало 13,1-75,5% от глобального уровня радиоактивного цезия для данной широты. Доля ^{137}Cs, попавшего в окружающую среду после аварии на ЧАЭС, составляла 5,93 % от глобального уровня [18]. Следовательно, на целинном участке источниками радиоактивного цезия были как глобальные выпадения, так и чернобыльские выбросы. Наблюдаемые распределения радиоактивного цезия, выпавшего на поверхность исследованных нами территорий с аэрозолями, отражает в целом процессы миграции этого радионуклида, происходящие в профилях как целинных, так и пахотных почв.

В начале августа 1992 г. концентрации ^{137}Cs в слое 0-5 см почвы под поливной люцерной, взятой на станции № 2, были в пределах 5,9-8,8 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы. В пробах, взятых под поливной люцерной, отобранных в такое же время года в 1995 г., концентрации этого радионуклида изменялись от 6,4 до 7,8 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы. Эти величины были использованы нами при расчете среднего значения активности ^{137}Cs, аккумулированной под 1 м^2 данной почвы. Распределение активности этого радионуклида в разных слоях исследованной почвы (рис. 11) отличалось от такового для целинного солончака (рис. 10). Так, в слое 0-5 см под 1 м^2 было определено 668,3 Бк (34 %), в слое 5-10 см – 778,3 Бк (39 %) и в слое 10-15 см – 541,4 Бк (27 %) ^{137}Cs.

Таким образом, в почвах орошаемых сельхозугодий происходит перераспределение ^{137}Cs с глубиной, что обусловлено как аккумулирующими свойствами почв и культурных растений, выращиваемых на этих угодьях, так и агромелиоративными мероприятиями, проводимыми в соответствии с требованиями к агротехнической обработке поливных земель.

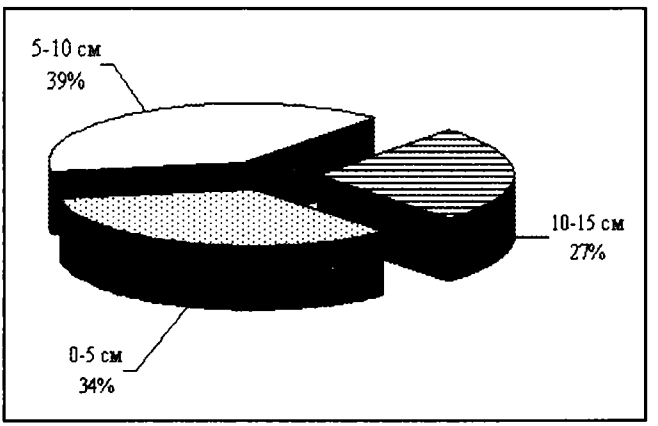


Рисунок 11. Вклад отдельных слоев орошаемой днепровской водой почвы под люцерной в распределение ^{137}Cs в ее вертикальном профиле.

Д. А. Криволуцкий с соавторами [19] отмечали, что в легких по механическому составу почвах радиоактивные вещества закрепляются менее прочно, чем в тяжелых почвах: они быстро вымываются инфильтрационными водными потоками и выносятся за пределы ландшафта. Для ^{137}Cs скорость очищения пахотного слоя легких почв в 1,5-2 раза выше скорости его радиоактивного распада, а период полуочищения этого слоя варьирует в диапазоне 10-20 лет [19]. Тяжелые почвы характеризуются большей емкостью аккумулирования. В них ^{137}Cs фиксируется более прочно и с меньшей интенсивностью выносится за пределы почвенного профиля. Скорость очищения таких почв определяется, в основном, периодом полураспада этого радионуклида [19]. Этот вывод подтверждается нашими данными при сравнении содержания и поведения ^{137}Cs в орошаемых и целинных почвах исследованных районов Херсонской области и Крыма.

Для изотопов плутония, определенных в почвах под культурными растениями, не отмечена зависимость его концентраций от расстояния по отношению к «голове» СКК (табл. 3), что может быть связано с неоднородностью распределения на поверхности орошаемых почв первичного аэрального загрязнения этим элементом непосредственно после аварии на ЧАЭС.

Таблица 3.

Концентрация изотопов плутония в почвах зоны орошения СКК, 1992 г. [20,21].

Номер станции	Расстояние от начала СКК, км	Концентрация, Бк·кг$^{-1}$ сухой массы		^{238}Pu /$^{239,240}Pu$
		^{238}Pu	$^{239,240}Pu$	
№ 2	28	0.06 ± 0.01	0.11 ± 0.02	0.55
№ 2	28	0.07 ± 0.02	0.15 ± 0.01	0.47
№ 3	84	0.03 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.5
№ 4	125	0.08 ± 0.02	0.17 ± 0.03	0.52

Соотношения изотопов плутония ^{238}Pu /$^{239,240}Pu$, рассчитанное с учетом их концентраций в исследованных почвах (табл. 3), подтверждает чернобыльское происхождение данных радионуклидов. Плутоний чернобыльского выброса характеризовался соотношением его изотопов, близким к 0.4-0.6 [22]. Для глобальных выпадений северного полушария этот показатель составлял в среднем 0.036 (среднеширотный – 0.036-0.037) [23]. Отбор проб почв с помощью рамки размером 0.2 х 0.25 м^2 позволил нам оценить активность изотопов плутония, аккумулированных в слое 0-5 см на площади в 1 м^2 (табл. 4).

Таблица 4.

Активность изотопов плутония под 1 м^2 в слое 0-5 см исследованных почв [20].

Номер станции	Расстояние от начала СКК, км	Концентрация, Бк·м^2	
		^{238}Pu	$^{239,240}Pu$
№ 2	28	2.83 ± 0.58	5.17 ± 0.86
№ 2	28	3.29 ± 0.48	7.05 ± 1.72
№ 3	84	1.41 ± 0.34	2.82 ± 0.68
№ 4	125	3.76 ± 0,89	7.99 ± 1.72

При существующей большой неоднородности распределения первоначального аэрального загрязнения радионуклидами ^{137}Cs, ^{238}Pu, $^{239,240}Pu$ и ^{241}Am почв орошаемых земель, с учетом их свойств, а также севооборота и мелиорации, довольно сложно наиболее полно установить суммарный вклад сельхозугодий в извлечение этих радионуклидов из днепровской воды за весь период после аварии на ЧАЭС. Поэтому, на наш взгляд, в качестве интегральной оценки уровней загрязнения водной экосистемы СКК и ее роли в аккумулировании долгоживущих радионуклидов чернобыльского происхождения, в частности, цезия и плутония из днепровской воды, которая после завершения орошения сельхозугодий

ряда районов Херсонской области и северо-западных районов Республики Крым попадает в Каркинитский залив Черного моря, могут служить концентрации этих радионуклидов в донных отложениях, как депо по их извлечению из водной среды [24, 25]. При изучении роли донных отложений в этом процессе необходимо учитывать, в первую очередь, их тип.

В литературе отсутствует описание типа донных отложений водной экосистемы Северо-Крымского канала. Потому наши результаты можно сравнить только с таковыми для донных отложений ближайшего водоема, из которого днепровская вода поступает в СКК, т. е. Каховского водохранилища. Б. И. Новиков [26] отмечает, что каждый водоем, особенно искусственный, имеет свою специфику в осадкообразовании. При этом большая роль отводится скорости течения воды, интенсивности биопродукционных процессов, температурным условиям, pH среды, ее окислительно-восстановительным свойствам в придонных слоях водоемов. Формирование в таких водоемах участков донных отложений разных типов происходит уже в первые годы после создания водохранилищ или других искусственных водоемов [26]. Для Каховского водохранилища установлена большая мозаичность в картине расположения участков с различными типами донных отложений, начиная от первичных грунтов и заканчивая песками, илами песчаными и глинистыми [26].

Донные отложения водной экосистемы Северо-Крымского канала, основное ложе которого сконструировано из бетонированных плит, формировались за счет аллохтонного материала, поступающего с водными массами из Каховского водохранилища. В начале канала основные типы донных отложений составляют пески крупнодисперсные и, частично, тонкодисперсные, слегка заиленные, так как скорость воды в месте отбора проб достаточно высокая для того, чтобы мелкодисперсные фракции, привносимые с днепровской водой в виде органических остатков и взвеси, осаждались на дне. Затем, с расстоянием, основным источником осадконакопле-

ния становится органическая и неорганическая взвесь, состоящая, в основном, из мелкодисперсного аллохтонного материала и, частично, из органических остатков, образующихся в результате жизнедеятельности гидробионтов, обитающих в канале. Это относится, прежде всего, к высшим водным растениям, которых очень много в магистральном канале и, особенно, в его отводных рукавах. Поэтому достаточно корректное сравнение донных отложений Северо-Крымского канала и Каховского водохранилища провести довольно трудно в силу различных причин, в том числе, из-за разных источников и скоростей осадкообразования, вызывающих отличия в составе и дисперсности частиц донных отложений в этих экосистемах. Донные отложения, отобранные нами в магистральном русле на станции № 1, представляли собой заиленные крупнодисперсные пески, а на станциях №2-№5 они изменялись от илистых песков к глинистым илам. Боковые стороны отводных каналов выложены бетонированными плитами, а их ложе зацементировано для предотвращения размывания прилегающих к ним почв и потери воды при ее перекачке из магистрального русла. Глубина таких каналов составляет в разных местах от 0,5 до 1 м. По данным Главного Управления СКК, скорости подаваемой в магистральное русло и отводные каналы воды на разных участках варьировали в значительном диапазоне – от 2,1 до 43,5 $м^3 \cdot с^{-1}$. При таких скоростях происходит интенсивное турбулентное перемешивание водных масс, перекачиваемых насосами из магистрального русла в отводные рукава, что, наряду с малой их глубиной, не создает достаточных условий для осадкообразования. Как следствие, в таких каналах слой донных отложений составляет несколько сантиметров. Поэтому их отбор был возможен только вручную. Донные отложения в отводных каналах состояли, в основном, из крупнодисперсных частиц с небольшой примесью органики. По сравнению с отводными каналами течение воды в сбросных рукавах во много раз меньше, что способствовало более мощному осадкообразованию. Донные отложения сбросных каналов состояли из илов с большой примесью органики. В магист-

ральном и сбросных каналах отбор проб донных отложений проводили как речным дночерпателем, так и геологической трубкой.

Исследование донных отложений СКК в 1992 г. показало, что для них наблюдается общая тенденция в пространственном распределении ^{137}Cs, а именно уменьшение его концентраций с расстоянием по мере удаления точек отбора проб от места входа воды в магистральное русло СКК (рис. 12) [4]. Такая же зависимость имеет место и для изотопов плутония (рис. 12). В течение 1992-1995 гг. эта тенденция для ^{137}Cs сохранилась (рис. 13).

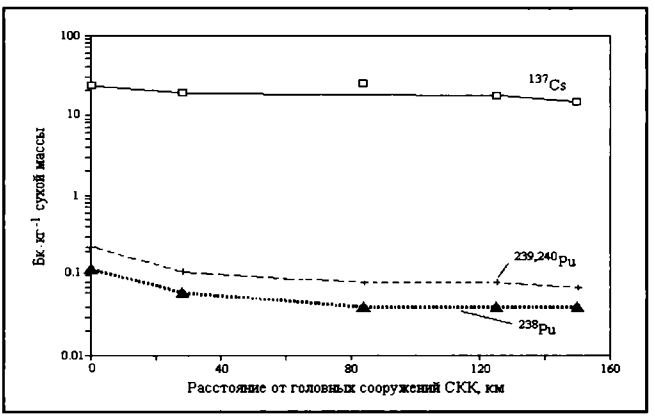


Рисунок 12. Концентрации ^{137}Cs и изотопов плутония в донных отложениях СКК, 1992 г. [4].

Согласно расчетам, проведенным на основании полевых исследований, расстояние, для которого в донных отложениях СКК происходит уменьшения концентрации ^{137}Cs вдвое, равно 183 км [27]. Разница между усредненными концентрациями ^{137}Cs в донных отложениях, отобранных нами в 1992-1995 гг. в начале магистрального русла (станция № 1) и в сбросных каналах достигала 5-6 раз: 33,5 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы против 5,9 (станция № 4А) и 4,3 (станция № 5А) Бк·кг$^{-1}$ сухой массы.

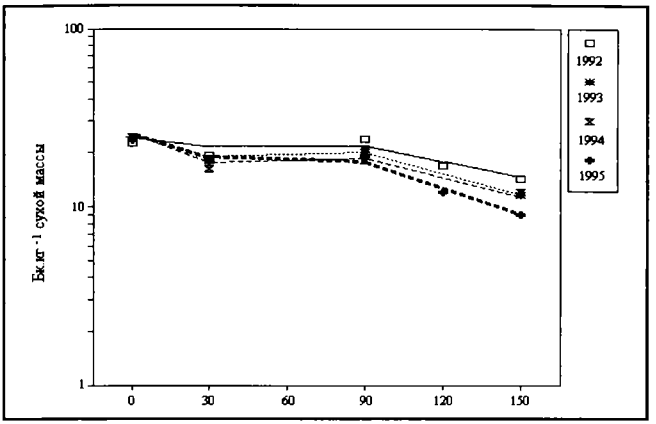


Рисунок 13. Изменение концентраций ^{137}Cs в донных отложениях СКК, 1992-1995 гг. [10,11].

С одной стороны, это уменьшение может быть обусловлено, прежде всего, постепенным осаждением ^{137}Cs с частицами взвеси на дно каналов. Как известно, от 50 до 70 % от общего содержания радиоактивного цезия в воде связано с взвешенным веществом [28]. С другой стороны, в водной экосистеме происходит аккумулирование радиоактивного цезия ее компонентами, в первую очередь, донными отложениями, являющимися депо по извлечению этого радионуклида в пресных водоемах [4-6, 10, 11, 24, 25, 27, 29].

Ранее было показано [2], что летом и осенью 1991 г. разброс концентраций ^{137}Cs в донных отложениях оросительных каналов СКК был в пределах 6,0-23,6 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы. Однако, в этой работе не было отмечено, из каких именно каналов – магистрального, отводных или сбросных, были взяты пробы. При сравнении материалов разных авторов требуется не только обязательное указание места отбора донных отложений, но и его пространственное расположение относительно центральной части каналов. Это связано с тем, что в центре каналов при скорости течения воды, превышающей таковую для периферийной их части, происходит, в основном, осаждение крупнодисперсных взвешенных

частиц, а мелкодисперсные частицы органической и неорганической природы переносятся на большие расстояния, лишь частично осаждаясь на дно по мере продвижения воды по руслу. На периферии каналов, в их прибрежной части, при течении воды, которое ниже, чем в центре, возникают условия для осаждения мелкодисперсных частиц. Формируемые таким образом разные типы донных отложений обладают различной аккумулирующей способностью в отношении радиоактивных веществ, прежде всего, педотропов, к которым относятся, в первую очередь, радиоизотопы цезия [24].

На наш взгляд, для интегральной оценки выноса ^{137}Cs, ^{238}Pu, $^{239,240}Pu$ и ^{241}Am из Каховского водохранилища в Каркинитский залив Черного моря следует использовать концентрации этих радионуклидов в донных отложениях СКК, отражающих общие тенденции в их перераспределении при продвижении днепровской воды по магистральному каналу и его ответвлениям. В этой связи нами было проведено сравнение концентраций радионуклидов цезия и плутония в донных отложениях отводных каналов, через которые происходит забор воды на модельные полигоны № 1 и № 2, и в сбросных каналах, по которым вода после их орошения перекачивается в Каркинитский залив Черного моря.

В 1992 г. концентрации ^{137}Cs в донных отложениях отводных каналов, из которых вода поступает на модельные полигоны (станции № 4-4А и № 5-5А) были в 2,5-3,5 раза выше, чем в донных отложениях сбросных каналов (рис. 14). Это соотношение почти не изменилось за период наблюдения с 1992. по 1995 гг., что свидетельствует о стабилизации выноса этого радионуклида из Каховского водохранилища. Для изотопов плутония наблюдаются подобные зависимости. Ранее нами было установлено, что донные отложения из Каховского водохранилища и СКК извлекают ^{137}Cs из водной среды на 95-99 % [5,30]. Этот размах зависит от типа донных отложений, увеличиваясь от илистых песков к илам, что подтверждает выводы других исследователей об аккумулирующих свойствах и поведении этого радионуклида в пресных водоемах [24,29].

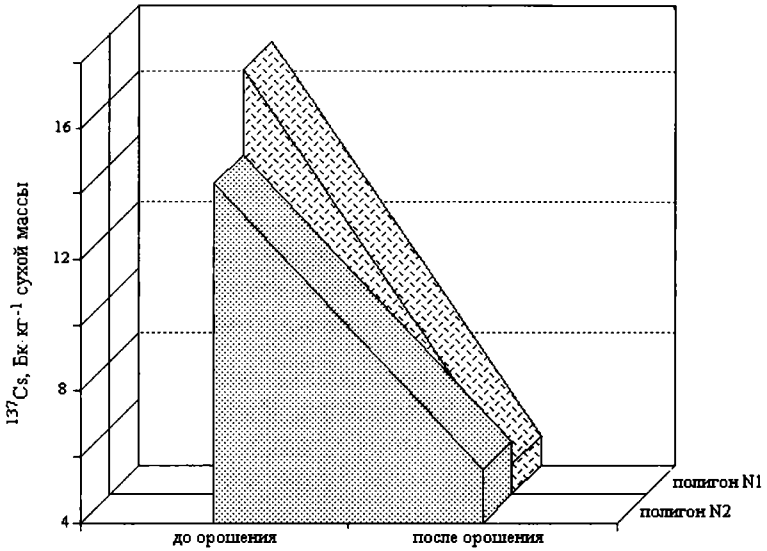


Рисунок 14. Концентрации ^{137}Cs в донных отложениях отводных и сбросных каналов модельных полигонов в Красноперекопском и Раздольненском районах Крыма, 1992 г. [4].

Из собственных результатов определения концентраций ^{137}Cs в донных отложениях СКК видно, что за период времени после аварии на ЧАЭС, т. е. с 1986 по 1995 гг., не наблюдалось полного извлечения этого радионуклида из днепровской воды при ее движении по головному руслу. Это обусловлено тем, что большая скорость течения воды не способствует формированию соответствующих условий для максимально возможной сорбции радиоактивного цезия из водной среды. Поэтому в месте поступления днепровской воды из Каховского водохранилища в СКК не стоило ожидать почти 99% сорбции ^{137}Cs, как это наблюдалось в экспериментальных условиях [5, 30]. В природных условиях извлечение ^{137}Cs донными отложениями СКК происходит постепенно по мере продвижения днепровской воды по его магистральному руслу [4-6, 10, 11, 25]. Таким образом, распределение ^{137}Cs в донных отложениях СКК отражает интегрально весь процесс переноса этого радионуклида с днепровской водой

как в магистральном русле, так и в отводных каналах данной водной системы.

Вынос ^{137}Cs в Каркинитский залив Черного моря был оценен нами с учетом его концентраций в донных отложениях СКК. Для такой оценки нами использованы собственные материалы, полученные для донных отложений, отобранных в магистральном русле СКК и на модельных полигонах с известной площадью орошения и строго фиксируемыми объемами подаваемой на них воды (рис. 1-3). За период с 1992-1995 гг. усредненная концентрация ^{137}Cs в донных отложениях, отобранных в магистральном русле СКК в месте расположения его головных сооружений, была равна 33,5 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы, что соответствует величине, сформированной за весь период после аварии на ЧАЭС. Концентрация ^{137}Cs в донных отложениях, отобранных в магистральном канале в месте подачи воды на полигон № 1 (станция № 4 на рис. 2), к 1995 г. составляла, в среднем, 17,5 Бк·кг$^{-1}$ сухой массы, что соответствует почти 52 % от ее величины в начале СКК. Это соотношение концентраций ^{137}Cs в донных отложениях косвенно отражает такие же тенденции в воде. Можно предположить, что в месте подачи днепровской воды на полигон № 1 (125 км СКК), концентрация ^{137}Cs в воде должна была также составлять около 52 % от исходной, т.е. 2,1 Бк·м$^{-3}$. При объеме воды, поданном на этот полигон в 1992 г., равном 34500 тыс. м^3, за период орошения в течение года общая активность ^{137}Cs, привнесенная с днепровской водой на участок площадью 1380 га, должна была составить около 71,7 МБк. Тогда в компонентах экосистемы поливных сельхозугодий данного полигона после завершения периода орошения в 1992 г. оставалось 47,6 МБк ^{137}Cs. Следовательно, количество этого радионуклида, вынесенного в 1992 г. в Каркинитский залив Черного моря после завершения цикла орошения полигона N1, было равным 24,2 МБк, что соответствовало 33,7 % от исходной активности ^{137}Cs, поступившей на этот участок из магистрального канала в месте

расположения насосной станции ХМ-3 (рис. 2), а доля радиоактивного цезия, поступившего в Каркинитский залив в 1992 г. после орошения опытного участка, составила 1,7 % от его общей активности, поступившей за данный год в СКК из Каховского водохранилища (рис. 2, станция № 1). Таким образом, в компонентах экосистемы поливных сельхозугодий данного полигона после завершения периода орошения в 1992 г. осталось 47,6 МБк ^{137}Cs, что означает, что в течение 1992 г. на 1 м^2 поливных почв данного полигона должно было поступить около 3,4 Бк ^{137}Cs. Нами был оценен вклад экосистемы данного орошаемого участка в вынос радиоактивного цезия в Каркинитский залив, который составил 1,14 х 109 Бк или 1,7 % от общего поступления его изотопов в СКК за весь период с 1986 г. по 1995 г. с учетом их активности за каждый год отдельно.

Аналогичный подход и расчет, проведенный нами для полигона № 2 (площадь - 6500 га при объеме днепровской воды, подаваемый на участок, равном 162 млн. м^3) показал, что около 70 % поступившей на него активности радиоактивного цезия извлекается компонентами данной экосистемы, а оставшаяся часть выносится вместе со сбросными водами в Каркинитский залив. В целом, доля изотопов цезия, выносимых в этот залив после орошения данного участка, соответствует 5,8 % от общего их количества, поступившего из Каховского водохранилища в СКК с 1986 г. по 1995 г.

Таким образом, на примере двух исследованных орошаемых днепровской водой полигонов видно, что до 70 % активности изотопов цезия аккумулировались компонентами их экосистем, а оставшаяся ее часть выносилась со сбросными водами в Каркинитский залив Черного моря. Вклад компонентов водной и оросительной системы СКК в вынос в Черное море радиоактивного цезия варьировал от 1,7 до 5,8 % от исходного его количества, поступавшего с днепровски-

ми водами из Каховского водохранилища. Сравнивая определенные нами концентрации ^{137}Cs в поверхностном слое почв, отобранных на модельных полигонах, с расчетными величинами, можно полагать, что предложенный косвенный метод оценки выноса радиоцезия с днепровской водой в Каркинитский залив Черного моря вполне удовлетворителен в случае отсутствия прямых измерений концентраций этого радионуклида в воде или взвешенном веществе.

При расчете выноса изотопов плутония в Каркинитский залив Черного моря нами были использованы их концентрации в воде. Как известно, основным депо трансурановых элементов, включая плутоний, являются донные отложения и почвы. Именно в этих компонентах экосистем содержатся основные запасы изотопов плутония, попавшие в окружающую среду. Общее количество $^{239,240}Pu$, оказавшегося в окружающей среде в результате аварии на ЧАЭС, составило около 0,5% от глобальных выпадений [23] и не внесло существенных изменений в целом в среднюю плотность выпадений по земному шару, равную 24 МБк·км$^{-2}$ или 24 Бк·м$^{-2}$. Однако, около 5% территории Украины (без учета зоны отчуждения) имели плотность выпадений более 240 Бк·м$^{-2}$, т.е. почти в 10 раз превысили среднюю плотность загрязнения почв от глобальных выпадений. Этот факт и высокая токсичность ТУЭ определяет актуальность и практическую значимость исследований распределения и миграции плутония в донных отложениях и почвах.

Как в воде, так в донных отложениях и почвах, происходило уменьшение плотности радиоактивного загрязнения плутонием по мере удаления от ЧАЭС, но при этом также ярко была выражена и пятнистость распределения загрязнения, обусловленная условиями его неравномерного перераспределения вследствие аэрального переноса при соответствующей во время аварии розе ветров.

Количество плутония в днепровской воде, поступившей в магистральное русло СКК в течение 1990-1995 гг. практически не изменялось и составило в целом за этот период 105 МБк. Суммарная концентрация изотопов плутония в днепровской воде изменялась от 5,6 мБк·м$^{-3}$ в месте ее подачи из Каховского водохранилища в СКК до 3,2 мБк·м$^{-3}$ на станции № 4, т. е. при входе на полигон № 1 (рис. 4). В сбросных и дренажных водах после завершения цикла орошения этого полигона (станция № 4А) концентрация плутония составляла 1,3 мБк·м$^{-3}$. Следовательно, часть изотопов плутония была аккумулирована компонентами экосистемы этого участка.

При известном объеме воды, подаваемом в течение всего периода орошения на полигон N1 и концентрации плутония в ней, активность этого радиоэлемента, поступившая в 1992 г. на данный участок, составила около 110,4 кБк. Общая активность плутония в сбросных водах была равной 44,85 кБк. Как видно, 59,4% от исходного количества плутония в воде, поступившего на полигон № 1 в 1992 г., осталось в его экосистеме, а 40,6% со сбросными водами было перенесено в Каркинитский залив. Расчеты, проведенные нами по данным 1990-1995 гг., показали, что вынос изотопов плутония через данный участок изменялся от 40 до 45% от исходного их количества в воде, подаваемой для полива на нем сельхозугодий, и 0,25% от поступающей активности этого радиоэлемента в СКК. За период с 1990 по 1995 гг. общий вынос изотопов плутония в Черное море через полигон № 1 составил 294 кБк или 0,2-0,3% от поступившего их количества в СКК. Аналогичные расчеты для полигона № 2 свидетельствуют о такой же роли орошаемого участка в извлечении плутония из днепровской воды. В компонентах экосистем этих полигонов оставалось до 60% плутония, попавшего на них с поливной водой. При этом на 1 м^2 орошаемых почв поступало около 4,2-4,7 мБк изотопов плутония.

ВЫВОДЫ

1. Проведенный нами в 1992-1995 гг. радиоэкологический мониторинг водной экосистемы СКК вдоль магистрального русла от его начала до северного Крыма, включая Красноперекопский и Раздольненский районы, занимающих наибольшие площади под рисосеяние, показал, что за этот период заметных изменений в концентрациях ^{137}Cs, ^{238}Pu и $^{239+240}Pu$ в исследованных объектах не наблюдалось. Сохраняются отмеченные выше тенденции в распределении этих радионуклидов в донных отложениях в зависимости от расположения мест отбора проб по отношению к началу магистрального русла СКК;

2. После прохождения системы «магистральный канал - оросительные каналы - орошаемые сельхозугодия - сбросные каналы» концентрация изотопов цезия уменьшается в связи с извлечением их компонентами всей оросительной системы СКК;

3. За период с 1986 по 1995 гг. в магистральное русло СКК из Каховского водохранилища поступило около 674,4 ГБк изотопов радиоактивного цезия, из них 505,8 ГБк – на поливные сельхозугодия Херсонской области и АРК;

4. За период с 1992 по 1995 гг. в магистральное русло СКК поступило около 105 МБк плутония, из них 77.7 МБк – на полив сельхозугодий;

5. Орошаемые земли и донные отложения оросительных каналов играют роль депо по извлечению из днепровской воды радионуклидов цезия, плутония и америция;

6. После прохождения системы орошения модельных полигонов вода из СКК попадает в Каркинитский залив Черного моря. При этом компонентами экосистем поливных угодий аккумулировалось до 65-70% активности радиоактивного цезия и до 60% изотопов плутония;

7. Со сбросными водами после завершения циклов орошения сельхозугодий на модельных полигонах в Красноперекопском и Раздольненском районах Автономной Республики Крым в Каркинитский залив Черного моря вынесено до 30-34% изотопов цезия и до 40-45% изотопов плутония, поступивших на эти участки из магистрального русла СКК;

8. Вклад экосистем модельных полигонов в вынос радиоактивного цезия в Каркинитский залив составил 1,14 ГБк для первого участка и 3,9 ГБк для второго участка, что соответствовало 1,7% и 5,8% от общего поступления его изотопов в СКК за весь период с 1986 г. по 1995 г. с учетом их активности за каждый год отдельно. Эта разница вызвана разным количеством подаваемой на данные участки воды;

9. За период с 1990 по 1995 гг. общий вынос изотопов плутония в Черное море через полигон № 1 составил 294 кБк или 0,2-0,3% от поступившего их количества в СКК;

10. Радиационная обстановка в регионе исследования не вызывает опасения в отношении радионуклидов цезия, плутония и америция;

11. Полученные общие радиоэкологические закономерности могут быть полезными при изучении сходных систем выноса изученных радионуклидов через оросительные системы в морские водоемы в различных регионах и странах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Кулебакина Л. Г.* **«Миграция радионуклидов из чернобыльской зоны в мелиоративные системы юга Украины»** // Матер. нац. конф. «Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на Чернобыльской АЭС», 27-30 марта 1991 г., Киев. К: СОПС АН Украины. 1991. 179-183 с.;

2. *Поповичев В. Н.* **«Содержание ^{137}Cs и ^{40}K в объектах внешней среды северо-западной части Крыма»** // Тез. докл. II Радиобиол. съезда, 20-25 сентября 1993 г., Киев. Пущино, 1993. Ч.3. 827-828 с.;

3. *Полікарпов Г. Г., Лазоренко Г.Є.* **«Розподіл радіонуклідів на зрошуваних землях півдня України (Спільна українсько-італійська експедиція)»** // Вісник НАН Украины. 1992. № 12. 94-95 с.;

4. *Поликарпов Г. Г., Лазоренко Г. Е., Коротков А. А., Мирзоева Н. Ю.* **«Роль взвешенного вещества и донных отложений водной экосистемы Северо-Крымского канала в миграции ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{238}Pu и $^{239+240}$Pu»** // Доклады НАН Украины. 1995. Сер. Б, № 7. 70-75 с.;

5. *Лазоренко Г. Е., Поликарпов Г. Г., Мирзоева Н. Ю., Коротков А.А.* **«Радиоэкологический мониторинг водной экосистемы Северо-Крымского канала и расположенных вдоль него орошаемых сельхозугодий»** // Матер. межд. науч. семинара «Радиоэкология: Успехи и перспективы», 3-7 октября 1994 г., Севастополь. – Севастополь: ИнБЮМ, 1996 а. 148-162 с.;

6. *Лазоренко Г. Е., Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н.* **«Роль донных отложений в извлечении радиоцезия из водной среды»** // Матер. межд. науч. семинара «Радиоэкология: Успехи и перспективы», 3-7 октября 1994 г., Севастополь. – Севастополь: ИнБЮМ, 1996 б. 343-347 с.;

7. *Коротков А. А.* **«Депонирование трансуранов в живых и костных компонентах водоемов ближней зоны ЧАЭС, Каховском водохранилище и Северо-Крымском канале»** // Матер. межд. науч. семинара «Радиоэкология: Успехи и перспективы», 3-7 октября 1994 г., Севастополь. – Севастополь: «ИнБЮМ», 1996. 170-176 с.;

8. *Лазоренко Г. Е.* **«Распределение ^{137}Cs в донных отложениях Северо-Крымского канала и орошаемых водой из него почвах сельхозугодий»** // Тез. докл. Третьего съезда по радиационным исследованиям «Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность». - 14-17 октября 1997 г., Москва. Пущино, 1997. Т. II (секции IY-YI). 311-312 с.;

9. *Лазоренко Г. Е.* **«Закономерности распределения ^{137}Cs чернобыльского происхождения в зоне орошения Северо-Крымского канала»** // Матер. докл. конф. «Природные и ядерные аномалии и безопасность жизнедеятельности», 25-26 сентября 1998 г., Вильнюс. Вильнюс: «Technica», 1998. 15-25 с.;

10. *Lazorenko G. E.* **«The distribution of chemical elements and caesium-137 in the Northern-Crimean Canal ecosystem»** // Proc. of the Latvian Academy of Sciences, Section B: Natural, Exact and Applied Sciences. 1998. Vol. 52, Suppl. 262-265. p.;

11. *Лазоренко Г. Е.* **«Молисмологическое исследование водной экосистемы Северо-Крымского канала»** // Чтения памяти Н.В. Тимофеева-Ресовского: 100-летию со дня рождения Н.В. Тимофеева-Ресовского посвящается. - Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2000. 227-240 с.;

12. *Перепелятников Г. П.* **«Оценка радиационной ситуации на орошаемых землях»** // Доклады НАН Украины. 1994. № 1. 152-154 с.;

13. *Рисик Н. С., Поликарпов Г. Г., Кулебакина Л. Г., Егоров В. Н., Гулин С. Б.* **«Радиоактивное загрязнение Крыма после аварии на ЧАЭС»** // Матер. межд. науч. семинара «Радиоэкология: Успехи и перспективы», 3-7 октября 1994 г., Севастополь. – Севастополь: «ИнБЮМ», 1996. 108-109 с.;

14. *Романенко В. Д., Волкова Е. Н., Кузьменко М. И., Паньков И. В.* **«Радионуклиды в биосистемах днепровских водохранилищ»** // Доклады НАН Украины. 1994. № 1. 54-157 с.;

15. «Радиоэкология орошаемого земледелия» / Под ред. Алексахина Р. М. М.: «Энергоатомиздат», 1985. 224 с.;

16. *Кузнецов А. К., Санжарова Н. И., Перепелятников Г. П., Маликов В. Г., Алексахин Р. М.* **«Поступление искусственных радионуклидов в овощные культуры из почвы при поливе дождеванием»** // «Агрохимия». 1990. № 7. 96-99.с.;

17. «Сельскохозяйственная радиоэкология» / Под. ред. Р.М. Алексахина. М.: «Наука», 1993. 538 с.;

18. *Gudiksen R. H., Hurvey T. F., Lange R.* **«The Chernobyl source term, atmosphere dispersion and dose estimation»** // «Health Physics». 1989. Vol. 57. № 5. 697-705 p.;

19. *Криволуцкий Д. А., Степанов А. М., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А.* **«Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистем»** / В кн. Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М.: «Наука», 1988. 4-25 с.;

20. *Терещенко Н. Н.* **«Содержание ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu, ^{241}Am и ^{244}Cm в донных отложениях и прилегающих к ним почвах в ближней зоне ЧАЭС и Юга Украины»** // Матер. межд. научн. семинара «Радиоэкология: Успехи и перспективы», 3-7 октября 1994 г., Севастополь. - Севастополь: «ИнБЮМ», 1996. 177-183 с.;

21. *Терещенко Н. Н.* **«Изучение Pu и Am в донных отложениях природных и антропогенных водных систем и прилегающих к ним почвах в ближней зоне ЧАЭС и Юга Украины»** // Гигиена населенных мест. 2000. Вып. 36, Часть I. 414-419 с.;

22. *Polikarpov G. G., Kulebakina L. G., Timoschuk V. I., Stokozov N. A., Korotkov A. A.* **«Some data on survey of Sr-90 and for comparison Cs-137 and Pu in the Dnieper River and its estuary»** // Proc. of the SCOPE-RADPATH meeting "Biochemical Pathway of Artifical Radionuclides", 26-30 March 1990, Lancaster. 1990. 18 p.;

23. «Трансурановые элементы в окружающей среде» / Под ред. У.С. Хэнсона. Пер. с англ. М.: «Энергоатомиздат», 1985. 344 с.;

24. *Тимофеева-Ресовская Е. А.* **«Распределение радиоизотопов по основным компонетам пресноводных водоемов»** // Труды Ин-та биологии Уральского филиала АН СССР. 1963. Вып. 30. 77 с.;

25. *Лазоренко Г. Е., Поликарпов Г. Г.* **«Способность донных отложений Каховского водохранилища к связыванию радионуклидов стронция и цезия»** // Доклады АН УССР. 1987. Сер. Б, № 5. 76-79 с.;

26. *Новиков Б. И.* **«Донные отложения днепровских водохранилищ».** К.: «Наукова думка», 1985. 170 с.;

27. *Егоров В. Н., Поликарпов Г. Г., Лазоренко Г. Е., Мирзоева Н. Ю., Коротков А. А.* **«Радиоэкологическое исследование Крымского региона после аварии на Чернобыльской АЭС»** // Актуальные вопросы развития инновационной деятельности в государствах с переходной экономикой: Матер. межд. науч.-практ. конф. к 80-летию Национальной Академии наук Украины. Симферополь, 2001. Симферополь: «Сонат», 2001. 59-62 с.;

28. *Романенко В. Д., Волкова Е. Н., Кузьменко М. И., Паньков И. В.* **«Радионуклиды в биосистемах днепровских водохранилищ»** // Доклады НАН Украины. 1994. № 1. 154-157 с.;

29. *Любимова С. А.* **«Сорбция ^{90}Sr и ^{137}Cs донными отложениями пресноводного озера»** // «Радиоэкология водных организмов». Рига: «Зинатне», 1973. Ч. 2. 98-101 с.;

30. *Поликарпов Г. Г., Лазоренко Г. Е.* **«Роль донных отложений восстановительной и окислительной зон Черного моря в извлечении радионуклидов из водной среды»** // Молисмология Черного моря / Отв. ред. Г. Г. Поликарпов. К.: «Наукова думка», 1992. 135-143 с.

УДК 595.3:591.524:591.16:628.19(262.5)

РОЛЬ ПЛОДОВИТОСТИ В АДАПТАЦИИ ПОПУЛЯЦИЙ РАКООБРАЗНЫХ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ

Цыцугина В. Г., Поликарпов Г. Г., Горбенко В. П.

Институт биологии южных морей им. Ковалевского А. О.
Национальной академии наук Украины,
Севастополь, 99011, Украина, СНГ.

В работе [1] нами было сделано предположение о возможном влиянии генерационной структуры популяций бокоплавов (наличие в жизненном цикле периода массового весеннего размножения самок старших возрастных групп с высокой плодовитостью) на микроэволюционные процессы. Цель данной работы – показать роль плодовитости самок ракообразных в адаптации популяций к загрязнению.

Как известно, наследственная изменчивость, а, значит, и способность к адаптации к изменяющимся условиям среды, тесно связана с эффективной численностью популяций, т. е. количеством особей, которые дают потомство и, тем самым, определяют генетическую структуру последующих поколений. В свою очередь, эффективная величина популяций зависит от различий в репродуктивном вкладе отдельных особей. Чем больше дисперсия репродуктивного вклада, тем меньше эффективная численность популяций [2]. Уменьшение эффективной численности популяций ведет к снижению их наследственной изменчивости и адаптивных возможностей.

Оценить дисперсию репродуктивного вклада можно путем определения количества полноценных потомков на одну самку. Полноценными мы предлагаем считать потомков со спонтанным уровнем хромосомного мутагенеза (до 2% клеток с аберрациями хромосом), так как потомки с повышенным количеством аберраций хромосом менее жизнеспособны [3].

Исходя из доли (%) полноценных потомков в популяции и средней плодовитости самок, можно рассчитать количество полноценных потомков на одну самку и, тем самым, определить различие в репродуктивном вкладе отдельных особей. По-видимому, существенное уменьшение эффективной величины популяции и ее адаптивного потенциала можно ожидать, если на одну самку приходится менее одного полноценного потомка.

В наших экспериментальных исследованиях по действию ионизирующего излучения и химических мутагенов на потомство самок Chaetogammarus (Gammarus) olivii и Idothea baltica с разной плодовитостью (5, 20 и 40 яиц) было показано, что доля (%) полноценных эмбрионов была практически одинакова при одинаковом среднем для выборок уровне хромосомного мутагенеза, независимо от плодовитости самок и типа повреждающего воздействия (радиационного, химического или сочетанного) [3] (табл.1).

Чтобы проверить, наблюдается ли подобная закономерность в природных популяциях, мы проанализировали в этом аспекте полученные нами в разные годы (1975 – 2003) результаты цитогенетических исследований эмбрионов и личинок 13 видов морских и пресноводных ракообразных (Cladocera, Cumacea, Mysidacea, Isopoda, Amphipoda, Decapoda) из разных биотопов [4 - 6]. Плодовитость самок у этих видов колеблется в широких пределах (от нескольких яиц до сотен). В табл. 2 можно видеть, что при одинаковом среднем для популяций уровне хромосомного мутагенеза доля (%) полноценных потомков приблизительно одинакова.

Таким образом, и экспериментальные данные, и цитогенетические исследования в природных условия показывают, что, независимо от вида ракообразных и плодовитости самок, доля (%) полноценных потомков при одинаковом для популяций уровне повреждающего воздействия одинакова.

Таблица 1.

Доля (%) полноценных эмбрионов ракообразных при одинаковом повреждающем воздействии (экспериментальные данные).

Мутаген	Среднее количество клеток с аберрациями хромосом, (%)	Вид	Средняя плодовитость самок (коли-чество яиц)	Количество эмбрионов со спонтанным мутагенезом (%) в выборке
^{90}Sr		Chaetogammarus olivii	40	19
^{137}Cs		Chaetogammarus olivii	5	20
$Pb^{(2+)}$		Chaetogammarus olivii	40	28
$Pb^{(2+)}$	5.0 ± 0.6	Chaetogammarus olivii	5	18
Хлорфен		Chaetogammarus olivii	40	20
$Pb^{(2+)}$ + хлорфен		Chaetogammarus olivii	40	30
^{137}Cs + хлорфен		Chaetogammarus olivii	5	22
^{90}Sr		Idothea baltica	20	20
^{90}Sr		Chaetogammarus olivii	40	5
^{90}Sr		Chaetogammarus olivii	5	5
$^{90}Sr+Cs^{137}+Pb^{(2+)}$ + хлорфен	8.0 ± 0.8	Chaetogammarus olivii	40	5
^{90}Sr		Idothea baltica	40	8

Таблица 2.

Доля (%) полноценных потомков в природных популяциях ракообразных.

Вид	Местообитание	Среднее количество клеток с аберрациями хромосом, %	Количество потомков со спонтанным мутагенезом, %
Chaetogammarus olivii	Черное море	1.5 ± 0.5	76
Melita palmata	Эгейское море		85
Idothea baltica	Черное море		78
Idothea metallica	Атлантический океан		82
Mysidacea gen. sp.	Черное море		83
Decapoda gen. sp.	Атлантический океан		85
Pterocuma pectinata	Черное море	2.5 ± 0.5	65
Dikerogammarus haemobaphes	Днепр, Каховское водохранилище		60
Pontogammarus crassus	Днепр, Киевское водохранилище		56
Pontogammarus robustoides	Днепр, Кременчугское водохранилище		56
Chaetogammarus olivii	Черное море	4.0 ± 0.6	44
Pontogammarus crassus	Днепр, Каховское водохранилище		40
Pontogammarus crassus	Днепр, Киевское водохранилище		45
Idothea baltica	Черное море		45
Anchylomera Brossevilei	Индийский океан		50
Pontogammarus crassus	Днепр, Кременчугское водохранилище	6.0 ± 0.8	18
Pontogammarus robustoides	Днепр, Кременчугское водохранилище		13
Pontogammarus robustoides	Днепр, Каховское водохранилище		11
Podon polyphaemoides	Черное море		15
Gammarus lacustris	10-км зона ЧАЭС	9	3

Таблица 3.

Репродуктивный вклад, рассчитанный для самок с разной плодовитостью.

Средний уровень хромосомного мутагенеза, %	Количество потомков со спонтанным мутагенезом в выборке, %	Средняя плодовитость самок (количество яиц)	Количество потомков со спонтанным мутагенезом на одну самку
1.5 ± 0.5	80	5 20 50	4 16 40
2.5 ± 0.5	60	5 20 50	3 12 30
4.0 ± 0.6	40	5 20 50	2 8 20
6.0 ± 0.8	15	5 20 50	0.75 3 7.5
8.5 ± 0.5	5	5 20 50	0.25 1.0 2.5

Таблица 4.

Цитогенетическое действие острого γ- облучения (5 Гр) на потомство самок *Chaetogammarus olivii* с разной плодовитостью.

Средняя плодовитость самок (количество яиц)	Среднее количество клеток с аберрациями хромосом,%)	Пределы вариации, %
40	35.7±2.0	20.0 - 53.6
5	15.5±1.0	12.5 - 42.8

Таблица 5.

Репродуктивный вклад особей *Chaetogammarus olivii* при действии ^{90}Sr.

Средняя плодовитость самок (количество яиц)	Среднее количество клеток с аберрациями хромосом, %	Количество эмбрионов со спонтанным мутагенезом, %	Количество эмбрионов со спонтанным мутагенезом на одну самку
5	8.7±1.0	15	0.75
40	9.2±1.2	10	4

Полученные данные позволяют теоретически рассчитать ожидаемый репродуктивный вклад особей для видов с разной плодовитостью самок при определенном среднем уровне повреждения популяций и оценить их адаптивные возможности. В табл. 3 приведены результаты таких расчетов при плодовитости самок 5, 20 и 50 яиц и среднем уровне повреждения популяций от 1.5 до 8.5 % клеток с аберрациями хромосом. Из данных этой таблицы следует, что уже при загрязнении среды индуцирующем в среднем 6% клеток с аберрациями хромосом, в популяциях с малоплодовитыми самками (5 яиц) можно ожидать снижение их адаптивных возможностей, так как на одну самку будет приходиться менее одного полноценного потомка. При размножении самок с плодовитостью 20 и 50 яиц способность популяций к адаптации, очевидно, будет больше даже при более высоком среднем уровне повреждения.

С другой стороны, на примере *Ch.olivii* было показано, что потомство самок с высокой плодовитостью менее устойчиво к повреждающему воздействию [8]. Было исследовано цитогенетическое действие острого гамма-облучения в дозе 5 Гр на эмбрионов рачков весной (в апреле), когда размножаются крупные самки старших возрастных групп с высокой плодовитостью, и летом (в июне), когда к размножению приступают мелкие молодые самки с низкой плодовитостью. Оказалось, что многочисленное потомство крупных самок значительно более радиочувствительно (табл.4).

По-видимому, высокую устойчивость потомства самок с низкой плодовитостью и относительно более широкие адаптивные возможности при большой плодовитости (правда, ценой элиминации значительного количества высокочувсвительных потомков) можно рассматривать как альтернативные свойства популяций (видов) с низкой и высокой плодовитостью.

В качестве модели такой альтернативы приведем анализ результатов цитогенетических исследований популяции *Ch.olivii* в районе выпуска коммунальных сточных вод [8]. Было показано, что через 8 лет после начала функционирования стока в этой популяции наблюдалось становление адаптации к загрязнению (снижение средней частоты аберраций хромосом и увеличения доли эмбрионов со спонтанным мутагенезом). Этот процесс сопровождался ростом общей неспецифической устойчивости к более высокому уровню повреждения, в частности, к действию инкорпорированного ^{90}Sr (22 МБк/л).

Чтобы оценить адаптивные возможности этой популяции в разные сезоны, когда размножаются самки с высокой или низкой плодовитостью, мы рассмотрели полученные результаты, рассчитав репродуктивный вклад особей (табл.5). Данные этой таблицы показывают, что при меньшей устойчивости потомства самок с высокой плодовитостью количество полноценных потомков на одну самку в пять раз больше, чем у малоплодовитых самок, а, значит, и эффективность адаптации выше. Этот пример наглядно демонстрирует, что, хотя в популяциях с низкой плодовитостью самок устойчивость потомства может быть больше, шансы на адаптацию при антропогенном загрязнении у популяций с высокоплодовитыми самками, по-видимому, выше.

Заключение. На основе анализа экспериментальных данных и результатов цитогенетического исследования природных популяций разных видов ракообразных показано, что независимо от плодовитости самок при одинаковом уровне повреждения популяций в них сохраняется одинаковая доля (%) полноценных потомков. Обнаруженный феномен позволяет определять репродуктивный вклад особей при определенном уровне повреждающего воздействия и разной плодовитости самок и оценивать возможное снижение эффективной численности и адаптивного потенциала популяций. Расчеты показывают, что в популяциях с высокой плодовитостью самок адаптация к загрязнению будет происходить, по-видимому, с большей эффективностью.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Цыцугина В. Г., Поликарпов Г. Г.* **«Скорость адаптации к антропогенному загрязнению популяций гидробионтов с разными репродуктивными стратегиями»** // Доп. НАН України. 2005. № 1. С.183-187 с.;

2. *Crow I. F., Kimura M.* **«An introduction to populations genetic theory»**/ New-York: «Harper and Row», 1970. 430 p.;

3. *Цыцугина В. Г., Поликарпов Г. Г.* **«Оценка ожидаемого снижения адаптивных возможностей популяций ракообразных при разном уровне повреждающего воздействия»** // Морск. экол. журн. 2006. Том V, № 1. 92-98 с.;

4. *Цыцугина В. Г.* **«Хромосомная изменчивость у морских организмов в природных условиях»** (к проблеме биологического действия контаминантов: Межд. симп., окт. 1979, Одесса. М.: «Наука». 1979. Том 2. 94-98 с.;

5. *Цыцугина В. Г., Поликарпов Г. Г.* **«Цитогенетические эффекты в природных популяциях гидробионтов, индуцированные радиоактивным и химическим загрязнением»** / Чтения памяти Н. В. Тимофеева-Ресовского: 100-летию со дня рождения Н. В. Тимофеева-Ресовского. Севастополь: «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2000. 70-79 с.;

6. *Цыцугина В. Г., Флору Х., Поликарпов Г. Г., Чалулу К., Горбенко В. П.* **«Цитогенетические исследования гидробионтов из районов с повышенным содержанием естественных радионуклидов»** // Доп. НАН України. 2004. № 1. 182-186 с.;

7. *Tsytsugina V. G., Polikarpov G. G.* **«Pecularities of generative structure of hydrobionts populations and their radiosensitivity»** // «Proc. Topical Meeting». Mol, Belgium, 01-05 June 1998. IUR. 3-11 p.;

8. *Цыцугина В. Г.* **«Сравнительная радиочувствительность популяций амфипод Gammarus olivii, обитающих в разных экологических условиях»** // «Радиобиология». 1985. Вып. 25, № 6. 812-815 с.

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского
НАН Украины, Севастополь 99011,
Проспект Нахимова, 2

e-mail: vtsy@ibss.iuf.net, g_polikarpov@mail.ru
тел.: 55-00-79, 23-34-55, 54-66-29

АДАПТАЦИЯ КЛЕТОК И ТКАНЕЙ К ХРОНИЧЕСКОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ РАДИАЦИИ

Аклеев А. В., Аклеев А. А.

Уральский научно-практический центр радиационной медицины, г. Челябинск.

Челябинская Государственная Медицинская Академия.

Радиоадаптация к хроническому облучению: основные положения.

Не рассматривая в статье теорию происхождения жизни на Земле и человека, необходимо отметить, что длительное время человечество эволюционировало в условиях естественного радиационного фона, который не был постоянным в пространстве и во времени. Это предполагало выработку живыми системами (включая человека) адаптивных реакций в отношении малых доз ионизирующего излучения (ИИ). Современные представления о радиационных эффектах указывают на малую вероятность, что дозы менее 100 мГр в год могут приводить к развитию тяжелых детерминистских эффектов даже со стороны наиболее радиочувствительных тканей, таких как красный костный мозг, половые железы и хрусталик. Защитные эффекты обусловлены способностью живых систем адаптироваться к ИИ в диапазоне малых доз.

Под радиационной адаптацией (радиоадаптацией) понимается способность живой системы приспосабливаться к воздействию ИИ. Конкретные механизмы и стратегия радиоадаптации существенно различаются в зависимости от уровня организации. Так, адаптация клетки направлена на реализацию стратегии выживания клетки после облучения. Радиоадаптация ткани или органа направлена, не только на выживание облученных клеток, но и на сохранение репродуктивного потенциала облученных клеток, что обеспечивает поддержание специфических функций ткани, органа или

системы. Радиоадаптация индивидуума позволяет сохранить не только жизнеспособность и фертильность, но и нормальную структурно-функциональную стабильность клеток, тканей, органов и систем всего организма после воздействия ИИ. Адаптация популяции к ИИ в конечном счете обеспечивает сохранение вида.

Радиоадаптация как часть общей системы приспособления живой системы к изменяющимся условиям окружающей среды является общебиологическим процессом, который регистрируется как *in vitro*, так и *in vivo* при действии редкоионизирующего излучения в клетках и тканях различных живых организмов. Данные о возможности адаптации к плотноионизирующим излучениям ограничены. Критерием радиоадаптации является способность клетки к повышению радиорезистентности. Хотя степень повышения радиорезистентности *in vivo* не велика, радиоадаптация позволяет сохранить клетке (ткани) структурно-функциональную стабильность и пролиферативный потенциал при отклонении радиационного фона от оптимума. Адаптация, как правило, проявляется при низких дозах (менее 200 мГр) [1].

Наиболее наглядно радиоадаптация клеток и тканей регистрируется при хроническом облучении. Хорошо известно, что человек и различные виды экспериментальных животных могут переносить значительные дозы хронического облучения без нарушения функции облученных тканей, органов и организма в целом. При хроническом (месяцы, годы) облучении животные переносят накопление высоких суммарных доз радиации, во много раз превышающих абсолютно летальные дозы острого облучения с высокой мощностью дозы [2]. Механизм толерантности тканей к хроническому облучению, по-видимому, имеет сложную природу и связан с комплексом субклеточных, клеточных, системных, органных и организменных адаптивных реакций на хроническое облучение.

Как отмечалось выше, объективным критерием адаптации к радиации является индуцированная резистентность клеток, тканей, органов и систем к повреждающей дозе острого облучения. В настоящее время наиболее хорошо обоснованы критерии для оценки радиорезистентности клеток. Часто в качестве критериев индуцированной радиорезистентности клеток используются хросомные аберрации, микроядра или соматические мутации, а так же выживаемость клеток.

Особенностью хронического облучения является длительное воздействие ИИ, при котором эффекты повреждения клеточных структур, тканей и органов с одной стороны и адаптивные процессы с другой стороны протекают параллельно. Соотношение процессов альтерации и адаптации в динамике хронического облучения, и предопределяет конечный результат лучевых реакций различных тканей (порог дозы, степень тяжести повреждения, продолжительность латентного периода и др.). Вследствие одновременного течения (сочетания) этих процессов отмечается цикличность процессов угнетения и восстановления функций определенных органов и систем, например: кроветворение и иммунитет [3-5], центральная нервная и эндокринная системы [6].

Как отмечалось выше, тканевые реакции являются пороговыми эффектами. При этом необходимо различать пороговые значения доз для адаптивных ответов тканей, не приводящих к нарушению структуры и функции ткани в целом, и доз, вызывающих тканевые реакции, обусловленные гибелью клеток, структурными изменениями ткани и нарушением ее функции. Следует так же учитывать различия между структурной и функциональной толерантностью ткани к облучению. Структурная толерантность определяется преимущественно радиочувствительностью клеток, формирующих ткань. При этом способность облученной ткани поддерживать функцию значительно варьирует в зависимости от облученного объема и структурно-функциональной организации ткани.

Тканевые реакции, развивающиеся в результате хронического облучения, имеют латентный период, который определяется не только радиочувствительностью клеток и ткани, но и их адаптивными реакциями. Неэффективность процессов адаптации, репарации и регенерации, обуславливающих обновление пула функциональных клеток, может приводить к проявлению структурно-функциональной несостоятельности ткани на фоне повреждений, обусловленных продолжающимся воздействием ИИ (например: гипоплазия костного мозга, бесплодие и др.). При этом, чем выше мощность и доза облучения, тем короче латентный период.

С учетом существенных различий в соотношении процессов альтерации и адаптации предлагается разделять радиочувствительность и радиопоражаемость тканей в ответ на хроническое облучение [7]. Радиочувствительность и радиопоражаемость отражают различные стадии единого процесса реакции ткани на облучение.

Радиочувствительность можно определить как первичную стадию реакции системы (клетки, ткани, органа) на облучение, при которой адаптационные процессы компенсируют радиационно-индуцированную альтерацию и обеспечивают нормальный уровень ее функционирования. В качестве основных критериев радиочувствительности можно рассматривать адаптивные (компенсаторные) реакции и степень их выраженности. Например: функциональные изменения специализированных клеток крови и иммунокомпетентных клеток, изменение продолжительности клеточного цикла, пролиферативной активности и другие. Порог радиочувствительности составляет та, минимальная доза облучения, при которой начинают индуцироваться адаптивные реакции. Возможно, что значения дозы, при которых начинают регистрироваться адаптивные реакции очень низки и их на практике будет трудно установить вследствие значительной индивидуальной вариабельности.

Радиопоражаемость представляет собой последующий этап развития реакций клеток, тканей, систем и организма при продолжающемся облучении, для которого характерны изменения гомеостаза клеточных и тканевых структур. Адаптивные (компенсаторные) процессы в этот период не в состоянии обеспечить нормального уровня функционирования ткани, системы или органа в целом. Радиопоражаемость отражает степень выраженности лучевого поражения ткани, которое обусловлено гибелью клеток (вследствие клоногенной гибели или апоптоза), функциональными радиационными эффектами (вследствие нарушения внутри- и межклеточной передачи сигналов), а так же вторичными (реактивными) ответами [8].

Критериями оценки радиопоражаемости являются заметные признаки альтерации ткани, сопровождающиеся снижением функциональной активности системы. Таким образом, радиопоражаемость можно определить как комплекс декомпенсированных функциональных и структурных расстройств, т. е. такое состояние при котором деструктивные и функциональные нарушения в ткани (системе) преобладают над процессами адаптации (например: цитопении, гипоплазия костного мозга, лимфоидных органов и др.). Минимальная доза облучения, приводящая к развитию как структурных, так и функциональных изменений ткани, определяется как порог радиопоражаемости.

В настоящее время, очевидно, что адаптивные реакции клеток и тканей на облучение не предопределяются только мощностью и дозой облучения. Они могут быть модифицированы различными биологическими факторами (антиоксиданты, простагландины, белки теплового шока, факторы роста и др.) и генетически детерминированы [9]. При этом одни модификаторы вызывают эффект при их применении до облучения, повышая или снижая радиочувствительность тканей, другие проявляют свое действие во время облучения и даже после него, оказывая терапевтическое действие в отношении радиационно-индуцированных эффектов.

Общие представления о механизмах радиоадаптации.

Как отмечалось выше, конкретные механизмы адаптации на разных уровнях организации живой системы протекают параллельно во времени и определяют системный ответ организма на облучение. Радиоадаптация в широком смысле направлена на снижение числа поврежденных клеток и повышение их выживаемости, компенсацию погибших клеток и поддержание функционального состояния, в первую очередь, основных систем жизнеобеспечения организма.

Хотя современное понимание процесса адаптации к хроническому облучению далеко не полное, предполагается целый комплекс механизмов, реализующихся на разных уровнях организации живой системы, которые вызывают повышение радиорезистентности клеток, тканей, индивидуумов к пролонгированному действию радиации. В развитии адаптации предполагается два этапа: начальный этап срочной, но несовершенной адаптации, и последующий этап долговременной адаптации. Срочный этап адаптации возникает непосредственно после воздействия радиации и может реализоваться только на основе готовых, ранее сформированных физиологических механизмов (например: естественный уровень антиоксидантов). Долговременный этап адаптации возникает постепенно в результате длительного или многократного действия радиационного фактора. В основе долговременной адаптации лежат процессы репарации радиационных повреждений и регенерации, а так же компенсаторные механизмы, которые реализуются на основе клеточных, тканевых (системных) и организменных ответов [10].

Как отмечалось, адаптивная защита наблюдается в клетках млекопитающих как *in vivo*, так и *in vitro* после однократного или хронического воздействия рентгеновского и γ-излучения. Адаптивные процессы на клеточном и субклеточном уровнях развиваются с некоторой задержкой (часы) после облучения и включают инактивацию активных форм кислорода, индукцию восстановления повреждений ДНК,

повышение пролиферативной способности клеток, укорочение периода клеточного цикла, увеличение радиорезистентности клеточных популяций, удаление поврежденных клеток как посредством апоптоза, так и иммунных реакций и другие.

Малые дозы вследствие прямого и непрямого воздействия на клетку вызывают значительное образование АФК и в последующем изменяют передачу внутри- и межклеточных сигналов, что приводит к индуцированной малыми дозами адаптивной защите, которая за исключением апоптоза не наблюдается при больших дозах. Последующие биохимические реакции развиваются довольно медленно в течение нескольких часов, могут сохраняться несколько недель и напоминают физиологические ответы на стресс, которые защищают ДНК от любых источников, возникающих эндогенно или после повторного облучения. Такие защитные ответы зависят от вида млекопитающего, типа ткани, типа клетки и клеточного цикла.

Адаптивная защита клетки после однократного облучения ИИ с низкой ЛПЭ в малой дозе включает следующие основные механизмы:

1. Стимуляция систем детоксикации активных радикалов достигает максимума через 4 часа после облучения и продолжается в течение нескольких часов и даже недель (в зависимости от типа ткани и клетки). В клетках грызунов облученных в малых дозах повышается уровень свободного глютатиона, который участвует в повышении активности естественных киллеров и супероксиддисмутазы [11]. Детоксикация АФК тесно связана с активацией генов;

2. Повышение активности систем репарации повреждений ДНК и точности репарации. Повышение репарации ДНК вызванное малыми дозами наблюдается в тимоцитах мыши, когда частота радиационно-индуцированного апоптоза сначала снижается при малых дозах и возрастает при больших дозах [12];

3. Поврежденные клетки могут элиминироваться посредством изменения внутриклеточной и межклеточной передачи сигналов (например, сигнала индуцирующего апоптоз). Апоптоз обычно наблюдается через часы после облучения в больших дозах. Малые дозы индуцируют апоптоз в клетках до повреждения ДНК в них. Апоптоз является одним из главных путей элиминации онкогенно измененных клеток из организма. Предполагается, что накопление повреждений ДНК в клетке от любых причин определяет предрасположенность клетки к апоптозу. Индукция апоптоза требует определенного уровня повреждения ДНК. Поврежденные клетки могут также удаляться в результате преждевременной дифференцировки и старения. Эти эффекты так же наблюдаются в клетках сложных тканей вследствие облучения в малых дозах.

Различные механизмы защиты могут быть связаны с временными изменениями активности G1 сверочной точки клеточного цикла. Другой механизм защиты, который наблюдается в культурах некоторых клеток, связан с повышением чувствительности (гиперчувствительность) к малым дозам радиации. Данный эффект не наблюдается при больших дозах облучения. Гиперчувствительность некоторых клеток связана с клеточным циклом. Гиперчувствительность исчезает в ряде культур клеток через 4 часа, но не немедленно, после однократного облучения малыми дозами ИИ с низкой ЛПЭ. Радиационно-индуцированная предрасположенность к нестабильности генома (НГ) в культурируемых клетках так же снижается после облучения в малых дозах.

Скоординированное действие вышеприведенных защитных ответов на малые дозы ИИ предполагает возможность снижения спонтанного уровня злокачественных новообразований. В действительности однократное воздействие малых доз ИИ с низкой ЛПЭ в культуре клеток через 1 день значительно (на 1/3) уменьшает уровень спонтанных клоногенных

трансформаций по сравнению с контролем. Перечисленные механизмы адаптивной защиты вовлекают изменения в экспрессии генов. Так, облучение фибробластов кожи в культуре в дозе 20 мГр γ-излучения изменяет экспрессию более чем 100 генов (в т. ч. генов отвечающих за ответ на стресс) в течение 2 часов.

В большинстве клеток млекопитающих выраженность адаптивной защиты проявляется максимально в пределах доз ИИ с низкой ЛПЭ от 5 мГр до 200 мГр, и за исключением апоптоза она значительно падает при дозах более 200 мГр.

Таким образом, адаптивная защита является физиологическим выражением способности клеток поддерживать тканевую структуру и функцию при воздействии различных токсических факторов, включая АФК индуцированных ИИ. Адаптивная защита после действия малых доз ИИ с низкой ЛПЭ развивается опосредовано через изменение внутриклеточной передачи сигналов и является универсальной.

Механизмы адаптации, реализуемые в различных тканях при хроническом облучении имеют некоторые особенности, обусловленные структурно-функциональной спецификой их клеток [13]. Адаптивные реакции выражены неодинаково в различных клетках и тканях. Более того, имеет место значительная индивидуальная вариабельность реакций тканей на хроническое облучение, которая обусловлена особенностями организма, в т. ч. и репарации радиационных повреждений ДНК.

Способность ткани или системы поддерживать функцию значительно варьирует в зависимости от облученного объема и структурно-функциональной организации ткани [14]. Ткани значительно различаются по скорости физиологической регенерации их клеток, а также по динамике их созревания, старения и гибели. Все эти процессы определяют скорость, с которой различные ткани отвечают на радиационное воз-

действие. Известно, что быстро пролиферирующие ткани имеют стволовые клетки, которые поддерживают отделы пролиферирующих клеток, а также созревающих и зрелых клеток. Время наступления радиационных повреждений в таких тканях зависит от продолжительности жизни зрелых клеток, которые сравнительно радиорезистентны. После хронического или фракционированного облучения повышенная пролиферация стволовых клеток может компенсировать клеточную гибель и уменьшить радиационное повреждение ткани. Наиболее типичными быстро пролиферирующими тканями являются эпителий слизистой кишечника и эпидермиса, а также клетки костного мозга.

В некоторых тканях не установлено наличия стволовых клеток. Эти ткани имеют низкий пролиферативный потенциал. Значительно меньшая возможность компенсаторной пролиферации имеет место в этих тканях при хроническом и фракционированном облучении, например: в печени, кровеносных сосудах [14]. Поскольку ткани и органы состоят из разнообразных клеток, имеющих различную скорость пролиферации, выраженность радиационного эффекта отличается в одно и то же время в различных структурных элементах ткани в пределах органа.

Парные органы (легкие, почки, слюнные железы), а также органы, состоящие из функциональных субъединиц (печень) имеют низкую толерантность при облучении всего органа. Однако их частичное облучение в больших дозах не приводит к нарушению функции ткани. Причиной является наличие значительного функционального резерва в этих органах. У этих тканей имеет место так называемый пороговый объем. Облучение тканей в объеме меньше порогового даже в больших дозах не вызовет функциональной несостоятельности всей ткани (органа) и только превышение порога повреждения ткани вызывает клинический эффект со стороны органа или ткани.

Наоборот, в органах типа тонкого кишечника, имеющих серийную организацию, инактивация одной критической субъединицы может вызвать потерю функции всего органа [15]. Вероятность инактивации критической субъединицы при облучении одной и той же дозой возрастает при увеличении протяженности облучаемой ткани. Для таких тканей риск осложнений обусловлен в первую очередь облучением отдельных участков в высоких дозах.

На организменном уровне адаптация так же направлена на элиминацию выживших после облучения, но трансформированных клеток, которые могут привести к развитию злокачественных новообразований. Удаление поврежденных клеток происходит in vivo путем стимуляции иммунного ответа малыми дозами ИИ. Показано, что уменьшение раковых метастазов на 1/3 связано с увеличением числа цитотоксических лимфоцитов. Такой максимальный ответ имеет место *in vivo* при дозе облучения 0,2 Гр. Активация иммунной системы малыми дозами может сохраняться несколько недель.

Стратегия адаптации популяции к ИИ связана с элиминацией индивидуумов, реализующих трансгенерационные эффекты радиации, в период до наступления репродуктивного возраста.

Адаптивный ответ.

Частным проявлением адаптации к ИИ является адаптивный ответ (АО), который проявляется в повышении устойчивости клеток к действию генотоксического фактора в повреждающей дозе (в т.ч. ИИ) после его воздействия в малой (адаптирующей) дозе при остром облучении. Критериями оценки АО являются хромосомные аберрации, сестринские хроматидные обмены, микроядра, мутации [16, 17]. Индуцированное ИИ снижение радиочувствительности наиболее хорошо изучено *in vitro*. Однако, показано, что АО

может индуцироваться малыми дозами радиации не только *in vitro*, но и *in vivo* в клетках костного мозга и половых клетках (сперматоцитах) мышей C57 BL/6 и кролика [18].

АО, как правило, вызывается очень малыми дозами острого облучения. Определяется окно дозы (ниже и выше которого АО не вызывается). АО не вызывается при дозах менее 0,5 сГр и более 20 сГр [19]. Более высокие дозы не только не способны индуцировать АО, но так же немедленно отменяют адаптивное состояние, указывая на вовлечение некоторых механизмов обратной регуляции. ИИ с высокой ЛПЭ даже в малых дозах не вызывают АО [20].

Вопрос о том может ли хроническое облучение приводить к индукции АО остается открытым. В отдельных экспериментах показано, что АО имеет так же место in vivo в клетках костного мозга и половых клетках животных после хронического облучения в малых дозах [21]. У людей, подвергшихся профессиональному облучению, отмечено меньше дицентриков в лимфоцитах крови, облученных *in vitro* по сравнению с не облученными людьми [16]. Вместе с тем у жителей прибрежных сел реки Теча многолетнее низкоинтенсивное облучение в диапазоне низких и промежуточных доз наоборот вызывает повышение радиочувствительности [22].

Полная адаптация не встречается ранее 4-6 часов после первой дозы облучения, так как АО связан с синтезом протеинов после облучения в малой (адаптирующей) дозе. Если ингибировать синтез протеинов в первые 4-6 часов после облучения в адаптирующей дозе, АО не развивается [19]. В случае появления, АО сохраняется в различных клетках человека *in vivo* и *in vitro* до 3-х суток и в исключительных случаях более 40 суток [23].

АО зависит как от общей величины, так и от мощности адаптирующей дозы [24]. Малые дозы радиации могут ин-

дуцировать АО в лимфоцитах кролика и человека не только при облучении в стадии G1, S и G2, но и на стадии G0 [18]. АО уменьшается с возрастом крыс-доноров. АО генетически детерминирован и способность к индукции АО сильно различается среди необлученных индивидов (отсутствует у отдельных индивидов) и в различных типах клеток (до 30%). Предполагается, что это связано с различиями кинетики клеточного цикла.

Другие агенты (например, химические вещества) так же могут вызывать АО, что предполагает общие механизмы развития АО. Перекрестные реакции отмечены как in vitro, так и *in vivo* с митомицином С, блеомицином, эритромицином и УВ-излучением.

Предполагаемые механизмы АО связаны с повышением радиорезистентности клеток (тканей) к моменту повреждающего воздействия и активацией репарации ДНК после повреждения. По мнению S.Wolff, который открыл радиоадаптивный ответ, облучение в малых дозах индуцирует механизмы репарации хромосом и ДНК, что приводит к тому, что высокое число изначальных повреждений индуцируемых последующей большой дозой радиации восстанавливается более эффективно и это приводит к меньшим повреждениям в клетке [19].

В настоящее время полного представления о механизмах развития АО нет, известны лишь отдельные события. Полагают, что стимуляция систем репарации ДНК является основным механизмом формирования АО. Об этом свидетельствует подавление радиоадаптивного ответа при генетических дефектах репарации ДНК и при действии во время латентного периода ингибиторов синтеза протеинов (циклогексимид) и репарации ДНК (3-аминобензамид). Так, 3-аминобензамид является ингибитором фермента поли(АДФ-рибозо)полимеразы, который индуцируется в присутствии разрывов нитей ДНК и вовлекается в восстановление ДНК

[16]. Стимуляция ферментов репарации (ДНК-лигазы, ДНК-гликозилазы, ДНК-полимеразы) при хроническом облучении у экспериментальных животных наоборот сопровождается повышением радиорезистентности животных. Предполагается, что в основе АО так же лежит стимуляция определенных биопротективных функций, включающих антиоксидантную способность, апоптоз и иммунные функции.

В индукцию АО вовлечены протеин-киназа С (PKC), ДНК-зависимая протеин-киназа (DNA-PK), фосфотидилинозитол 3-киназа (PI3K) и ген ATM. Предполагается, что ДНК-зависимая протенкиназа играет главную роль в радиоадаптации, индуцируемой предоблучением малой дозой в селезенке мыши [25]. PKC является ключевым этапом усиления сигнала индуцированными малыми дозами ИИ, поэтому АО отменяется ингибитором PKC [26].

Исследования на p53 дефицитных клетках показали ключевую роль p53 в индукции АО. Некоторые протеинкиназы (включая ATM- и ATR-киназы, ДНК-протенкиназа, циклин зависимая киназа, cdk-активирующая киназа, Chk1/Ch42 киназы) активируют p53. Показано наличие PKC-p38MAPK-p53 сигнального пути для экспрессии АО при малых дозах и его обратной регуляции при больших дозах. Хотя точные молекулярные механизмы отрицательной обратной регуляции неизвестны, такая регуляторная система может быть молекулярной базой клеточных механизмов распознавания дозы ИИ и направлять ответ или по пути адаптации или клеточной смерти [23].

Возможная последовательность событий, которая наблюдается при индукции АО следующая: малые дозы ИИ генерируют сигнал, путем образования очень малого числа повреждений ДНК в ядре, сигнал посылается в цитозоль и через путь усиления сигнала опосредованный PKC направляется назад в ядро. Эти события запускают активацию генов, кодирующих ферменты репарации, которые ведут к

синтезу протеинов *de novo*, обеспечивающих клеткам способность эффективно репарировать серьезные повреждения ДНК, вызванные последующей высокой дозой ИИ. Таким образом, АО развивается в результате поступления сигнала от повреждения ядерной ДНК, проходит через цепь событий вовлекающих синтез/активацию некоторых протеинов и генов, и приводит к состоянию, когда репарация повреждений ДНК временно улучшается, вероятно, за счет активации ферментов репарации ДНК. Складывается мнение, что АО возникает в результате улучшенной репарации повреждений ДНК и приводит к меньшим остаточным повреждениям, нежели защищает от начального повреждения, связанного с образованием свободных радикалов и АФК. Так, частота восстановившихся двунитевых разрывов (ДНР) ДНК среди адаптированных клеток выше, чем среди неадаптированных [26]. Кроме того, показано, что преимущественно из адаптированных клеток удаляются мутации типа делеций, которые могут быть причиной ДНР и которые вовлечены в образование хромосомных аберраций [27].

АО проявляется далеко не у всех индивидуумов, зависит от стадии клеточного цикла, и критериев его оценки. На АО оказывают влияние возраст индивида, экологическая ситуация, наличие соматических и генетических заболеваний, иммунный статус, стресс, стадия развития организма (АО не определяется в клетках в ранние периоды пренатального развития), физиологическое состояние организма, генетическая конституция [28].

В последние годы на некоторых клеточных системах описан феномен гиперчувствительности к малым дозам ИИ [17]. Показано, что острое (возможно и хроническое) облучение в малых дозах вызывают более летальный эффект на единицу дозы, чем более высокие дозы (выше 10-40 сГр), когда запускается индуцированная радиорезистентность. Это явление

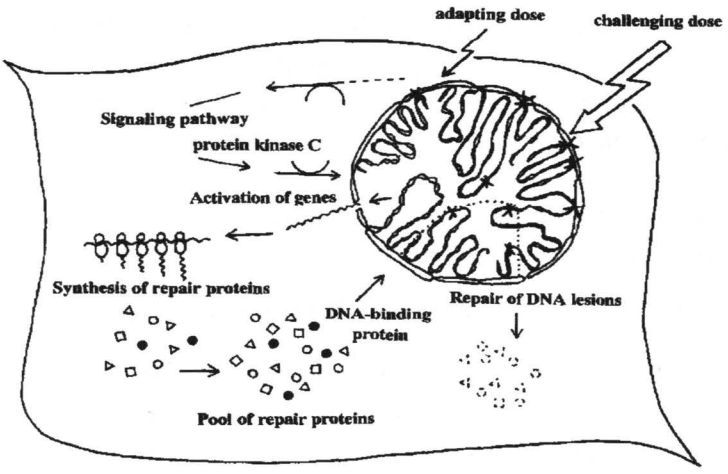


Рисунок 1. Схема индукции адаптивного ответа [по T.Ikushima et al./Mutation Research 358 (1996): 193-198].

получило название радиационной гиперчувствительности и индуцированной радиорезистентности (HRS/IRR). HRS/IRR зарегистрирована в исследованиях клеточной выживаемости на дрожжах, бактериях, простейших, водорослях, клетках высших растений, клетках насекомых, млекопитающих и клетках человека *in vitro*, а так же в клетках экспериментальных животных *in vivo*. Предполагается, что протрагированное облучение при дозах менее 10 сГр/час будет так же вызывать клеточный ответ летальной гиперчувствительности.

АО можно рассматривать как проявление индуцированной радиорезистентности. Получены доказательства, что индуцированная радиорезистентность и АО являются следствием усиления репарации повреждений ДНК и точности репарации. Исследования на клетках млекопитающих при однократном облучении показали, что плотноионизирующие излучения менее способны индуцировать радиорезистентность, чем рентгеновское или γ-излучение при

сходном уровне клеточной гибели. Однако клетки, которые переживают малые дозы нейтронов, способны эффективно адаптироваться к последующим дозам ИИ с низкой ЛПЭ. Гиперчувствительность может защищать индивид от мутационных и инициирующих событий путем их удаления из популяции, что имеет защитное значение на организменном уровне [29].

Ответы клеток и тканей на малые дозы ИИ.

Принципиальное значение для понимания механизмов адаптации имеет исследование ответов клеток и тканей на малые дозы. Поскольку облучение клеток именно в диапазоне низких доз приводит к развитию радиорезистентности, важно рассмотреть ответы клеток на малые дозы ИИ с низкой ЛПЭ, которые не вызывают повреждающего эффекта в клетках. Важно отметить, что индукция адаптивных реакций в клетках, исключая апоптоз, реализуется в диапазоне малых доз, уменьшается с увеличением дозы и прекращается при дозах выше 0,5 Гр для ионизирующих излучений с низкой ЛПЭ [17].

Как стало известно в последние годы, малые дозы ИИ с низкой ЛПЭ могут вызывать спектр биохимических и функциональных ответов клеток и тканей, которые не регистрируются при больших дозах. Следовательно, клеточные ответы на единицу дозы при низких уровнях воздействия не могут быть спрогнозированы путем линейной экстраполяции клеточных ответов, наблюдающихся на единицу дозы, при высоких дозах облучения [1].

Радиационно-индуцированные клеточные и тканевые эффекты наиболее хорошо описаны после воздействия высоких доз ИИ. Реакции сложных биологических систем на малые дозы отличаются как по характеру, так и по степени выраженности от ответов ожидаемых на единицу дозы при дейс-

твии высоких доз. Сегодня ясно, что малые дозы ИИ могут вызывать двойственные ответы в облученных тканях млекопитающих и их клетках. Один ответ влечет за собой повреждение, главным образом, ДНК, что также наблюдается после действия больших доз ИИ. Другой ответ не наблюдается при больших дозах и проявляется различными адаптивными реакциями, защищающими клетки от многочисленных эндогенных и экзогенных токсинов, таких как активные формы кислорода (АФК) и ИИ. Оба ответа возникают не только в непосредственно облученных клетках, но и в необлученных клетках получающих сигналы от соседних облученных клеток посредством эффекта свидетеля (ЭС) и из тканевого матрикса [1]. Клетка, основная единица ткани, структурно и функционально взаимодействует с соседними клетками и тканевым матриксом посредством обмена сигналами.

Токсические агенты в виде АФК постоянно образуются в клетке в результате окислительного метаболизма. АФК образуются в митохондриях и в цитоплазме клеток млекопитающих *in vivo*. Средний уровень их образования составляет 109 на клетку в сутки. АФК вызывают разнообразные окислительные реакции в клетке и атакуют ДНК, липиды и белки, изменяя внутриклеточную передачу сигналов. Эндогенные АФК в основном вызывают простые продукты окисления ДНК (аддукты) в небольшом количестве, в среднем 10 аддуктов в секунду на геном клетки. В сутки в среднем около 106 кислородных повреждений ДНК приходится на одну клетку. Примерно 0,1 двунитевой разрыв ДНК происходит в клетке в сутки от эндогенных причин. АФК вызванные ИИ с низкой ЛПЭ ответственны за 60-70% повреждений ДНК, а 30-40% повреждений возникают в результате прямого воздействия ИИ на ДНК. Несмотря на высокую эффективность систем репарации, некоторые повреждения избегают восстановления и вызывают стойкие повреждения ДНК.

Большинство клеток с такими повреждениями элиминируются во время клеточной дифференцировки и старения, а также посредством апоптоза или иммунных реакций. Различные АФК также изменяют внутриклеточную передачу сигналов и экспрессию генов. Клеточные адаптивные реакции на токсические агенты, такие как детоксикация АФК, восстановление ДНК, удаление повреждений посредством апоптоза могут быть стимулированы АФК, поскольку они производятся в различном количестве в процессе нормального метаболизма. Предполагается, что клеточные АФК могут прямо или косвенно вызывать повреждения ДНК или угнетать их образование в зависимости от концентрации АФК.

Как повреждение, так и защита ДНК могут быть вызваны эндогенными токсинами (такими как АФК) и малыми дозами ИИ. Клетка, по-видимому, не различает АФК, продуцируемые эндогенно или малыми дозами ИИ. Характер и выраженность повреждений ДНК, а также защита зависят от вида излучения, типа клеток, клеточного цикла и метаболизма. Физиологические защитные механизмы включают элиминацию токсических агентов (особенно АФК) с использованием различных биофизических и биохимических систем; восстановление повреждений ДНК различного типа (изменение оснований, ОНР и ДНР); удаление поврежденных клеток путем апоптоза, некроза или иммунного ответа.

Таким образом, с одной стороны АФК выполняют роль сигналов крайне важных функций клетки (адаптации, пролиферации, апоптоза), с другой стороны, они могут вызвать повреждение клеточных субстратов с отдаленными последствиями и особенно, если они связаны с повреждением ДНК. Баланс этих эффектов зависит от концентрации внутриклеточных АФК. Так, относительно низкие и умеренные концентрации АФК могут вызвать образование оксидативных аддуктов ДНК, они также обладают сигнальной функцией,

чтобы вызвать адаптивные ответы, которые могут привести к повышению клеточной выживаемости. Когда концентрация АФК становится высокой, преобладают повреждения, которые могут инициировать некроз клетки [30].

Как отмечалось ранее, после облучения клетки защитные механизмы инициируются как минимум двумя путями. Первый вызывает быстрые ответы, например восстановление повреждений клеток (например, ДНК), которые могут занять от нескольких минут до нескольких часов после облучения в зависимости от характера повреждения. Другой механизм проявляется с задержкой на несколько часов после облучения в малых дозах. Он вызывает реакции подобные стрессу, которые могут продолжаться до нескольких недель и обеспечивать улучшенную защиту от АФК.

Восстановление ДНК начинается практически мгновенно после возникновения повреждения. Некоторые изменения оснований восстанавливаются в течение 10 минут - 1 часа. Период полувосстановления однонитевых разрывов (ОНР) ДНК составляет менее 10 мин., а ДНР более 0,5 часа. Удаление поврежденных клеток посредством апоптоза имеет место в течение нескольких часов после облучения. Неправильно восстановленные или не восстановленные повреждения могут сделать жизнеспособные дочерние клетки более предрасположенными к онкогенной трансформации или вызвать нестабильность генома. Такие клетки более чувствительны к повторным атакам активных радикалов и предрасположены к элиминации путем иммунного ответа или апоптоза.

Одним из ранних специфических изменений в клетке, наблюдающимся после воздействия ИИ, является индукция определенных протеинкиназ (p44/42 MAPKs, SAPKs, PK50, PK55). ИИ вызывает активацию как p44/42 MAPKs, так и SAPKs.

Эти киназы передают сигналы, индуцируемые повреждениями ядерной ДНК, и регулируют экспрессию генов раннего ответа *(jun, fos, egr)*, которые кодируют соответствующие транскрипционные факторы. Транскрипционные факторы, образующиеся во время раннего ответа на ИИ, могут связывать (ограничивать) промотерные регионы нескольких генов и как следствие повышать синтез новых копий. Хотя оба фермента индуцируются после облучения, MAPKs активируется преимущественно некоторыми факторами роста и форболовыми эфирами, в то время как SAPKs –ИИ, УФ, тепловым ударом или ингибиторами синтеза протеинов. Радиационно-индуцированная активация SAPKs отсутствует или уменьшена в АТ клетках, т. е. клетках более радиочувствительных к повреждению ДНК и несущих генетический дефект в гене фософотидилинозитол-3-киназы. ИИ индуцирует также p53, PKC, PK50, PK55 [16].

Молекулярные механизмы адаптации.

Основные механизмы адаптации к хроническому облучению на субклеточном уровне включают:

- стимуляцию систем репарации повреждений ДНК [26];

- индукцию синтеза новых белков (эффект экспрессии новых генов) в клетках критических органов за счет постоянно образующихся свободных радикалов, повреждающих ДНК [31];

- активацию радиозащитных систем (синтез эндогенных стрессорных белков – HSP70, HSP72 [32], металлотеонеины; индукция эндогенных антиоксидантов – глутатиона, супероксиддисмутазы, каталазы и др.).

Важное значение для поддержания клеточного гомеостаза при хроническом облучении имеют выключение апопотоза и повышение пролиферативной активности клеток (в т.ч. стволовых клеток и клеток предшественников), которые позволяют заместить поврежденные и погибшие клетки.

Одна из первых попыток дать системное объяснение радиоадаптации была сделана А.М.Кузиным [33]. Он предположил, что при действии малых доз ИИ, активация естественно протекающих процессов в живом организме (стимуляция деления клеток, роста и развития) связана с возбужденным состоянием молекул вследствие облучения. В то время как поражающее действие ИИ связано с ионизацией молекул, которая приводит к последующему изменению их структуры и нарушению, выполняемой ими функции, в развитии адаптации автор особое значение придавал возможности возникновения коллективного электронного возбуждения молекул белков и нуклеиновых кислот при действии малых доз ИИ.

По его мнению, при действии малых доз сокращается лаг-период перехода клеток из стадии покоя в стадию деления, увеличивается скорость прохождения цикла деления клетки, ускоряется скорость синтеза ДНК, РНК и белков, увеличивается численность клеточной популяции и возрастает интенсивность метаболизма клетки. Все эти изменения связаны с некоторым повышением спонтанного уровня свободных радикалов клетки после действия малых доз ИИ, которые интенсифицируют вышеуказанные нормальные физиологические процессы клетки. Автор предполагал, что центральным механизмом повышения пролиферативной активности клетки при действии малых доз является возбуждение белковых молекул рецепторов клеточной мембраны. Ростовые факторы, гормоны, ЭМИ, малые дозы ИИ воспринимаются мембранными рецепторами, следствием чего является их активация и наработка первичных мессенджеров (циклические нуклеотиды, полиамины), которые опосредованно через ряд протеинкиназ, кальмодулин и другие запускают синтез вторичных мессенджеров (фосфорилированные белки и др.), непосредственно активирующих геном. Автор предполагал, что под влиянием малых доз ИИ многочисленные рецепторы переходят в возбужденное состояние, делающее их более

чувствительными к специфическим эффекторам, и предлагал три механизма возбуждения молекул рецепторов:

1) прямое возбуждение молекул, образующих рецептор за счет непосредственного поглощения энергии ИИ;

2) опосредованное возбуждение молекул за счет активных радикалов;

3) активация синтеза естественного эффектора.

В случае адаптирующего действия малых доз радиации трансдукционные системы посредством активации протеинкиназы С активируют гены, продукты которых участвуют в репарации ДНК (рис. 1), что в конечном итоге повышает устойчивость клеток к последующему тестирующему облучению. Сегодня показано, что малые дозы ИИ способны модифицировать уровень циклических нуклеотидов (cAMP и cGMP) и калийзависимое фосфорилирование, что повышает активность белковых факторов защиты и репарации. Малые дозы способны также стимулировать пролиферацию клеток вследствие синтеза факторов роста, действия свободных радикалов или изменения конформационной структуры мембран, которые изменяют чувствительность рецепторов к митогенным стимулам. Механизмы радиорезистентности при хроническом облучении реализуются на клеточном уровне и *in vivo* посредством синтеза стрессорных белков (белки теплового шока, металлотионеины), эндогенных антиоксидантов (глутатион, супероксиддимутаза и каталаза), стимуляции репаративного синтеза ДНК и ДНК-полимеразной активности. При хроническом облучении возможен эффект экспрессии новых генов в клетках (в первую очередь критических органах) за счет постоянно образующихся свободных радикалов, повреждающих ДНК.

Исход облучения клетки зависит от динамики баланса между процессами повреждения и репарации ДНК. Положительный эффект от действия малых доз радиации может быть получен, когда протективный ответ вызванный облу-

чением превышает повреждающий. Так показано, что после облучения в малых дозах выработка антиоксидантов значительно больше, чем требуется для нейтрализации радикалов индуцированных облучением. Эта повышенная продукция антиоксидантов повышает защиту клетки от свободных радикалов, образующихся при последующем облучении (фракции облучения) или радикалов нормального оксидативного метаболизма клетки [34].

Предполагается, что радиоадаптивный ответ во всех клетках, способствующий выживанию клеток, опосредуется через ядерный фактор NF-kB. В настоящее время показано, что NF-kB играет ключевую роль в радиоадаптивной резистентности опухолей при фракционировании облучения. Повышенная базальная активность NF-kB в некоторых опухолях связана с резистентностью к радиации и химиотерапии. Известно, что NF-kB может активировать большое количество генов вовлеченных в стресс-ответ, воспаление и апоптоз. Блокирование NF-kB активности может повышать апоптоз и уменьшать выживаемость некоторых клеточных линий рака человека.

ИИ индуцирует NF-kB критические гены: IL-1β, IL-6, TNF-α, МСОД. Антиапоптотическая функция NF-kB связана с рецептором TNF-α (рис. 2). Цитокин TNF-α, продуцируемый активированными Т-лимфоцитами и макрофагами, способен активировать NF-kB. Таким образом, радиационная активация цитокинов может запускать нижележащие молекулы с активацией NF-kB и JNK. ATM опосредует NF-kB активацию. Два белка отвечающих на стресс (металлотионеин и Ku-аутоантиген) активированные в радиорезистентных клетках так же регулируются NF-kB. NF-kB-опосредованная индукция митохондриальной МСОД вносит вклад в очищение от радиационно-индуцированных АФК и запускает сигнальную систему приводящую к адаптивной радиорезистентности. Кроме того, NF-kB способен угнетать JNK-опосредованный апоптоз [35].

Установлено, что при клеточном стрессе активируется транскрипционный фактор HSF1 и происходит транскрипция генов, кодирующих белки теплового шока (БТШ). В результате клетки с повышенным содержанием БТШ становятся более устойчивыми к различным стрессам. Считается, что защитная функция БТШ определяется их способностью катализировать ренатурацию и деградацию лабильных клеточных белков, которые денатурируют и агрегируют при стрессовых воздействиях [36].

Нормальные мышиные фибробласты сравнивали с фибробластами лишенными HSF1-гена, синтезирующего транскрипционный фактор, инициирующий экспрессию БТШ в ответ на стресс. Часть клеток инфицировали специальными векторами для экспрессии постоянно активного HSF1 или отдельных БТШ (БТШ70, БТШ56, БТШ27). Обнаружено, что тепловой стресс (43 градуса Цельсия, 30 мин.) повышал уровень БТШ в нормальных фибробластах и повышал их выживаемость после гамма-облучения (4 и 6 Гр). В клетках лишенных гена HSF1, тепловой стресс не вызывал ни индукции БТШ, ни усиления радиорезистентности, однако эти эффекты проявлялись после экспрессии в этих клетках активного HSF1. Гиперэкспрессия БТШ70 и БТШ26 равным образом усиливала радиорезистентность фибробластов.

Полученные результаты показывают, что предрадиационное накопление БТШ70 и БТШ27 в клетках мишенях может сделать их более устойчивыми к облучению. Именно эти белки являются основными радиопротекторами среди продуктов HSF1-опосредованного стресс-ответа. Предрадиационный стресс-ответ повышает клеточную радиорезистентность. Предполагается прямое или косвенное участие БТШ70 в процессах защиты репарации ДНК от радиационных повреждений. Избыток БТШ27 в клетке может ослаблять повреждение ядерной ДНК, вызываемое окислительным стрессом [36].

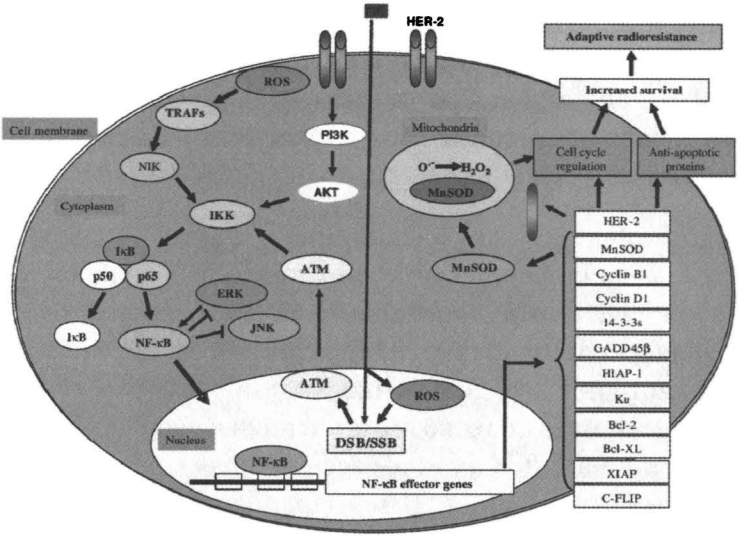


Рисунок 2. NF-κB сигнальная сеть адаптивной радиорезистентности (по Ahmed K.M., Li J.J. 2008).

ИИ вызывает образование свободных радикалов и АФК, что ведет к внутриклеточным повреждениям, вызывающим индукцию БТШ70. Установлено, что радиорезистентность, индуцируемая БТШ70, связана с повышением активности протеинкиназы С. Имеются доказательства вовлеченности протеинкиназы С (РКС) в радиорезистентность. Можно предположить, что повышение активности РКС индуцируется БТШ70 и вызывает радиорезистентность. Экспрессия гена РКС повышается вскоре после облучения и РКС вовлекается в репарацию ДНК. РКС активирует продукты протоонкогенов *Raf* и *Mos*, экспрессия этих генов ассоциируется с радиорезистентностью. Подобным образом, активированный Ras вызывает радиорезистентность, и также ассоциируется с повышенной экспрессией РКС. Показано также, что РКС влияет на радиорезистентность клеток, блокируя радиационно-индуцированную клеточную гибель путем аппотоза [37].

Wolff et al., 1988 показал, что репарация ДНК может повышаться после облучения в малых дозах. Это предполагает другой механизм защиты, а именно, облученная ДНК становится более готовой к восстановлению к последующему воздействию мутагена [34].

Не исключено, что радиационный фактор в малых дозах, оказывая общее дерепрессирующее действие на геном, способен увеличить доступность поврежденных участков ДНК для репарирующих ферментов. Наличие множества внутриклеточных радиационно-индуцируемых синдромов заставляет думать об их возможной роли в радиоадаптационных механизмах. До сих пор, рассматривая многоуровневую систему восстановления ДНК от радиационных повреждений на субклеточном уровне мы особое внимание уделяли роли стимуляции процессов репарации первичной структуры ДНК. Однако факт ускоренной дифференциации облученных клеток может свидетельствовать о существовании эпигенетического механизма радиоадаптации. В конечном счете, возможность клеток реагировать на экстремальные воздействия и, следовательно, в определенных условиях повышать свою устойчивость (т. е. адаптироваться) обусловлена именно модификацией эпигенетического уровня регуляции генной активности [1].

Значение клеточных ответов в генерации тканевых эффектов.

Реакция ткани на облучение представляет собой интегральный результат всех (разнообразных) клеточных ответов в облученной ткани и системе, к которой ткань принадлежит. Функция всей системы после облучения определяется согласованным вкладом клеток, составляющих ткани данной системы. Таким образом, ткань следует рассматривать как сложную адаптивную систему.

Ответ тканей на малые дозы радиации является следствием множества клеточных ответов, в т. ч. и не связанных с клеточной гибелью. Так, малые дозы излучений с низкой ЛПЭ могут индуцировать апоптоз и, таким образом, элиминировать повреждения в облученных клетках [12].

Облученные клетки так же контактируют с необлученными клетками, а некоторые облученные клетки и опосредовано через культуральную среду вызывают эффект свидетеля (ЭС), который является источником повреждений ДНК в необлученных клетках. При малых дозах повреждающий ЭС будет вызывать больший ущерб, чем ожидается в случае допущения, что повреждение исходит только от непосредственно облученных клеток, т. е. имеет место усиление повреждений индуцированное ЭС. В действительности доказано, что ЭС индуцирует также защитные ответы в необлученных клетках и, что нормальные клетки в культуре могут сигнализировать для запуска апоптоза трансформированных соседних клеток. Более того, физиологическая межклеточная передача сигналов, так же вовлекает тканевой матрикс, функция которого менее нарушается при действии малых доз, чем при больших дозах. Клеточные ответы в мультиклеточных системах (но не в отдельных клетках) включают не только межклеточный ЭС обоих типов (повреждающий и защитный), но также ответы на любые внеклеточные сигналы. Таким образом, ткань должна рассматриваться как система, состоящая из элементов с различной чувствительностью и различными ответами к ИИ, но реагирующая на облучение как единое целое. Кроме того, необходимо так же учитывать микрораспределение дозы в тканях, которое при облучении в малых дозах не отражает полностью средние дозы на клетки.

Соотношения различных не мишенных эффектов малых доз в ткани до настоящего времени плохо изучены. Однако показано, что АО и ЭС могут иметь место в одних и тех

же экспериментальных системах. Когда культуру клеток C3H10T1/2 облучали микропучком с известным числом альфа-частиц, выживало меньше клеток (65%), чем предполагалось исходя из линейной беспороговой модели (90%) за счет ЭС. Однако, когда культуру предоблучали в дозе 20 мГр гамма-излучения за 6 часов до альфа-излучения, выживаемость повышалась до 75% за счет АО [38]. Таким образом, видно, что АО и ЭС могут оказывать противоположное влияние на кривую доза – эффект. ЭС усиливает эффект малых доз, посредством передачи повреждений от облученных к соседним необлученным клеткам, в то время как АО вызывает резистентность к последующему облучению после первичной малой дозы. ЭС регистрируется как биологический эффект в клетках, которые сами не подвергаются воздействию радиации, но они являются соседними к тем клеткам, которые подвергаются облучению, и это усиливает эффекты малых доз. АО регистрируется, когда облучение в малых дозах повышает радиорезистентность к последующему облучению в высоких дозах [39]. Более того, АО может развиваться в необлученных клетках свидетелях посредством передачи факторов, присутствующих в среде от клеток облученных в малых дозах гамма-излучения, хотя в самих облученных клетках АО не развивался. Адаптивный ЭС связан с уменьшением базального уровня белка p53, повышением внутриклеточного уровня АФК и повышением АР-эндонуклеазы [40].

Вовлеченность p53 в радиоадаптацию указывает, что живые организмы развивают эффективную систему для распознавания значительного генетического стресса и для ответа клеток: по пути восстановления повреждений для выживания клетки или по пути клеточной гибели для достижения более высокого уровня восстановления ткани и избегания вредных последствий (трансформации). Во всех процессах центральную роль в сигнальной системе ответа на стресс играет белок p53. Вероятно, что такое решение, жизнь или

смерть, запрограммировано на тканевом уровне [23]. Кроме того, хроническое облучение даже в малых дозах является основой для селекции путем апоптоза наиболее радиорезистентных клеток, пролиферация которых может усиливаться, повышая радиорезистентность ткани [7].

Радиоадаптация на организменном уровне.

Реакция организма в целом на хроническое облучение соответствует классическим представлениям об общем адаптационном синдроме (ОАС). В ответ на хроническое облучение развиваются характерные для ОАС изменения в системе гипофиз - кора надпочечников, которые приводят к повышению синтеза и секреции АКТГ и стероидных гормонов. Важное значение в развитии стресса при хроническом облучении имеет центральная нервная система [41].

Установлено, что малые дозы ИИ с низкой ЛПЭ могут стимулировать иммунную систему, приводящую к снижению выживаемости злокачественных клеток в тканях [12]. Важное значение для поддержания клеточного гомеостаза при хроническом облучении имеет селекция более радиоустойчивых клеток, в то время как измененные радиочувствительные популяции клеток гибнут посредством иммунных реакций и апоптоза [11].

Эндогенный глютатион, вырабатывающийся в клетках при действии малых доз радиации, оказывает стимулирующий эффект на иммунные реакции (например: повышает синтез IL-2 в лимфоцитах, приводящий к повышению пролиферации NK и их активности [11]. Кроме того, радиационно-индуцированная клеточная гибель стимулирует клеточное воспроизводство по гомеостатическому механизму, что позволяет поддерживать размер клеточного пула. Так, Kondo предположил, что продукция иммунных клеток может возрастать после облучения в малых дозах [34].

Однако адаптация имеет место далеко не у всех индивидуумов. Так на индукцию АО оказывают влияние возраст индивида, экологическая ситуация, наличие соматических и генетических заболеваний, иммунный статус, стресс, физиологическое состояние организма и генетическая конституция.

Заключение.

Результаты многочисленных исследований свидетельствуют о том, что адаптация к низкоинтенсивному радиационному воздействию представляет собой эволюционно выработанный фундаментальный механизм защиты клеток, тканей и организма в целом. Как показано в статье, процесс радиоадаптации реализуется одновременно на различных уровнях организации живой системы, вовлекая разнообразные механизмы. Клеточные ответы на малые дозы представляют начальный и наиболее важный этап адаптации живой системы, определяющий все последующие процессы адаптации тканей, органов и систем, организма в целом. АФК образуются в результате метаболизма кислорода во всех аэробных клетках и являются важными для нормальной функции клеточной сигнализации. Однако, избыточное образование АФК при воздействии ИИ, может вызвать клеточную гибель, в то время как эндогенные антиоксиданты защищают клетки от летального воздействия АФК.

Малые дозы редкоионизирующих излучений низкой мощности вызывают спектр биохимических и функциональных клеточных и тканевых ответов в различных клетках млекопитающих, что выражается как в их повреждении, так и адаптивных ответах клеток. Последние проявляются с задержкой на несколько часов и могут продолжаться несколько недель. За исключением апоптоза адаптивные ответы не наблюдаются при больших дозах облучения. Адаптивные ответы зависят от вида свободного радикала, типа клетки, клеточного метаболизма и клеточного цикла.

Процесс клеточной радиоадаптации связан, главным образом, с уменьшением количества повреждений вследствие снижения числа повреждений на стадии их возникновения за счет активации системы антиоксидантной защиты, активации систем репарации повреждений ДНК и апоптотической гибели наиболее радиочувствительных клеток.

В настоящее время трудно сказать, как механизмы адаптации интегрируются в клетке, ткани и организме. Однако, все исследования указывают, что клетки млекопитающих отвечают на радиационно-индуцированное повреждение синтезом протеинов, вовлеченных в передачу сигнала в клетке, и повышением экспрессии генов, связанных с контролем роста клетки и репарацией ДНК. Предполагается, что сигналом для клеточного ответа является наличие повреждения в клетке. По мнению Wolff, 1996 таким сигналом является ДНР ДНК. Сигнал повреждения через различные киназы индуцирует гены раннего ответа, продукты которых инициируют каскад белок-ДНК взаимодействий, и регулирует транскрипцию генов, в конечном счете, приводя к специфическим биологическим ответам. Многие гены, реагирующие на стресс, индуцируются ИИ, но ключевую роль в создании фенотипа радиорезистентности играют гены: контролирующие клеточный цикл, апоптоз и репарацию ДНК.

Эти ответы включают активацию поздних генов, способствуют продукции факторов роста и цитокинов, запускают репарацию ДНК и регулируют клеточный цикл. Установлено, что несколько механизмов, вовлеченных в радиоадаптацию, протекают параллельно тем, которые связаны с влиянием радиации на клеточный цикл. Необходимо отметить, что первые более выражены при малых дозах, чем последние. Задержка на различных фазах клеточного цикла, в основном на стадии G1 и G2, представляет собой общий ответ на различные повреждения ДНК и контролируется несколькими генами.

Индукция процесса репарации потенциально летальных повреждений осуществляется опосредовано через несколько полипептидов и факторов роста, действующих через аутокринную (клетка выделяет факторы, регулирующие собственную функцию) и паракринную (регулирующие другие клетки) регуляцию.

NF-kB транскрипционный фактор ответа на стресс, активно вовлекается в АФК индуцированный апоптоз. Предложена гипотеза, согласно которой некоторые радиационно-индуцированные гены отвечают на стресс в результате NF-kB-индуцированной экспрессии МСОД (марганцевая супероксиддисмутаза), ведущей к активации транскрипционных факторов, которые контролируют реакции на стресс. БТШ реагируют на действие малых доз ИИ не специфически.

Гиперчувствительность к клеточной гибели при малых дозах связана с повышением радиорезистентности при увеличении дозы и может быть результатом тех же механизмов, что и АО. По-видимому, существует значительное соответствие между двумя этими феноменами. Получены доказательства, что мощность и степень восстановления повреждений ДНК вовлечены в этот механизм, нежели непрямые эффекты, такие как контроль клеточного цикла и апоптоз. При повышении дозы индуцируется репарация.

Таким образом, складывается впечатление, что малые дозы низкоинтенсивного радиационного воздействия поддерживают физиологические механизмы тканевого гомеостаза и могут рассматриваться в качестве модулирующего фактора. При низких концентрациях АФК в результате облучения в малых дозах сигнальные эффекты проявляются в защите клеточной выживаемости и превалируют над повреждением и, наоборот, повреждающий эффект преобладает при высоких концентрациях.

Однако, как показали наши наблюдения, длительное многолетнее облучение даже в условиях воздействия низкой мощности дозы облучения может приводить к снижению компенсаторно-приспособительных механизмов и срыву адаптации. В условиях преобладания процессов альтерации при хроническом облучении наступает истощение адаптационных возможностей и кумуляция радиационных повреждений в клетках. Так, у жителей прибрежных сел реки Теча, подвергшихся хроническому облучению в широком диапазоне доз облучения (доза облучения красного костного мозга 0,02-2,0 Гр) через 48-52 года после начала облучения отмечалось снижение способности лимфоцитов крови к индукции адаптивного ответа. Регистрируемый эффект, по-видимому, является следствием снижения эффективности репаративного синтеза ДНК при многолетнем облучении или истощения антиоксидантного потенциала клетки.

В нормальных условиях функционирования организма регулярно осуществляется физиологическая потеря зрелых клеток, которая при хроническом облучении может быть недостаточно компенсирована их продукцией вследствие сокращения потенциала высоко радиочувствительных стволовых клеток и клеток предшественников. Таким образом, даже в отдаленные сроки хронического облучения, особенно на фоне инволюционных изменений в организме, возможны нарушения функции системы или органа (ткани), в основе которых лежат не только органические изменения (например, гипоплазия костного мозга, сосудистые изменения), но и ограниченные возможности физиологической регенерации тканей, вследствие истощения пула стволовых клеток.

Вопрос о значении адаптации для развития радиационно индуцированного рака остается открытым. Предполагается, что АО защищает клетки от ИИ и должен приводить к снижению риска рака. Кроме того, гиперчувствительность может защищать индивид от мутационных и инициирующих событий путем элиминации клеток с повреждениями. В то время как ЭС предполагает повышение радиационного риска рака.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Feinendegen L. E., Pollcove M., Soundhaus C. A.* **«Nonlinearity in Biology, Toxicology, and Medicine»** // 2004, 2: 143-171 p.;

2. *Fliedner T. M.* **«CANCER BIOTHERAPY & RAIOPHARMACEUTICALS»** // 2002, 17: 405-426 p.;

3. *Муксинова К. Н., Мушкачева Г. С.* **«Клеточные и молекулярные основы перестройки кроветворения при длительном радиационном воздействии»** // М.: «Энергоатомиздат», 1990, 161 с.;

4. *Новоселова Е. Г., Сафонова М. В.* **«Радиационная биология. Радиоэкология»** // 1994, 34: 407-413 с.;

5. *Сергеевич Л. А., Карнаухова Н. А.* **«Радиационная Биология. Радиоэкология»** // 2002, 42: 48-53 с.;

6. *Коломийцева И. К., Кулагина Т. П., Маркевич Л. Н., Потехина Н. И., Сложеникина Л. В., Фиалковская Л. А.* **«Биофизика»** // 2002, 47: 1106-1115 с.;

7. *Котеров А. Н., Никольский А. В.* **«Радиационная Биология. Радиоэкология»** // 1999, 39: 648-662 с.;

8. *Denham J. W., Hauer-Jensen M., Peters L. J.* **«Int. J. Radiat. Oncol. Biol. Phys.»** // 2001, 50: 1105-1106 p.;

9. **ICRP Publication 103. Annals of the ICRP** // Elsevier, 2007, 331 p.;

10. *Меерсон Ф. З., Малышев И. Ю.* **«Феномен стабилизации структур и защита сердца»** // М.: «Наука», 1993, 157 с.;

11. *Kojima S., Ischida Y., Tarahashi M., Yamaoka R.* **«Radiat. Res.»** // 2002, 157: 275-280 p.;

12. *Feinendegen L. E., Bond V. P., Sondhaus C. A., Muehlensiepen H.* **«Mutation Research»**, 1996, 358: 199-205 p.;

13. *Паранич А. В., Тысленко К. В., Фролова Н. А., Григорович А. В., Дорощенко А. О., Рошаль А. Д., Алдабаев Ю. В., Закревский Д. И., Светлакова Н. Н.* **«Биофизика»** // 46: 1103-1107 с.;

14. *Michalowski A.* **«Radiat. Environ. Biophys.»** // 1981, 19: 157-172 p.;

15. *Withers H. R., Taylor J. M., Maciejewski B.* **«Int. J. Radiat. Oncol. Biol. Phys.»** // 1988, 14:751-759 p.;

16. *Stecca C., Gerber G. B.* **Biochemical Pharmacology»** // 1998, 55: 941-951 p.;

17. *Joiner M. C., Lambin P., Marpls B.* **«C. R. Acad. Sci. Paris»** // 1999, 322: 167-175 p.;

18. *Cai L., Liu S.-Z.* **«Int. J. Radiat. Biol.»** // 1990, 58:187-194 p.;

19. *Wolff S.* **«Radiation Research»** // 1992, 131: 117-123 p.;

20. *Sasaki M. S.* **«Mutation Research»** // 1996, 358: 207-213 p.;

21. *Guo G., Yan-Sanders Y., Lyn-Cook B. D., Wang T., Tamae D., Ogi J., Khaletskiy A., Li Z., Weydert C., Longmate J. A., Huang T. T., Spitz D. R., Oberley L. W., Li J. J.* **«Molecular and cellular biology»** // 2003, 23: 2362-2378 p.;

22. *Akleyev A. V., Aleschenko A. V., Gotlib V. J., Kudriashova O. V., Semenova L. P., Serebryany A. M., Khudyakova O. I., Pelevina I. I.* **«Jpn. J. Health Phys.»** // 2004, 39: 375-381 p.;

23. *Sasaki M. S., Ejima Y., Tachibana A., YamadaT., Ishizaki K., Shimizu T., Nomura T.* **«Mutation Research»** // 2002, 504: 101-118 p.;

24. *Shadley J. D., Wiencke J. K.* **«Int. J. Radiat. Biol.»** // 1989, 56: 107-118 p.;

25. *Takahashi A., Kondo N., Inaba H., Uotani K., Ohnishi K., Ohnishi T.* **«Advances in space research»** // 2003, 31: 1569-1573 p.;

26. *IkushimaT., Aritomi H., Morisita J.* **«Mutation Research»** // 1996, 358: 193-198 p.;

27. *Rigaud O., Moustacchi E.* **«Mutation Research»** // 1996, 358: 127-134 p.;

28. *Пелевина И. И., Алещенко А. А., Антошина М. М., Рябченко Н. И., Семенова Л. П., Серебряный А. М.* **«Радиационная биология. Радиоэкология»** // 2007, 47: 658-666 с.;

29. *Joiner M. C., Lambin P., Malaise E. P., Robson T., Arrand J. E., Skov K. A., Marples B.* **«Mutat. Res.»** // 1996, 358: 171-183 p.;

30. *Feinendegen L. E.* **«Human & Experimental Toxicology»** // 2002, 21: 85-90 p.;

31. *Smirnova O. A., Yonezawa M.* **«Health Physics»** // 2004, 87: 366-374 p.;

32. *Nogami M., Huang J. T., James S. J., Lubinski J. M., Nakamura L. T., Makinodan T.* **«Int. J. Radiat. Biol.»** // 1993, 63: 775-783 p.;

33. *Кузин А. М.* **«Идеи радиационного гормезиса в атомном веке»** // М.: «Наука». 1995, 156 с.;

34. *Sagan L. A.* **«Science»** // 1989, 574: 621 p.;

35. *Ahmed K. M., Li J. J.* **«Free radical biology & medicine»** // 2008, 44: 1-13 p.;

36. *Малютина Я. В., Кабаков А. Е.* **«Радиационная биология. Радиоэкология»** // 2007, 47: 273-279 с.;

37. *Park S.-H., Lee S.-J., Chung H.-Y., Kim T.-H., Cho C.-K., Yoo S.-Y., Lee Y.-S.* **«Radiat. Res.»**, 2000, 153: 318-326 p.;

38. *Bonner W. M.* **«PNAS»** // 2003, 100: 4973-4975 p.;

39. *Savant S. G., Randers-Pehrson G., Metting N. F., Hall E. J.* **«Radiation Research»** // 2001, 156: 177-180 p.;

40. *Iyer R., Lehnert B. E.* **«Mutation Research»** // 2002, 503: 1-9 p.;

41. *Барабой В. А., Олейник С. А.* **«Радиационная биология. Радиоэкология»** // 1999, 39: 438-443 с.

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ИДЕНТИФИКАЦИИ СТАДИЙ ДЕГРАДАЦИИ ЭКОСИСТЕМ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ИЛИ ХИМИЧЕСКОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ, ПО БИОТИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

Столбова В. В., Мамихин С. В.

Факультет Почвоведения МГУ им. М. В. Ломоносова, кафедра радиоэкологии и экотоксикологии.

Загрязнение биосферы радиоактивными и токсичными веществами вызывает значительные изменения в структуре и функционировании экосистем. В настоящее время оценка состояния экосистем базируется на двух основных подходах. В рамках первого, санитарно-гигиенического подхода, используются химико-аналитические и спектрометрические методы определения количества (активности) поллютантов в различных компонентах экосистемы. Оценку экологического состояния проводят по санитарно-гигиеническим критериям, и задачей является определение превышения уровня загрязнения объектов исследуемыми веществами величин предельно-допустимых концентраций (ПДК) [30]. Одно из преимуществ данного подхода состоит в простоте процедуры интерпретации полученных результатов. Превышение уровня загрязнения над предельно допустимыми показателями свидетельствует о неблагополучном состоянии экосистемы. С другой стороны, многие экологи высказываются против применения такого подхода при оценке природных экосистем [1, 4, 7, 10, 14]. Установление санитарных нормативов на основе лабораторных тестов не учитывает биоценотические эффекты, определяющие конечный результат воздействия. Нормативы установлены для определенного вида воздействия, а реально воздействуют на биоту их сочетания с неучтенными в лабораторных условиях факторами. Необходимо отметить, что при постоянном расширении

спектра синтетических веществ, поступающих в биосферу, определение допустимых гигиенических нормативов для каждого из них вряд ли осуществимо. Кроме того, содержание поллютантов в различных природных средах служит показателем «нагрузки» на экосистемы или «дозы» и не может служить адекватным показателем «состояния» или «эффекта». Состояние экосистем при одинаковой нагрузке может существенно различаться в зависимости от их типа, стадии сукцессии и других факторов, определяющих их устойчивость к данной нагрузке.

В рамках второго, экологического или «биотического» подхода [14], экосистема рассматривается как единое целое, и оценка ее состояния в условиях техногенных нагрузок заключается в определении «эффекта» от внешнего воздействия. При этом оценивается степень нарушенности экосистемы, проявляющаяся в упрощении структуры и снижении уровня ее функционирования по сравнению с исходной ненарушенной экосистемой. В качестве градаций состояния экосистемы рассматриваются различные стадии ее разрушения. Такой подход базируется на существующих в экологии представлениях о неспецифичности ответа на различные виды воздействия на экосистемном уровне. При превышении определенного уровня воздействия целостная реакция экосистемы выражается «критическим переходом» [28] в качественно иное состояние с изменением числа компонентов системы и связей между ними.

Показателями состояния экосистемы при этом являются не концентрации поллютантов, а характеристики биоты, регистрируемые методами биоиндикации на различных уровнях организации (от молекулярного до биогеоценотического) [36]. Общий принцип оценки при этом: «чем больше отклонений от исходного состояния - тем хуже». Поэтому незначительные изменения трактуются как «норма», а более значительные – как различные стадии «патологии». Перс-

пективность использования показателей состояния биоты для оценки состояния экосистем в условиях загрязнения отмечается многими исследователями [4-6, 10, 14, 17, 26]. Использование биотических показателей устраняет противоречия, возникающие при оценке состояния экосистемы по санитарно-гигиеническим критериям.

Имеется значительное число работ, в которых измерены диапазоны отклонений от фоновых значений биоиндикационных показателей различного системного уровня в условиях загрязнения. Однако, для перевода количественных данных в качественные оценки необходимо обосновать тот или иной прием отнесения величины индикаторной характеристики к заданной градации состояния экосистемы. Иными словами, необходим способ выделения на шкале значений индикаторных показателей некоторых дискретных отрезков, ранжированных по величине отклонения от исходного состояния и соответствующих определенным качественным состояниям экосистемы. При этом «внутреннее наполнение» показателями и диапазоны их значений для таких отрезков могут существенно различаться в зависимости от объекта и выбранных критериев оценки.

К настоящему времени единых устоявшихся методологических подходов к оценке состояния экосистем с использованием биотических показателей пока не выработано. Приемы экологов существенно разняться по следующим критериям:

1) выбор экологически значимых показателей или «параметров состояния» экосистемы;

2) обозначение оценочных категорий («норма - патология» [25], «кризис – катастрофа - бедствие» [6], «прогресс - регресс» [1], «сильно-, средне-, слабонарушенный» [18] и т. п.);

3) способы группировки показателей по градациям качества (построение шкалы «норма – патология»);

4) количество выделяемых градаций и величина их диапазонов для разных биоиндикационных показателей.

Проблемы, обозначенные в пунктах 3 и 4, являются предметом обсуждения данной статьи. По нашему мнению, именно отсутствие унифицированных способов отнесения полученных величин индикаторных характеристик к определенной градации качества, характеризующей состояние экосистемы, сдерживает использование биотического подхода в практике природоохранных работ. Кроме того, для получения однозначных оценок, необходимо формализовать процедуры преобразования данных.

В настоящей работе мы проанализировали существующие способы качественной интерпретации данных биоиндикации при оценке состояния экосистем в условиях техногенного загрязнения. Представляется возможным, исходя из теоретических посылок и используемых приемов формального преобразования данных, выделить пять основных способов перевода значений биотических показателей в оценочные категории:

1) экспертные оценки;
2) комбинирование биоиндикаторов;
3) формально-статистические подходы при анализе массива данных;
4) аналитические подходы с использованием зависимостей типа «доза-эффект»;
5) оценки с использованием имитационного моделирования.

Вышеупомянутые приемы, с известной долей условности, мы попытались расположить в порядке возрастания их формализованности.

Экспертные оценки.

Установление соответствия между биоиндикационными характеристиками и состоянием экосистемы возможно на основании мнения экспертов с использованием следующих классификаторов:

1) феноменологические описания или списки критериев, характеризующие определенный уровень нарушений;

2) «интегральная оценка», когда определенные диапазоны значений какого-либо (чаще генерализованного или синтетического) показателя, выбранного в качестве параметра состояния экосистемы, переведены в порядковую шкалу соответствующих стадий трансформации экосистемы;

3) «многокритериальные оценки», когда в качестве крите-риев выбрана комбинация наиболее «существенных» по мнению экспертов показателей, и определенные диапазоны их значений скоррелированы для спецификации одной градации качества [8, 11, 22, 27].

В таких классификаторах градации состояния экосистемы часто обозначают баллом. Порядковая бальная шкала градаций состояния отражает обычно степень ухудшения состояния экосистемы. Например, поэтапное изменение структуры дубово-соснового фитоценоза в зоне действия радиоактивного точечного источника описано через шесть месяцев по результатам модельных экспериментов [22]. Авторы выделяют по градиенту дозы, соответствующему приближению к источнику излучения, последовательную смену ценозов от прежнего дубово-соснового сообщества через стадии выпадения радиочувствительных видов к редуцированному ценозу с доминированием осоки.

На основе экспертных оценок составлена критериальная таблица экологической оценки состояния окружающей природной среды (ОПС), в которой охарактеризованы 5 градаций (уровней нарушений) [15]. Степень деградации экосистем служит одним из критериев разграничения степеней нарушенности ОПС:

1) Условно нулевой (оптимальное состояние) – ОПС полностью обеспечивает устойчивое функционирование и саморегулирование экологических систем;

2) Низкий уровень (нормальное состояние) – ОПС устойчива к разрушающим воздействиям и обладает способностью к самовосстановлению за счет естественных процессов саморегуляции;

3) Средний уровень (неустойчивое состояние) – ОПС неустойчива к разрушающим воздействиям, но иногда способна к самовосстановлению при условии снятия разрушающей нагрузки;

4) Высокий (кризисное состояние) потеря способности к самовосстановлению, восстановление ОПС возможно только при применении специальных мероприятий;

5) Катастрофический (состояние экологического бедствия) – необратимая потеря возможности восстановления ОПС даже при проведении восстановительных мероприятий. Каждый уровень реально отражает определенный диапазон ухудшения экологического состояния ОПС, который выражается в баллах.

Подходы к экспертной оценке состояния экосистем могут сильно различаться. Экосистемы могут ранжироваться по глубине и обратимости произошедших нарушений [6]. При этом выделяют 4 градации состояния с фоновым уровнем и тремя уровнями природно-антропогенных нарушений:

1) Условная норма в регионе;

2) Зона экологического риска включает территории с заметным снижением продуктивности и устойчивости экосистем, максимумом нестабильности, ведущим в дальнейшем к спонтанной деградации экосистем, но еще с обратимыми нарушениями экосистем;

3) Зона экологического кризиса включает территории с сильным снижением продуктивности, потерей устойчивости и трудно обратимыми нарушениями экосистем;

4) Зона экологического бедствия включает территории с полной потерей продуктивности, практически необратимыми нарушениями экосистем.

В основу экспертной системы оценки состояния гидробиоценозов предложен метод экологических модификаций [1]. Оценка включает следующие градации:

1) Фоновое состояние, когда возможны перестройки структуры экосистемы, не ведущие к ее усложнению или упрощению биоценоза;

2) Состояние антропогенного экологического напряжения, которое выражается в увеличении разнообразия биоценоза за счет увеличения общего числа видов, уменьшения энтропии (снижении индекса Шеннона), в усложнении межвидовых отношений и пищевой цепи;

3) Состояние антропогенного экологического регресса, характеризующееся уменьшением видового разнообразия, увеличением энтропии, упрощением межвидовых отношений и трофических цепей;

4) Состояние антропогенного метаболического регресса, соответствующее снижению активности биоценоза по сумме всех процессов трансформации органического вещества.

В качестве конкретного примера реализации одного из подходов рассмотрим результаты анализа видовой структуры амилолитического микробного сообщества почвы [10]. Было выделено четыре типа изменений в сообществе активно функционирующих микроорганизмов. При постепенном увеличении техногенных нагрузок указанные изменения последовательно сменяют друг друга, образуя 4 адаптивные зоны:

1) Зона гомеостаза – состав и количественное соотношение видов в сообществе неизменны;

2) Зона стресса – система реагирует на изменившиеся условия путем модификации своей организации при практически неизменном составе;

3) Зона резистентности – наблюдается резкое снижение видового разнообразия и смена состава активно функционирующих в почве микроорганизмов. Развиваются устойчивые к высоким концентрациям поллютанта популяции микроорганизмов;

4) Зона репрессии – полное подавление роста и развития микробиоты.

Большую формальную «жесткость» границам выделяемых категорий состояния придает способ представления классификаторов в виде матрицы. Например, структура интегральных индикационных критериев может быть выражена в виде корреляционной матрицы, на которой для каждого уровня нарушений экосистем показана встречаемость тех или иных тематических, пространственных и динамических индикационных показателей [6]. Часто «площадь» проявления определенного признака нарушений вводится в матрицу в качестве одной из координат. Так, при одной и той же стадии нарушения, выявленной по тематическим критериям, увеличение относительной площади нарушения сигнализирует о более высоком уровне опасности [6]. Таким же образом по снижению числа проростков и площади, на которой проявляется фитотоксичный эффект, могут быть выделены зоны экологической напряженности (Табл.1) [4]. В таблице 1 цифрами обозначены зоны экологической напряженности:

1 – зона экологического благополучия;

2 – зона экологического риска;

3 – зона экологического кризиса;

4 – зона экологического бедствия;

5 – зона экологической катастрофы.

Таблица 1.

Критерии для выделения зон экологической напряженности по фитотоксичности почвы.

Снижение числа проростков	Площадь проявления показателя, %			
	<5	5-19	20-50	<50
Менее чем в 1,1 раза	1	1	1	1
В 1,1-1,2 раза	2	2	2	2
В 1,2-1,4 раза	2	3	3	4
В 1,4-2,0 раза	3	3	4	5
Более чем в 2,0 раза	3	4	4	5

Таким образом, критериями выделения различных градаций состояния могут быть: устойчивость экосистем; глубина и обратимость произошедших изменений, характеризующих переход системы в иное качественное состояние; предполагаемое время релаксации экосистемы или степень ее «восстановленности»; наблюдаемые визуально изменения на организменном (асимметрия признаков) или популяционном уровне (дистанционные методы). Информативно также изменение видового состава, перестройка структуры и изменение уровня функционирования ценоза. Однако, ведущие мотивы объединений разных по генезису структур в одну обобщенную градацию нарушенности - «общность по уровню практической значимости ресурсов биоты, их способности «строить», усваивать и трансформировать среду, попутно осуществляя полезные человеческому обществу функции при минимуме затрат с его стороны на их восстановление после неизбежных трансформаций строения и «расстройств» функций в процессе природопользования» [18, цит. стр. 63].

В целом, эффективность, оперативность и дешевизна использования экспертных оценок признается практически всеми исследователями. Именно такой, неформальный и опирающийся в первую очередь на субъективный опыт специалистов, способ оценки позволяет группировать натуральные, синтетические или интегральные показатели и соотносить их с градациями состояния, выделяемыми на основании интегральных признаков. Критериями отнесения экосистемы к той или иной категории состояния являются, в основном, такие признаки, как радио- или токсикоустойчивость, способность к восстановлению, выполнение интегральных функций.

Однако способы определения и единицы измерения многих показателей, используемых в экспертных классификациях, не унифицированы. Кроме того, системы не ранжируются в какую-либо единую последовательность в соответствии

с присущими им значениями биотических показателей [21]. Значительный элемент субъективизма экспертных заключений изначально не исключает несовпадений в оценках, возникает проблема несоответствия комплексных оценок, когда по разным наборам критериев получают разные оценки [11, 14]. Экспертные заключения, в силу своей «неформальности», не могут претендовать на однозначность оценки, необходимую для проведения законодательно закрепленных природоохранных процедур.

Комбинирование биоиндикаторов.

Комбинация индикаторных таксонов и их групп. Более очевидным критерием выделения различных категорий является наличие определенных видов индикаторных организмов, индицирующих разные уровни нарушения (загрязнения) экосистемы. Так для наземных экосистем в условиях атмосферного загрязнения различная чувствительность отдельных видов лишайников к загрязнению позволяет строить экологические шкалы выносливости или «полеотолерантности». Наиболее простым вариантом шкал являются качественные шкалы, представляющие собой список видов, разбитых на группы с различной степенью дробности.

Способом выявления этапов экологического неблагополучия является фиксация наличия или отсутствия в экосистеме определенных групп видов индикаторных организмов, предварительно ранжированных по чувствительности к разным уровням загрязнения. Так в гидробиологии для оценки степени загрязнения водной среды используются различные системы сапробности. Обобщенный численный показатель – индекс сапробности. На аналогичных принципах используется понятие полеотолерантности в лихеноиндикации загрязнений наземных экосистем. Класс (балл) полеотолерантности определяется для района исследования путем ранжирования видов по степени чувствительности и выделения нескольких групп.

Коэффициенты (индексы), обобщающие данные о распределении групп организмов по градиенту возмущающих воздействий, используются для классификации территорий и акваторий. При этом соотнесение полученных величин с соответствующими классами производится на основании экспертных оценок.

Комбинирование уровней биоиндикации. Методом «комплексной биоиндикации» [19] при комбинации нескольких системных уровней удалось разграничить качественно различные градации состояния экосистемы. Анализ реакции различных фито- и зооиндикаторов на популяционном и организменном уровнях позволил судить о степени и характере изменений состояния экосистем. Авторы выделяли: 1) фоновое состояние экосистемы; 2) стадию ранних нарушений; 3) стадию структурных нарушений экосистемы и 4) стадию функциональных нарушений.

Анализировалась величина отклонения признака от фонового состояния: чем выше абсолютное значение отклонения, тем «хуже» оценивалось состояние экосистемы. Совмещение результатов биоиндикации на организменном уровне с данными об изменении популяционных и биоценотических показателей позволил достаточно объективно выделить в ряду изменяющихся величин отклонений дискретные отрезки, соответствующие различным стадиям нарушений экосистемы. Так, резкое отклонение физиологических индикационных признаков и почти фоновое значение экологических (популяционных и биоценотических) свидетельствовало о ранних стадиях нарушения экосистем. На стадии структурного нарушения экосистем экологические и физиологические признаки достигали почти пропорциональных отклонений. О функциональном нарушении экосистем свидетельствовало превышение отклонений экологических признаков над физиологическими. На этом этапе физиологические признаки уже не менялись, и более качественная оценка получалась за счет экологических показателей.

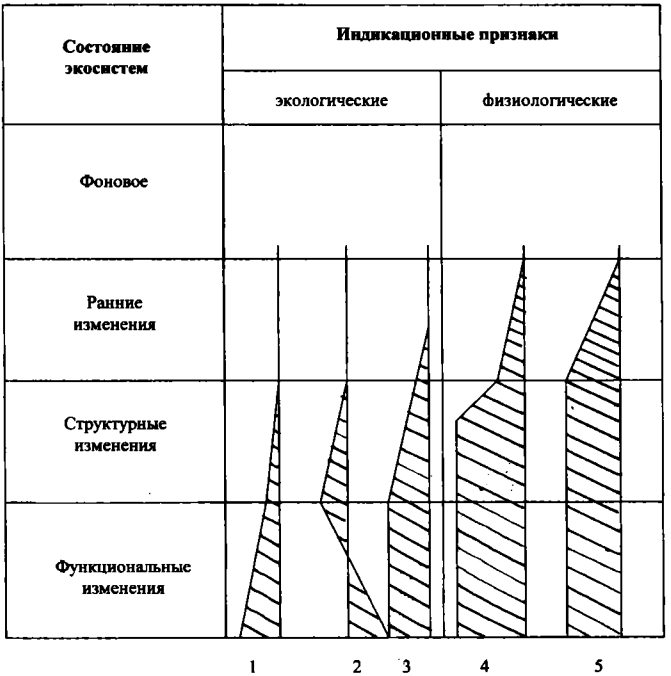


Рисунок 1. Модель оценочной шкалы на основе комбинирования данных фито- и зооиндикации на двух системных уровнях: экологическом и физиологическом, 1-3 - показатели состояния популяций; 4-5 - показатели состояния индивидов (1 – количество видов; 2 – численность; 3 – биомасса; 4 – вес органов; 5 – активность ферментов). Величина отклонения – % от фона. Распределение отклонений по уровням индикаторов определяет стадию нарушений экосистемы [19].

Способ представления данных биоиндикации в виде совмещенных диаграмм, отображающих отклонения значений показателей от «фоновых», позволил более формально разграничить градации состояния экосистемы. К несомненным трудностям метода относится обоснование выбора эталонных, фоновых участков. Как отмечают авторы, в ряде европейских районов исследователи практически не могли найти фоновые ключевые участки.

Формально-статистические подходы.

В данном случае подразумеваются подходы, использующие методы математической статистики или иные математические инструменты для распределения больших массивов экологических данных по оценочным категориям. Нам представляется возможным выделить методы, которые позволяют:

1) однозначно отнести сообщество к «естественным» или «нарушенным»;

2) альтернативно разделить всю выборку полученных значений на «нормальные» или выходящие за границы «нормы»;

3) разделить ранжированный ряд значений показателя на несколько градаций, согласно их «желательности» при заданных критериях оценки.

Однозначные оценки всей совокупности данных. Вид некоторых (частотных, ранговых) распределений значений полученных данных позволял исследователям провести однозначную оценку и отнести сообщество к «нарушенным» или «естественным» [26, 31, 34, 37].

Так, для показателей, характеризующих «нормальное» функционирование экосистемы и регулируемых гомеостатическими механизмами, характерен нормальный закон распределения значений [24, 25].

В качестве инструмента для оценки состояния биотических сообществ экосистемы предложены ранговые распределения [4, 14]. При этом признаковое пространство может быть представлено списком видов сообщества с такими свойствами, как численность или биомасса, или набором утилизируемых сообществом ресурсов с характеристиками интенсивности потребления [32]. Наиболее традиционны оценки на основе показателей видового разнообразия актив-

но функционирующих компонентов экосистем. Анализ ранговых распределений численностей видов использовался при оценке состояния сообществ гидробионтов пресноводных и морских акваторий. Непосредственным объектом анализа является форма кривой рангового распределения: линейная связь между рангом вида и логарифмом его численности характеризует ненарушенное сообщество, а отклонение от этой формы интерпретируется как патология [14, 25].

Для характеристики состояния микробоценоза почвы более оправданы показатели функционального разнообразия, определяемые методом мультисубстратного тестирования по способности функциональных групп сообщества утилизировать спектр субстратов. Ранжирование интенсивностей потребления субстратов позволяет получить кривые ранговых распределений. Ранговые распределения интенсивностей утилизации субстратов описываются различными моделями в зависимости от состояния микробоценоза [9]. По показателям функционального разнообразия охарактеризованы три фазы состояния микробоценоза, характерные для различной степени загрязнения полициклическими ароматическими углеводородами. По мере увеличения содержания поллютантов в образцах почвы различали возрастание функционального разнообразия микробного сообщества с признаками потребления ряда ресурсов и в дальнейшем формирование особого микробного сообщества с редуцированным функциональным потенциалом [10].

Данные методы используют структурные или функциональные характеристики сообщества, регистрируя их изменение при нарушающих воздействиях. Преимуществом подхода является возможность оценивать состояние ценоза по его «внутренним» соотношениям без традиционной «опытноконтрольной» методологии биоиндикации, что на практике освобождает от необходимости искать фоновый участок и обосновывать выбор в качестве эталона для сравнения «контрольное» значение показателя. Выводы форму-

лируются, исходя из ранее установленных закономерностей поведения сообщества.

Альтернативное распределение значений показателей. В данном случае полученная выборка значений биоиндикационных показателей альтернативно разделяется на «нормальные» и «выходящие за границы нормы».

Для биоиндикационных прикладных работ в условиях загрязнения традиционно соотнесение измеренной величины показателя с «контрольным» значением (диапазоном значений, принимаемыми в качестве «контрольных») этого показателя, характеризующим «норму» состояния. В диапазон «нормальных» значений могут попадать средние, максимальные или минимальные значения [11]. Так же, исходя из вида частотного распределения полученных значений, в качестве «контрольных» могут задаваться определенные частотные характеристики переменных. При этом установление диапазона «нормальных» значений осуществляется априорно, исходя из теоретических положений или предшествующего эмпирического опыта, и зависит часто от степени изученности конкретной экосистемы [14]. Значения показателя, не попадающие в заданный диапазон, характеризуют «нарушенное» состояние экосистемы.

Предположение о нормальности частотного распределения значений изучаемых биотических показателей позволяет теоретически обосновать диапазон их значений, характерных для «ненарушенного» состояния экосистемы. Максимальные и минимальные критические значения ($x_{cr\,max}$, $x_{cr\,min}$) показателя находят из формулы:

$$P_{(\varepsilon)}=1-2\Phi\left[\frac{x_{cr\,max}-x_{cr\,min}}{\sigma_x}\right],$$

где $P_{(\varepsilon)}$- вероятность соответствия нормальному закону, Ф – функция нормированного нормального распределения, σ_x- среднеквадратическое отклонение [15]. Для малого числа

наблюдений диапазон может быть выражен как: «среднее ± мера варьирования». Для биоиндикации загрязнений и биомониторинга природной среды под мерой варьирования, ограничивающей «нормальное» состояние, рекомендуется понимать пределы естественной изменчивости показателя, которые характеризуют фоновое состояние биоиндикаторов в ненарушенных экосистемах. Изменения показателя при этом воспроизводятся с определенной периодичностью и являются обратимыми. «Статистически значимый выход наблюдаемого значения за пределы естественной изменчивости и означает антропогенную аномалию» [23, цит. стр. 193].

В практике экологических исследований традиционен способ разграничения состояния экосистемы по фиксированной величине изменения основных биотических параметров. Выход за пределы диапазона расценивают как антропогенную аномалию. Предложены числовые константы допустимости трансформаций экосистем, без необратимого выхода за пределы «нормального» состояния [20]. Для видового состава и структуры растительности допустимы изменения, ориентировочно, на 1/3. Превышение величины изменения ведет к деградации сообщества. Проективное покрытие доминирующего вида не должно изменяться более чем на 2/3 от нормы. Снижение или повышение доли трофической группы в зооценозе (фитофагов, зоофагов, сапрофагов) на 50 % является критическим значением значением по этому показателю. Снижение видового разнообразия (по индексу Шеннона) животного населения на 10% признается критическим. Для зооценоза изменение величины плотности популяции вида-индикатора на 50% считается критическим. Превышение величины отклонения параметров древостоя свыше 10-15% признается недопустимым. Изменение численности почвенных микроорганизмов свыше 50% и биохимических показателей активности почвы более чем на 25% считается критическим.

Отмечают, что используемые величины являются по сути экспертными оценками [7], однако введение числовых констант, фиксирующих допустимую величину отклонения, придает определенную формализованность процедуре оценивания.

«Норму» состояния сообщества может задавать многолетнее среднее значение некоторых биотических характеристик. При этом использование среднемноголетних значений возможно для сугубо «утилитарных» биотических показателей. Такой подход использовался, например для анализа информации по улову промысловых видов рыб в нижнем течении реки Дон [14]. При наличии данных по динамике показателей за длительный промежуток времени было предложено вычислять среднемноголетнее значение численности и считать экологическим благополучием ситуацию, когда численность выше этого значения. Под неблагополучием понимали снижение годового улова ниже контрольной среднемноголетней отметки.

При отклонении от нормального закона распределения некоторых биотических показателей задать «диапазон нормальности» показателей удалось иным способом. Проводя обработку данных экологического мониторинга пресноводных биоценозов при наличии сопряженных данных о химическом загрязнении, использовали бинарные оценки сообществ типа «благополучие – неблагополучие». Это дало возможность подвергнуть детерминационному анализу значительные выборки, характеризующие основные биотические компоненты экосистемы [14]. Для планктона и зообентоса численность каждой из биоиндикационных групп была разделена на два примерно равнонаполненных класса (по частоте попадания результатов измерений в каждый из классов): «мало» - низкая численность или отсутствие в пробе и «много» - высокая численность. По-видимому, учитывая значительное отклонение распределения совокупности изученных показателей от нормального закона, данная выборка разделялась на два класса величиной, близкой по значению

медиане данного распределения. При этом в данном методе a priori принималось, как экологическое неблагополучие или благополучие связано с обилием данной индикаторной группы. Например, для зоопланктонного сообщества «неблагополучие» характеризовалось низкой численность, а экологическое «благополучие» - наоборот, высоким обилием населяющих ценоз организмов. Однако, как отмечают авторы, что для некоторых показателей в связи со значительным количеством проб с нулевыми численностями, приходилось использовать неравнонаполненные классы состояния.

Функции желательности. «Многоступенчатые» качественные оценки с большей степенью дробности шкалы для ряда значений показателей могут быть получены с использованием так называемых функций желательности. Построение функции желательности позволяет перевести натуральные значения в безразмерную числовую шкалу их «желательности» на отрезке от 0 до 1. При этом благоприятным для «нормального» функционирования экосистемы значениям показателя сопоставляются значения, близкие к 1, а значениям, характерным для «неблагополучия» экосистемы, соответствуют на шкале желательности значения, близкие к 0. Часто значения на шкале желательности переводятся в 5-бальную оценочную шкалу состояния экосистемы, например: отлично - 1 - 0,8; хорошо - 0,8 - 0,63; удовлетворительно - 0,63 - 0,37; плохо - 0,37 - 0,2; неприемлимо - 0,2 – 0 [24].

Способы построения функций желательности с учетом особенностей объекта оценки подробно описаны в работах [11, 14]. Как и при альтернативном разделении значений показателей, данный способ использует априорно принимаемые представления о «желательности» тех или иных величин показателя для исследуемой экосистемы. Возможна наибольшая желательность максимальных или минимальных значений, могут быть желательны средние или медианные величины, с нежелательным отклонением в ту и другую

сторону. Для ситуаций, когда сведений об объекте недостаточно, рекомендуется строить функцию желательности на основе эмпирической функции распределения переменной. При этом учитывают представления о «статистической норме» [4], когда желательно наиболее частое значение показателя в благополучной экосистеме [14]. Соответствие между значениями показателя и состоянием экосистемы в величинах желательности от 0 до 1 может быть задано экспертным путем с построением так называемых «значимых функций», либо с использованием правил перевода разного типа в зависимости от выбора границ «нормальных» значений. Наиболее значителен элемент субъективизма при построении так называемых «значимых функций». При этом рекомендуется получить данные о взаимосвязях индикаторной переменной с качеством среды. Шкала качества делится на равные интервалы от 0 до 1, и ряд специалистов независимо задает соответствующее значение индикаторной переменной для каждого интервала. Функциональная зависимость выводится из усредненной кривой при сравнении результатов проведения данной процедуры несколькими независимыми специалистами с проверкой воспроизводимости по результатам другой груп-пы экспертов [8].

Поскольку наиболее «желательные» значения устанавливаются большей частью априорно, и сами способы построения функции желательности содержат значительный элемент субъективизма, некоторые исследователи «отказывают» методу функции желательности в объективности и считают его лишь приемом, позволяющим сделать процедуру экспертных оценок более прозрачной [7].

В целом, необходимо отметить, что методы статистики в прикладных экологических исследованиях ограничиваются отклонениями от нормального закона распределения ряда показателей, недостаточностью объема или неоднородностью полученной выборки значений показателей [14, 27].

Аналитические подходы.

Анализ зависимости «доза-эффект». Аналитические подходы возможны, если установлена зависимость между величиной изменения внешнего воздействия и динамикой показателей, отражающих состояние сообщества или его компонентов [29, 33]. Кривая «доза-эффект» связывает внешние нагрузки и отклики системы. Необходимо построение в полном объеме дозовой зависимости по экспериментальным данным на всем градиенте нагрузки. Путем анализа дозовой зависимости возможно выделение разных качественных состояний экосистемы, связанных с изменением масштабов нагрузки на нее. При этом методика изучения может быть основана на многолетних стационарных исследованиях динамики затронутых антропогенным влиянием экосистем и измерениях показателей при разной степени антропогенной трансформации, что показано на примере дегрессии пустынных и полупустынных пастбищ [6]. Кроме того, адекватной объектом для построения дозовой зависимости служат территории, которые подверженные воздействию точечных источников загрязнения. Импактный регион представляет собой пространственную структуру, состоящую из концентрически расположенных зон с возрастающей степенью загрязнения и, соответственно, различным уровнем трансформации экосистем, расположенных в сериальном порядке во всем диапазоне воздействий. Интерпретация результатов базируется на методе пространственно-временных аналогий: пространственный градиент считается «образцом» сукцессионных смен, рассматриваемых как стадии техногенной деградации экосистемы [7]. Возможность и необходимость получения прямых зависимостей «доза – эффект» очевидны при радиационных аварийных ситуациях, связанных с предприятиями ядерно-топливного цикла, например как это было сделано при исследовании радиационного повреждения биоценозов в головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа [13].

В настоящее время установлено, что реакция экосистем на загрязнение существенно нелинейна. Прослеживается ярко выраженная «ступенчатость» в зависимости доза-эффект: имеется два уровня значений биотического параметра с очень резким переходом между ними, что и позволяет выделить значения, соответствующие различным уровням. Считают, что анализ соответствующих дозовых зависимостей или «калибровочных связей» Y(X) [6] между биотическим показателем Y и нагрузкой на экосистему X дает возможность диагностировать различные стадии ее деградации. При этом, переменная Y рассматривается как «показатель качества» экосистемы. Как показано на обширном экспериментальном материале, целесообразнее всего в качестве аппроксимирующего уравнения регрессии использовать логистическую кривую вида:

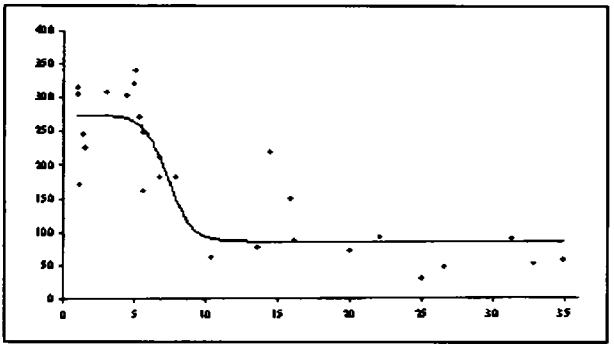
$$Y = \frac{A - a_0}{1 + exp(\alpha + \beta \cdot x)} + a_0,$$

где Y - эффект; x - доза; A – максимальный уровень; a_0 - минимальный уровень; α, β – коэффициенты [7]. Технология выделения дискретных состояний экосистемы включает формальное разбиение дозовой зависимости путем анализа дифференциальных производных [6, 15]. Прохождение критической точки означает, что данное значение параметра индицирует качественные изменения в экосистеме. Принимают, что максимум первой производной соответствует переходу экосистемы в кризисное состояние.

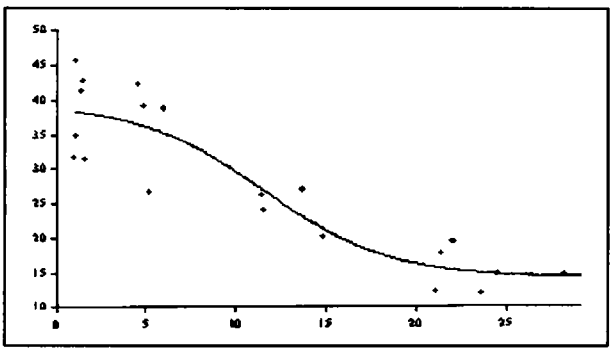
Первый максимум второй производной ограничивает зону риска, второй максимум второй производной обозначает переход к катастрофическому состоянию.

Однако такая интерпретация результатов формальной операции требует специального обоснования, поскольку прохождение критической точки может означает лишь то, что параметр в данной области изменяется значительно быстрее [7]. Для однозначной оценки необходим выбор значимого для функционирования или структурной целостности экосистемы показателя, критические изменения которого однозначно индуцируют критический переход в состоянии экосистемы.

Общий запас древостоя, м^3/га



Скорость деструкции целлюлозы в подстилке, %/месяц



Видовое богатство сосудистых растений, видов/пробную площадь

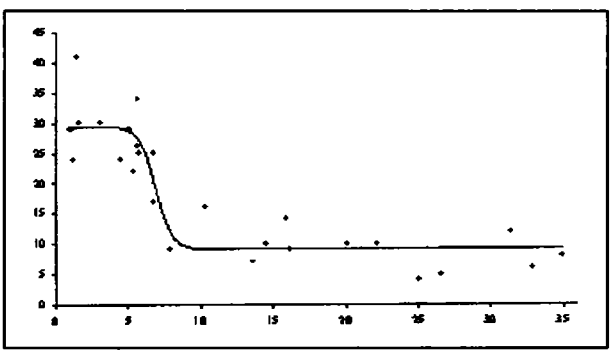


Рисунок 2. Примеры зависимостей доза-эффект для параметров состояния наземных экосистем. По оси абсцисс – индекс токсической нагрузки в условных единицах [7].

Возможно также совмещение «дозовых зависимостей» для нескольких показателей ценотического уровня, соотношение которых определяет ценотическую структуру. Изучение многолетней динамики проективного покрытия групп различных экобиоморф в травянистых сообществах березового леса на территории Восточно-Уральского следа показало резкое разнонаправленное изменение соотношения доли гемикриптофитов и криптофитов при определенной критической поглощенной дозе за «острый» период воздействия [13]. Это интерпретируется как необратимое изменение структуры фитоценоза и более объективно позволяет диагностировать переход экосистемы в другое состояние.

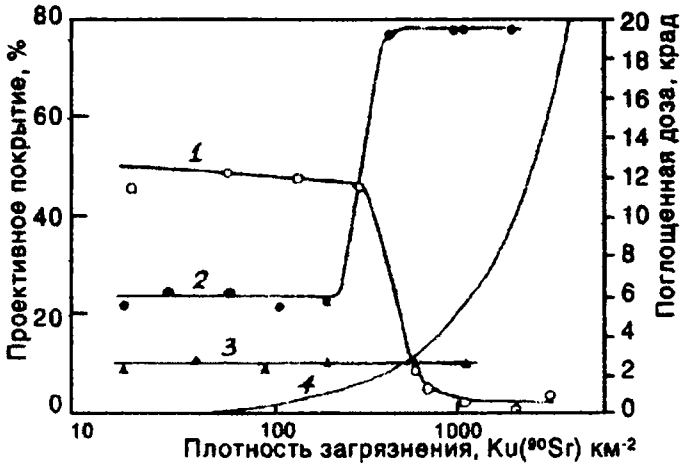


Рисунок 3. Зависимость проективного покрытия групп жизненных форм в травянистых фитоценозах на 5-6-й годы после аварии от плотности загрязнения территории и поглощенной дозы за «острый» период (4): 1 – гемикриптофиты; 2 – криптофиты, изменившие покрытие; 3 – криптофиты, не изменившие покрытие [13].

Эколого-аналитическое сопоставление форм поверхностей отклика. Изучение саморегуляции компонентов гидроценозов при возрастании воздействия токсикантов позволяет различить в реакции экосистемы несколько фаз [12].

1) Фаза неспецифической физиолого биохимической реакции, компенсаторные механизмы которой складываются за счет количественных изменений скорости обменных процессов у отдельных групп организмов и ответная реакция сходна с таковой для одновидовой системы;

2) Фаза совместного действия физиологических и экологических компенсаторных механизмов с заметным снижением видового разнообразия за счет преобладания более устойчивых к загрязнению видов и более сложным откликом системы;

3) Фаза необратимых изменений и деградации системы с обеднением видового состава и «выключением» экологических компенсаторных механизмов. Авторы метода экспериментально определяли в условиях токсикологических тестов воздействие критических концентраций загрязняющих веществ на гидробиоценоз. В качестве «отклика» системы регистрировались изменения основных биотических параметров системы. Проведение полных факторных экспериментов позволило получить в результате диаграммы поверхностей откликов, отражающие изменение биотического показателя в зависимости от концентраций комбинируемых факторов.

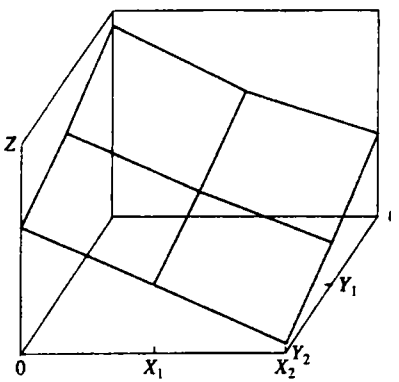


Рисунок 4. Форма поверхности отклика при неспецифической (физиологической) реакции сообщества. Z - значение биотического показателя; X, Y – концентрации токсикантов [12].

Форма поверхности отклика для одновидовой системы принималась за «эталонную» и отражала общую закономерность: чем сильнее воздействие, тем больше отрицательная ответная реакция. Обнаружено, что форма поверхности отклика природных многовидовых сообществ уклоняется от такой закономерности, носит более сложный характер и обусловлена «включением» специфических экологических компенсационных механизмов. Наблюдаемое нарушение монотонного характера отклика фиксирует переход экосистемы ко второй фазе реакции и индицирует «критические» уровни воздействия, превышение которых ведет к необратимым изменениям в ее структуре и функционировании [12].

Методика геометрического анализа поверхностей отклика, полученных в ходе факторных экспериментов, позволяет оценить потенциальные критические изменения в структуре экосистемы. На практике для определения соответствия форм двух поверхностей рассчитывают коэффициент упорядоченности поверхности отклика (КУПО), определяемый соотношением количества отклонений от «эталонной» поверхности к общему числу измеренных значений регистрируемой величины биотического показателя. КУПО = 0 при неспецифических физиологических ответных реакциях сообщества, когда не происходит глубокой перестройки видовой структуры изучаемого сообщества. КУПО = 1 фиксирует состояние системы с действующими экологическими компенсационными механизмами за счет перестройки видовой структуры.

Данная методика, основанная на получении инициируемой ответной реакции природного сообщества, по сути представляет собой экотоксикологический лабораторный эксперимент. Однако, поскольку добавки токсикантов рассматриваются только как стандартизованные внешние факторы, «зондирующие» данную систему для определения фазы ее состояния, то снимаются возражения против неадекват-

ности условий эксперимента естественным. Аналогичный методический прием получения в условиях лабораторного эксперимента «инициированного ответа» использовался для отнесения к той или иной «адаптивной зоне» природного сообщества активно функционирующих в почве микроорганизмов [10]. Смена видов при двукратном увеличении воздействия в условиях эксперимента позволяет классифицировать состояние исходного сообщества как «стрессовое». Отсутствие изменений в видовом составе после данного воздействия указывает на уже произошедшие качественные перемены и характеризует состояние сообщества в зоне «резистентности».

Анализ реакций изучаемых сообществ на основании ранее установленных закономерностей, как и в случае однозначных оценок формально-статистическими методами, позволяет исследователям не прибегать к сравнению изучаемых образцов с «контролем» и исключает проблемы, связанные с обоснованием выбора в качестве такого «контроля» незагрязненных, фоновых участков. Интерпретация произошедших изменений с разделением на стадии «физиологических» и «экологических» изменений аналогична методу [19], в котором учитываются результаты более «чистого» эксперимента, регистрируемого методами биоиндикации в природных условиях.

В целом для аналитических подходов экологическая содержательность результатов оценки тесно зависит от того, насколько выбранный в качестве «отклика» биотический показатель отражает общее состояние экосистемы. Экстраполяция данных по отдельным индикаторам на всю экосистему вызывает обоснованные возражения [7, 27]. Однозначное решение о том, что «симптомы» достаточны для окончательного «диагноза» возможно, если показана зависимость зафиксированных изменений в биотическом блоке экосистемы с проявлением ее экосистемных или утилитарных функ-

ций, выполнение которых и является критериями при оценке. По мнению некоторых исследователей, выбор показателей, изменения которых могут адекватно индицировать качественные изменения экосистемы, возможен путем экспертных оценок или с помощью математического моделирования [7, 24].

Математическое моделирование.

Одним из широко применяемых в экологии методов, который позволяет получить наиболее формализованные описания экосистем и процессов, происходящих в них, является математическое моделирование. Построение модели делает возможным проведение численных экспериментов по изучению поведения экосистемы в различных ситуациях, в том числе и при техногенном загрязнении. Это позволяет делать прогнозы развития экотоксикологических инцидентов, выявлять наиболее чувствительные компоненты, устанавливать связи между биоиндикационными показателями и функциональными характеристиками экосистемы. С помощью данного метода можно зафиксировать начало перехода количества в качество и, не дожидаясь наступления критического состояния экосистемы, осуществлять управление ситуацией.

По способу реализации можно выделить два основных типа математических моделей, использующихся в естественных науках: аналитические (эмпирические) и имитационные. Если рассматривать наиболее простую математическую модель, в которой присутствует только одна переменная X, которая зависит от одного фактора t, то ее можно представить в следующем виде: $X(t) = F(X_0, t)$, где F – некая функция, отражающая зависимость X от t.

При рассмотрении моделей, включающих более одной переменной, F является разрешающим оператором совокупности математических соотношений между переменными

и факторами. В случае, когда для F найдено точное аналитическое выражение, позволяющее для любого начального условия X_0 определить значение переменной X для любого t, модель принято считать аналитической [24].

В аналитических моделях действительные механизмы функционирования экосистем и их компонентов либо совсем не рассматриваются, либо используются очень упрощенные представления о них. Подобные модели могут использоваться при рассмотрении отдельных процессов или простых биосистем, подверженных воздействию ограниченного числа факторов. Традиционно аналитические модели применяются для формализации представлений о механизмах изучаемых процессов и носят ярко выраженный объяснительный характер. Модели этого типа обладают многими удобными с математической точки зрения свойствами, облегчающими их применение для изучения моделируемых объектов. В частности, они позволяют использовать весьма эффективные аналитические методы качественной теории дифференциальных уравнений, теории колебаний и теории бифуркаций.

В целом, аналитические модели позволяют проследить «связность» поведения отдельных характеристик биотического и абиотического компонента биогеоценоза [24, 35]. Однако, экстраполяция данных, полученных для показателей, характеризующих отдельные компоненты системы, на всю экосистему не всегда корректна.

Многие исследователи считают, что наиболее корректное выделение разнокачественных состояний экосистемы осуществимо с помощью имитационного моделирования [7, 24]. При моделировании сложных систем нахождение аналитического выражения для разрешающего оператора F часто оказывается затруднительным или в принципе невозможным. В случае, если соотношения между переменными и факторами не противоречат друг другу и их достаточно для нахождения решения, составляют алгоритм численно-

го решения уравнения или системы уравнений, формирующих модель, на компьютере. Оператор F реализуется в виде программы, с помощью которой по входным и начальным данным рассчитываются значения переменных модели. Такие модели называются имитационными. Если создана адекватная модель, то появляется возможность установления в ходе численных экспериментов значений факторов влияния, при которых система значительно меняет функциональные характеристики или структуру, что дает возможность выделять разные категории ее состояния.

Отмечается эффективность применения имитационного моделирования именно для решения практических задач экологии, когда «конечной задачей в итоге оказывается нахождение условий, в которых «интересные» человеку показатели должны достичь и «интересных» (нужных для него) соотношений» [24, цит. стр. 328]. В данном случае речь идет не о полных или «замкнутых» имитационных моделях экосистем, для построения которых требуется учет большого числа переменных, характеризующих компоненты системы и связи между ними с учетом влияния внешних факторов. Поскольку речь идет об экосистемах в «критических» состояниях, это позволяет использовать более простые модели [26]. Как пример можно привести модель, с помощью которой мы исследовали деградацию пустынной экосистемы в результате выпаса и глобального потепления [16]. В модели описывалась почасовая динамика метеопоказателей, влажности и температуры почвы и запасов органического вещества в растительном покрове. В качестве оценки состояния экосистемы использовалась продуктивность ее фитоценоза. Численные эксперименты на модели позволили оценить правомерность существующих норм выпаса скота для ситуаций хозяйственного и заповедного режимов использования территорий распространения данной экосистемы.

Применение имитационных моделей эффективно при решении самых различных проблем, связанных с биоиндикацией. Например, при использовании такой специфической

для радиоэкологии характеристики экосистем, как «радиоемкость», показана возможность оценок благополучия экосистемы через изменение показателей радиоемкости ее компонентов или факторов радиоемкости [17]. В данном случае, радиоемкость означает количество радионуклидов, которое может быть поглощено данной экосистемой без вредных последствий для ее функционирования. Если в экосистеме с известным исходным распределением радионуклида произошло его заметное перераспределение, т. е. изменение значений факторов радиоемкости, это означает наличие существенного воздействия на экосистему. Устойчивое уменьшение значений фактора радиоемкости хотя бы одного вида, не скомпенсированное ростом факторов радиоемкости других видов, является сигналом опасности для вида и экосистемы в целом. Расчеты, необходимые для оценочной экспертизы при таком подходе могут быть осуществлены именно с использованием имитационных моделей.

Комбинирование подходов. Существует методика моделирования, которая связывает имитационное моделирование и экспертные оценки для описания антропогенной трансформации тундровых ландшафтов [3]. Экспертами выбиралось минимальное число параметров, позволяющее различить типы ландшафтов в параметрическом пространстве. Типу ландшафта ставилось в соответствие множество значений выбранных параметров. Была осуществлена формализация представлений о динамике ландшафта в параметрическом пространстве (естественная сукцессия и изменения, вызванные последействием внешних воздействий) и сделано формальное описание воздействий. Ландшафт описывался вектором параметров. В модели каждому воздействию соответствовал вектор воздействия в пространстве параметров, равный разности значений параметров до и после воздействия. Описание явлений начинали с одной изолированной ячейке (территории с предполагаемой однородностью явлений). Описав фазовое пространство и правила переходов состояний в отдельной ячейке как конечный автомат, рас-

сматривали клеточный автомат в виде сетки на плоскости. Предложенная модель позволила спрогнозировать переход из одной типологической единицы ландшафта в другую под воздействием антропогенного воздействия. При этом параметризация состояний (в данном случае типов ландшафтов) и калибровка параметров проводилась на основании опроса экспертов.

Использование имитационного моделирования для выделения разнокачественных состояний экосистем ставит перед исследователями проблему унификации сбора изначальных биоиндикационных данных. Кроме того, возникает необходимость в больших объемах предварительных полевых и лабораторных исследований, которые надо провести для разработки моделей, и их высокой стоимости. Решить эти проблемы можно путем использования методологии компьютеризации исследований, которая предполагает, что еще до начала сбора информации будут выработаны требования к ее унификации и обеспечена возможность использования полученных в ходе полевых исследований данных при разработке математических моделей [16].

ВЫВОДЫ

Идентификация статуса природных экосистем в условиях техногенного давления предполагает выделение отдельных категорий их состояния, которым придается смысл последовательных стадий техногенной деградации. Биотический подход или оценка состояния экосистем по параметрам состояния биоты на практике испытывает объективные трудности. Сложности возникают при выборе параметров биоты адекватно характеризующих при заданных критериях оценки состояние всей экосистемы. Для обобщающих «качество» экосистемы характеристик невозможно реальное инструментальное измерение, а многие традиционные биотические показатели (например, индексы разнообразия) неоднозначно характеризуют систему. Кроме того, по сравнению с унифицированной и максимально од-

нозначной процедурой оценки по содержанию химических загрязнителей на основе критериев ПДК, сложности возникают при введении оценочных категорий для полученных значений (интервалов значений) биотических показателей. Представляется, что наряду со слабой стандартизацией методов измерения биотических показателей, именно сложность формализации процедуры качественной интерпретации результатов ограничивает использование методологически более обоснованных биотических показателей для оценки состояния экосистем.

В статье рассмотрены апробированные подходы к построению шкалы «норма – патология» для наземных и водных экосистем с использованием биотических показателей. Данные приемы позволяют выделять последовательные стадии техногенной деградации природных экосистем, поставив им в соответствие определенное значение или интервал значений выбранного биотического показателя или ряда скоррелированных показателей.

Проведение границы между различными градациями нарушенности возможно различными способами. Наиболее распространено отнесение того или иного значения биотического показателя к определенной градации качества на основании экспертных оценок. Необходимо отметить определенную субъективность выделения дискретных состояний (градаций качества) экспертным путем, что приводит к неоднозначным результатам оценки. Однако именно такие оценки позволяют охарактеризовать трудно измеряемые, но однозначно позволяющие оценивать состояние характеристики, как «глубина и обратимость изменений», «время релаксации», «потеря устойчивости». Более объективные оценки требуют проведения трудоемких масштабных исследований, которые представляют самостоятельный научный интерес, а не являются «инструментом» в процедурах, имеющих практическую направленность и требующих быстрых скрининговых методов.

Следует отметить, что те или иные недостатки имеются в любом из рассмотренных подходах. Так, результаты, полученные формально-статистическими методами, не могут быть корректно интерпретированы без проверки соответствующих статистических гипотез. При анализе зависимости «доза-эффект» не всегда может быть оправдано перенесение результатов, полученных для конкретных биотических показателей, на состояние всей экосистемы. Имитационные модели, признанные весьма многообещающими для оценки критических состояний, не также всегда могут быть обеспечены необходимым объемом исходных данных.

Диагностика такого сложного объекта, как экосистема, требует соблюдения оптимального баланса между объективностью и однозначностью оценки, которые обеспечиваются формальным способом ее получения, и экологическим смыслом оценки. По нашему мнению, приемлемую для практики степень формализуемости данных и экологическую содержательность оценки совмещают комплексные подходы, использующие набор разнокачественных биотических показателей, относящихся либо к разным системным уровням, либо к различным «структурообразующим» группам биоценоза. При комплексной биоиндикации объекта с показателями сопряженных системных уровней, фиксация изменений на вышележащем уровне интерпретируется как следующий этап техногенной трансформации экосистемы [19]. Совмещение биотических показателей, относящихся к «ценозообразующим» группам биоты [13] позволяет выявлять качественные изменения структуры ценозов (с изменением числа компонентов и/или связей между ними [28]), означающие фактически смену ценозов. Приемы, использующие такую интерпретацию данных, могут базироваться на биоиндикации нарушений в природных условиях или использовать методику лабораторного тестирования нативных сообществ, используя приемы токсикологии для инициации ответной реакции.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов В. А., Калабеков А. Л.* **«Планетарная экологическая система»** // М., 2002. 674 с.;

2. *Безель В. С., Большаков В. Н., Воробейчик Е. Л.* **«Популяционная экотоксикология»** // М.: Наука, 1994. 80 с.;

3. *Белотелов Н. В., Ведюшкин М. А., Богатырев Б. Г.* **«Об одном подходе к моделированию трансформации природных ландшафтов»** // Журнал Общей биологии, 1991. Т.52. № 6. 813-829 с.;

4. **«Биогеохимические основы экологического нормирования»** // М.: Наука, 1993. 304 с.;

5. *Булгаков Н. Г.* **«Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов»** // Успехи современной биологии. 2002. Т. 122. № 2. 115-135 с.;

6. *Виноградов Б. В., Орлов В. П., Снакин В. В.* **«Биотические критерии выделения зон экологического бедствия России»** // Известия РАН. Сер. География. 1993. № 5. 77-89 с.;

7. *Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонтов М. Г.* **«Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень)»** // Екатеринбург: УИФ Наука, 1994. 280 с.;

8. **«Вторжение в природную среду. Оценка воздействия»** // М.: Прогресс, 1983. 192 с.;

9. *Горленко М. В.* **«Функциональное биоразнообразие почвенных микроорганизмов: подходы к оценке»** // Перспективы развития почвенной биологии. М.: МАКС Пресс, 2001. 228-234 с.;

10. *Гузев В. С., Левин С. В.* **«Техногенные изменения сообщества почвенных микроорганизмов»** // Перспективы развития почвенной биологии. М.: МАКС Пресс, 2001. 178-219 с.;

11. *Дмитриев В. В., Фрумин Г. Т.* **«Экологическое нормирование и устойчивость природных экосистем»** // СПб., 2004. 294 с.;

12. *Домнин С. Г., Корсак М. Н., Мошаров С. А.* **«О проблеме оценки устойчивости планктонного сообщества к негативным воздействиям»** // Экология. 2005. № 4. 294-299 с.;

13. *Под ред. Ильина Л. А., Губанова В. А.* **«Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры»** // М: ИздАТ, 2001. 752 с.;

14. *Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н.* **«Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга»** // М.: НИА-Природа, 2004. 271 с.;

15. *Макаров О. А.* **«Почему нужно оценивать почву?** (Состояние/качество почвы: оценка, нормирование, управление, сертификация)» // М.: Изд-во МГУ, 2003. 259 с.;

16. *Мамихин С. В.* **«Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий)».** М., Изд-во Моск. ун-та, 2003, 172 с.;

17. *Под ред. Кутлахмедова Ю. А., Зотова В. П.* **«Медико-биологические последствия Чернобыльской аварии / Ч. I. Долгосрочные радиоэкологические проблемы Чернобыльской аварии и контрмеры»** // Киев: МЕДЭКОЛ, 1998. 172 с.;

18. «Методология оценки состояния экосистем» // Ростов-на-Дону: Изд-во ООО ЦВВР, 2000. 128 с.;

19. *Оливерусова Л.* **«Оценка состояния окружающей среды методом комплексной биоиндикации / Биоиндикация и биомониторинг»** // М.: Наука, 1991. 39-45 с.;

20. «Оценка состояния и устойчивости экосистем» // М.: ВНИИ Природа, 1992. 127 с.;

21. *Песенко Ю. А.* **«Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях»** // М.: Наука, 1982. 288 с.;

22. *Под ред. Кузина А. М.* **«Современные проблемы радиобиологии»** / *Под ред. Клечковского В. М. и др.* Т. 2. **«Радиобиология»** // М.: Атомиздат, 1971. 424 с.;

23. «Состояние и комплексный мониторинг природной среды и климата. Пределы изменений» // М.: Наука, 2001. 242 с.;

24. Федоров В. Д. «Изменения в природных биологических системах» // М.: Изд-во РАГС, 2004. 368 с.;

25. *Федоров В. Д., Сахаров В. Б., Левич А. П.* **«Количественные подходы к проблеме оценки нормы и патологии экосистем»** / **«Человек и биосфера»** // Вып.6. М.: Изв-во МГУ, 1982. 102-104 с.;

26. *Шакин В. В.* **«Биосистемы в экстремальных условиях»** // Журнал Общей биологии. 1991. Т.52. № 6. 784-791 с.;

27. *Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д.* **«Количественная гидроэкология: методы системной идентификации»** // Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.;

28. «Экосистемы в критических состояниях» // М.: Наука. 1989. 155 с.;

29. *Cate R. B. Jr., Nelson L. A.* **«A simple statistical procedure for partitioning soil test correlation data into two classes»** // Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 1971. Vol.35. 658-660 p.;

30. «ECE Critical Levels Workshop. United Nations Economic Commission for Europe. Final Draft Report» // Bad Harzburg, 1988. 146 p.;

31. *Gray J.* **«Detecting pollution induced changes in communities using the lognormal distribution of individuals among species»** // Mar. Pollut. Bull. 1981. Vol. 12. № 5. 173-176 p.;

32. *Griffiths B., Bonkowski M., Ritz K.* **«Functional stability, substrate utilization and biological indicators of soils following environmental impacts»** // Applied Soil Ecology. 2001. Vol. 16.

33. *Jones R. H., Molitoris B. A.* **«A statistical method for determining the breakpoint of two lines»** // Anal. Biochem. 1984. Vol. 141. №1. 287-290 p.;

34. *Meire P. M., Dereu J.* **«Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities»** // J. Appl. Ecol. 1990. Vol. 27. №1. 210-221 p.;

35. *Pickett S. T. A.* **«Ecological Understanding: the Nature of Theory and the Theory of Nature»** / *S. T.A. Pickert, C. G. Jones, G. Kolasa.* // New York: Academic Press, 1994. 206 p.;

36. *Rapport D. J., Regier H. A., Hutchinson T. C.* **«Ecosystem behavior under stress»** // Am. Nat. 1985. Vol. 125. 617-640 p.;

37. *Warwick R. M.* **«A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities»** // Mar. Biol. 1987. Vol.95. №2. 193-200 p.

НЕКОТОРЫЕ ВОПРОСЫ МЕТОДОЛОГИИ АНАЛИЗА РИСКА ОТ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Крышев И. И.
(ГУ «НПО «Тайфун» Росгидромета)

В основу методологии анализа радиационного риска положены следующие ключевые моменты:

• Интегральность оценки - методология анализа риска является современным средством интегральной оценки качества окружающей среды.

• Учет множественных путей воздействия - анализ риска проводится с учетом всех основных путей радиационного воздействия на человека и референтные объекты биосферы.

• Использование данных мониторинга - в качестве входных данных используются данные радиационного мониторинга за содержанием радионуклидов в компонентах окружающей среды или специальных радиоэкологических обследований.

• Моделирование – параметры, по которым отсутствуют данные наблюдений, например, данные о содержании радионуклидов в биоте, оцениваются при помощи радиоэкологических моделей.

• Практическая значимость - методология анализа риска имеет важное практическое значение для обоснования принятия решений в области радиационно-экологической безопасности и оптимизации защитных мер.

Методология анализа риска.

Применение любой технологии обуславливает не только дополнительную пользу для общества, но и приводит к дополнительным вредным последствиям для человека и окружающей среды. В идеальном случае уровень приемлемости риска должен соответствовать условию равновесия между риском и пользой от этого вида деятельности. Относительные преимущества того или иного вида хозяйственной деятельности оцениваются на основе соотношения «польза

затраты». При этом в «затраты» включают как прямые, так и косвенные затраты, в том числе обусловленные вредными последствиями для человека и окружающей среды.

Проблема определения приемлемого риска имеет социальные, экономические, психологические, экологические и другие аспекты. Два одинаковых уровня риска могут различаться по степени приемлемости, если один из них является добровольным, например, курение, а другой принудительным, например, воздействие вредных промышленных выбросов. Высокий уровень риска для отдельного человека более приемлем для общества, чем меньший риск, но для большого числа людей. Хотя и общепризнано, что ни в каких видах деятельности человека абсолютная экологическая безопасность практически не может быть достигнута, однако психологическое восприятие понятия приемлемого риска во многих случаях затруднено, особенно в отношении риска, связанного с развитием новых технологий. Как правило, общественное мнение принимает риск, связанный с привычной деятельностью, но часто отвергает такой же, и даже меньший уровень риска, возникающий в новых областях деятельности человека. Для ионизирующего излучения основополагающим принципом ограничения риска является стремление удержать дозу облучения на столь низком уровне, насколько это разумно достижимо (принцип ALARA- as low as reasonably achievable).

В соответствии с НРБ-99 [1] радиационный риск представляет вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения. В контексте воздействия на человека ионизирующего излучения эта вероятность включает в себя [2-4]:

• вероятность возникновения процессов и событий, которые могут привести к радиационному воздействию;

• вероятность того, что человек может подвергнуться определенной дозе облучения;

• вероятность того, что радиационное воздействие вызовет вредный эффект.

Кроме радиационного риска для человека используется более широкое понятие экологического (радиоэкологического) риска, определяемого как вероятность неблагоприятных для человека и объектов биосферы последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды. В общем случае радиоэкологический риск является многомерной характеристикой (таблица 1), включающей уровни радиоактивного загрязнения окружающей среды, величины поглощенной и эффективной дозы, биологическое действие ионизирующего излучения, а также медико-биологические, социально-экономические и экологические факторы [5]. Для оценки радиоэкологического риска, являющейся функцией многих параметров может быть использована методика многокритериального анализа [6]. Однако, на практике в качестве начального этапа анализа радиационного риска обычно используется упрощенное («одномерное») понятие радиационного риска как вероятности стохастических эффектов облучения, которому мы и будем следовать в настоящем докладе.

Таблица 1.

Факторы и компоненты радиоэкологического риска.

Факторы	Компоненты
Физические	Уровни загрязнения окружающей среды радионуклидами Поглощенная доза
Биофизические	Эффективная доза Форма зависимости «доза-эффект»
Биологические	Радиочувствительность Состояние систем репарации
Медицинские	Вероятность вредных эффектов для здоровья Потери продолжительности жизни
Социально-экономические	Коллективная доза Стоимость единицы дозы Ущерб от радиоактивного загрязнения Восприятие риска
Экологические	Снижение качества окружающей среды Нарушение экологического баланса радионуклидов

При рассмотрении и сравнительном анализе различных источников опасности для человека можно в первом приближении использовать классификацию источников риска, предложенную в работе [7]. Средний риск смерти от болезней и старения составляет около 10^{-2} на человека в год (таблица 2). Общий риск смертельных исходов в результате всех видов естественных катастроф составляет в среднем 10^{-5} на человека в год, т. е. 0.1 % от риска смерти от болезней и старения. Минимальный фиксируемый риск соответствует отдельным небольшим событиям, происходящим в естественной среде обитания человека и составляет 10^{-8} в год. Риск, обусловленный поступлением радионуклидов в окружающую среду вследствие штатных выбросов АЭС составляет 10^{-6}, что на два порядка ниже радиационного риска от естественного фона [5]. Самые высокие техногенные уровни риска связаны с последствиями тяжелых аварий.

Таблица 2.

Масштабы риска смерти (на человека в год)

Диапазон риска	Причина риска
10^{-8}	Естественная среда обитания
10^{-7}	Излучение телевизоров
10^{-6}	Выбросы АЭС (нормальная эксплуатация)
10^{-5}	Все виды естественных катастроф; общественный транспорт
10^{-4}	Естественный радиационный фон*; радон
10^{-3}	Несчастные случаи (в среднем); автомобиль
10^{-2}	Болезни (все население); курение Тяжелая радиационная авария (ближняя зона Чернобыльской АЭС)

Примечание. * условная оценка на основе беспороговой гипотезы линейной зависимости «доза-эффект».

В основе радиационной парадигмы при анализе и управлении радиационным риском лежат следующие принципы [1-4]:

• не превышение допустимых пределов индивидуальной дозы от всех источников излучения (принцип нормирования);

• запрещение всех видов деятельности по использованию источников излучения, при которых полученная для человека и общества польза не превышает риск возможного вреда, причиненного дополнительным облучением (принцип обоснования);

• поддержание на возможно низком и достижимом уровне с учетом экономических и социальных факторов индивидуальных доз облучения и числа облучаемых лиц при использовании любого источника излучения (принцип оптимизации).

Снижение риска до возможно низкого уровня (оптимизацию) предлагается осуществлять с учетом следующих обстоятельств:

• Предел риска регламентирует потенциальное облучение от всех возможных источников. Поэтому для каждого источника при оптимизации устанавливается граница риска;

• При снижении риска потенциального облучения существует минимальный уровень риска, ниже которого риск считается пренебрежимым, и дальнейшее снижение риска не целесообразно.

Предел индивидуального риска для техногенного облучения лиц из персонала принимается равным 10^{-3} за год, а для населения $5x10^{-5}$ за год [1]. Уровень пренебрежимого риска разделяет область оптимизации риска и область приемлемого риска и составляет 10^{-6} за год (таблица 3).

Таблица 3.

Критерии уровней годового риска.

Неприемлемый риск	$> 10^{-3}$
Приемлемый риск для профессионалов	$10^{-4} – 10^{-3}$
Приемлемый риск для населения	$10^{-5} – 10^{-6}$
Пренебрежимый риск	10^{-6}

Функциональная схема анализа риска.

Функциональная схема оценки радиационного риска включает в себя следующие элементы [5, 8, 9]:

Идентификацияопасности/источниковриска.Консервативно предполагается, что потенциально все радионуклиды, поступающие в окружающую среду, могут быть источниками радиационного риска. С учетом принципа необходимости учета множественных источников и путей радиационного воздействия первоначально рассматриваются все возможные источники радиационного воздействия: выбросы и сбросы радионуклидов радиационно опасными объектами, загрязненные радионуклидами природные среды, возможность радиационного воздействия вследствие трансграничного переноса радионуклидов. Особое внимание уделяется анализу возможных источников аварийного радиационного воздействия при различных сценариях аварий, включая природные катастрофы.

Анализ данных радиационного мониторинга и переноса радионуклидов в окружающей среде. На этом этапе анализируются и обобщаются данные мониторинга о содержании радионуклидов в атмосфере, почве, воде, донных отложениях и биоте на изучаемой территории. Определяются референтные объекты окружающей среды для последующего анализа радиационного риска с учетом принципа множественных путей радиационного воздействия. В случае необходимости проводится дополнительное радиоэкологическое обследование территории. Выполняются модельные оценки содержания радионуклидов в референтных объектах

и пищевых цепочках. Наряду со штатными ситуациями рассматриваются различные аварийные сценарии, для которых возможно значительное радиоактивное загрязнение объектов окружающей среды.

Оценка дозы. Определяются возможные пути и продолжительность радиационного воздействия. Составляются модели оценки дозы для человека и референтных объектов биоты. Оцениваются значения параметров дозиметрических моделей. Выполняются расчеты дозы с учетом множественных путей радиационного воздействия. Оценки дозы производятся как в штатных условиях, так и для различных аварийных сценариев.

Категоризация риска. На основе оценок дозы и постулируемого типа зависимости «доза – эффект» выполняются интегральные оценки радиационного риска для человека и референтных объектов биоты. Расчеты риска выполняются при ряде предположений и упрощений, включая существенную экстраполяцию данных о зависимости «доза – эффект» в область малых доз. Обычно постулируется линейный характер такой зависимости для стохастических эффектов ионизирующей радиации. При этом коэффициент радиационного риска для населения при однородном облучении всего тела человека составляет 7.3×10^{-2} $Зв^{-1}$ (при дозе менее 200 мЗв/год) [1, 2] и включает оценки риска от фатальных канцерогенных эффектов, серьезных наследственных эффектов и не фатальных канцерогенных эффектов (таблица 4). Наряду с количественной оценкой риска при категоризации производится интерпретация полученных результатов, включая выявление ограничений и неопределенностей используемых моделей и данных. Оцененные риски могут представляться различными способами: в виде фатальных случаев или частоты заболеваний, индивидуальных или популяционных, для профессиональных работников или населения, относительных или абсолютных рисков и т.д. Сравнение оцененных рисков с другими существенными (релевантными) рисками также составляет часть категоризации риска.

Таблица 4.

Коэффициенты риска стохастических эффектов ионизирующей радиации для населения, 10^{-2} $Зв^{-1}$ [1, 2]

Фатальные канцерогенные эффекты	Не фатальные канцерогенные эффекты	Серьезные наследственные эффекты	Суммарный вред
5.0	1.0	1.3	7.3

Управление риском. На этой стадии результаты оценки риска используются для принятия решения о степени снижения или необходимости ограничения радиационного риска. При этом наряду с оцененными величинами риска учитываются сопутствующие неопределенности полученных оценок. Величины приемлемого риска могут выражаться через производные параметры, такие как пределы допустимых выбросов или допустимые удельные активности радионуклидов. Такие производные параметры рассчитываются исходя из принятых уровней приемлемого риска на основе анализа модельных сценариев облучения. В процессе управления риском наряду с оцененными рисками учитываются экологические, экономические и социальные факторы. В основе управления риском лежат сформулированные выше принципы радиационной парадигмы: нормирования, обоснования и оптимизации [1-4, 9].

Шкала рисков для управления стохастическими рисками включает:

• Уровень недопустимого (чрезмерного) риска, который является неприемлемым вне зависимости от стоимости работ необходимых для снижения риска и каких либо других обстоятельств. Значение пожизненного риска фатальных канцерогенных эффектов в диапазоне от 10^{-1} до 10^{-3} обычно признается недопустимым. Конкретное его значение зависит от условий облучения. Для штатных ситуаций эксплуатации техногенных источников облучения обычно принимается, что величина пожизненного риска не должна превышать уровень 10^{-3}.

• Уровень пренебрежимого риска, являющегося настолько низким, что не требуется никаких специальных мер по его снижению. Этот уровень риска соответствует годовой дозе облучения менее 10 мкЗв/год, или 1 % от допустимого предела дозы. Соответствующий уровень пожизненного риска оценивается в $4x10^{-5}$.

• Риски, лежащие между недопустимым и пренебрежимым уровнями являются приемлемыми, если они удовлетворяют принципу ALARA. Важно подчеркнуть, что риски, удовлетворяющие принципу ALARA могут изменяться в зависимости от конкретной радиационной ситуации и экономических условий. Риски, значения которых ниже недопустимого уровня, но не удовлетворяют принципу ALARA, в большинстве случаев не рассматриваются как приемлемые. Вместе с тем в процессе управления риском не ставится задача снижения радиационного риска до пренебрежимо малого уровня.

Пространственные масштабы анализ риска.

Анализ радиационного риска для радиационно опасных объектов производится на различных пространственных масштабах. Для получения эффективных оценок каждая компонента риска должна быть адаптирована к проблемам соответствующего пространственного масштаба. Например, для короткоживущих радионуклидов, как правило, оценка риска может быть произведена на локальном уровне, т.е. непосредственно в зоне наблюдений вокруг радиационно опасного объекта. Перенос долгоживущих радионуклидов в компонентах окружающей среды может потребовать рассмотрения как на локальном уровне, так и в масштабе более протяженного региона, а для некоторых радионуклидов (трития, углерода-14, криптона-85) требуется оценка риска с учетом их глобального распространения. Оценка риска тяжелой радиационной аварии должна производиться не только в локальном и региональном, но и в глобальном пространственном масштабе.

Критерии оценки экологического риска.

Методология анализа риска имеет важное значение не только для обеспечения радиационной безопасности человека, но и других видов биосферы. Основными целями охраны окружающей среды от воздействия ионизирующего излучения являются [10]:

Предотвращение или уменьшение частоты эффектов, которые могут привести к преждевременной смертности или снижению репродуктивного потенциала у отдельных видов животных и растений;

Сохранение видов, поддержание биоразнообразия, или сообществ живых организмов, а также надлежащего качества среды обитания.

В связи с огромным видовым разнообразием биосферы и практической невозможностью оценить радиационное воздействие на каждый вид биоты методология радиационной безопасности окружающей среды разрабатывается для сравнительно небольшого числа референтных видов [10, 11]. Предполагается, что в дальнейшем результаты исследований для референтных видов могут стать основой для анализа экологическогих рисков и управления ими для биоты в целом.

Одним из важных условий эффективного анализа экологических рисков является выбор адекватных рассматриваемым задачам критериев оценки риска. В общем случае к критериям оценки экологического риска предъявляют следующие требования: возможность однозначного определения, согласованность с пространственными масштабами и особенностями временной динамики исследуемых процессов, соответствие распределению дозы, измеряемость, широкая применимость, стандартность, низкая природная вариабельность, существование экспериментальной базы данных,

диагностичность, пригодность для прогноза, чувствительность к оценке риска, экологическая и социальная значимость [8, 12]. В настоящее время отсутствуют универсальные критерии оценки экологического риска, удовлетворяющие всем перечисленным требованиям.

Для оценки экологического риска используются показатели, относящиеся к трем уровням организации биоты: организменному, популяционному и биоценотическому (таблица 5). В соответствии с принципом функциональной интеграции [13] при усложнении структуры биосистем возникают новые свойства, поэтому экспериментальные данные, полученные при оценке риска для одного структурного уровня биосистем, нельзя полностью переносить на другой уровень организации биоты.

Для организмов наиболее распространенным показателем для оценки радиационного воздействия является ЛД50 летальная доза, при которой погибает половина особей в исследуемой группе. В качестве экспериментальной базы используются в основном результаты острых и хронических лабораторных одновидовых тестов. Не решена проблема оценки риска при переходе от лабораторных условий к полевым, т. е. данный подход требует проверки в натурных условиях.

Для популяций наиболее распространенным показателем состояния является численность или биомасса вида. Эта характеристика популяции, как правило, может быть определена стандартными методами, имеет высокую экологическую и социальную значимость, обладает чувствительностью к источнику риска, может быть спрогнозирована при помощи математической модели, однако она обладает в ряде случаев высокой природной вариабельностью, что затрудняет идентификацию эффектов радиационного воздействия.

Таблица 5.

Показатели состояния биоты для оценки экологического риска.

Требования к критериям оценки риска	Организмы		Популяции		Сообщества	
	Смертность	Рост, плодовитость, аномалии развития	Численность	Эколого-физиологические параметры	Видовое разнообразие	Стабильность сезонной сукцессии
Измеряемость	+	+	+	+	+	+
Применимость	+	+	+	+	+	+
Стандартность	+		+		+	
Низкая вариабельность					+	+
Диагностичность			+			
Прогностичность	+	+	+			+
Чувствительность к типу риска	+	+		+	+	+
Наличие данных: Лабораторные Полевые условия	+	+	+	+	+	+
Социальная и экологическая значимость			+		+	+
Соответствие масштабам процессов			+	+	+	+

Эколого физиологические параметры популяций (рождаемость, смертность, продуктивность, возрастная структура, заболеваемость и т. д.) могут быть получены в полевых условиях, однако для многих видов это является значительно более трудной задачей, чем определение численности. Вместе с тем данные параметры имеют весьма важное значение для построения моделей экосистем, многие из них обладают высокой чувствительностью к источникам риска [14].

Одним из важнейших интегральных параметров состояния сообществ (биоценозов) является видовое разнообразие. Разнообразие видов обычно рассматривается в двух аспектах: общее число видов в сообществе (видовое богатство); относительное распределение видов по численности или биомассе. Для количественного описания видового разнообразия предложен ряд показателей [13].

Одной из определяющих характеристик устойчивости экосистемы является стабильность процессов сезонной смены видов (сезонной сукцессии). Методы теории временных рядов позволяют определить в динамике системы регулярные статистически достоверные циклы и их амплитудно фазовые характеристики на фоне случайных шумов. Наличие таких регулярных циклов позволяет, в свою очередь, ввести "экологическое время", или "часы сукцессии" системы, отклонения от которых являются объективным количественным критерием степени нарушенности экологического равновесия [5, 15].

При оценке экологического риска могут быть использованы также некоторые специальные показатели, ориентированные на решение определенной природоохранной задачи, например, показатели интегральной антропогенной нагрузки, учитывающие действие суммы факторов техногенного воздействия [14].

Примеры оценки радиационного риска.

Анализ радиационного риска для населения п. Новогорный. Поселок Новогорный расположен вблизи радиохимического комбината "Маяк", на расстоянии 4 км от озера Карачай используемого в качестве накопителя жидких радиоактивных отходов, и содержащего 4.4×10^{18} Бк долгоживущих радионуклидов. В поселке проживает около 8 тыс. жителей. Для энергообеспечения комбината и местных жителей используется Аргаяшская ТЭЦ, расположенная в северо западной части поселка.

Уровни радиоактивного загрязнения в поселке Новогорный сформировались в результате многолетней деятельности радиохимического комбината «Маяк», начиная с 1948 г. Значительное воздействие на формирование зоны радиоактивного загрязнения оказали газоаэрозольные выбросы комбината в начальный период его эксплуатации, радиационная авария на хранилище жидких радиоактивных отходов в сентябре 1957 г., вторичный ветровой перенос радионуклидов с берегов озера Карачай весной 1967 г. и в другие годы.

Оценка радиационного риска производилась в соответствии с [1-4], с учетом множественных путей облучения вследствие ингаляции воздуха, потребления местных сельскохозяйственных продуктов и рыбы, внешнего облучения [5, 16, 17]. В качестве исходных использовались данные радиационного мониторинга, а также расчетные оценки содержания радионуклидов в компонентах окружающей среды.

В поселке Новогорный уровни загрязнения почвы ^{90}Sr изменяются в пределах 3-130 кБк/м^2, составляя в среднем 27 кБк/м^2, что в 15 раз выше фонового уровня (таблица 6). Загрязнение почвы ^{137}Cs в среднем в 3.7 раза выше по сравнению со ^{90}Sr. Уровни загрязнения почвы ^{137}Cs изменяются в пределах 20-360 кБк/м^2, составляя в среднем 100 кБк/м^2, что почти в 40 раз выше регионального фона. Плотность загрязнения почвы радиоизотопами Pu изменяется в пределах 0.04-4.7 кБк/м^2, составляя в среднем 1.7 кБк/м^2.

Таблица 6.

Содержание радионуклидов в компонентах окружающей среды и продуктах питания в районе п. Новогорный.

Компонент	Размерность	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$
Почва	кБк/м^2	27 (3-130)	100 (20-360)	1.7 (0.04-4.7)
Вода озера	Бк/л	1.4 (0.7-5)	0.10 (0.05-0.14)	0.002-0.005
Рыба (мышцы)	Бк/кг	2.5		
Молоко	Бк/л	2.1	12	
Говядина	Бк/кг	0.57	92	
Хлеб	Бк/кг	0.12	3.0	
Картофель	Бк/кг	0.5	11	

Среднегодовые концентрации радионуклидов в приземном воздухе поселка составляют (таблица 7): ^{90}Sr, $3x10^{-4}$ Бк/м^3; ^{137}Cs, 10^{-4} Бк/м^3, ^{239}Pu, $4x10^{-5}$ Бк/м^3, что значительно выше фоновых концентраций, однако заметно ниже допустимых значений. Наряду с техногенными радионуклидами в приземном воздухе наблюдались радионуклиды естественного происхождения: ^{210}Po, ^{210}Pb, ^{232}Th, ^{238}U, что, вероятно, является следствием выбросов в атмосферу от Аргаяшской ТЭЦ [5, 16].

Таблица 7.

Среднегодовые концентрации радионуклидов в приземном воздухе п. Новогорный, Бк/м^3.

Радионуклид	Удельная активность	$ДОА_{нас}$
^{3}H	12	$1.9x10^{3}$
^{60}Co	$2x10^{-5}$	$1.1x10^{1}$
^{90}Sr	$3x10^{-4}$	2.7
^{137}Cs	10^{-4}	$2.7x10^{1}$
^{210}Po	10^{-5}	$3.4x10^{-2}$
^{210}Pb	$6x10^{-5}$	0.11
^{232}Th	$2x10^{-6}$	$4.9x10^{-3}$
^{238}U	$3x10^{-6}$	$4.0x10^{-2}$
^{239}Pu	$4x10^{-5}$	$2.5x10^{-3}$

Согласно расчетным оценкам основной вклад в формирование дозы внутреннего облучения от ингаляции дает ^{239}Pu, около 72 % от суммарной ингаляционной дозы. Далее по значимости идут ^{232}Th 15 %, ^{210}Pb и ^{3}H по 4 %. Среднегодовое значение мощности дозы от ингаляции составляет около 50 мкЗв, что ниже действующих нормативов.

Величина дозы от потребления загрязненных радионуклидами местных пищевых продуктов в среднем составляет около 300 мкЗв/год. Основной вклад в эту дозу дает потребление молока (38%), мяса (23%), рыбы (16%) и картофеля (14%). Вклад ^{137}Cs в дозу внутреннего облучения в 1.4 раза выше по сравнению со ^{90}Sr, вследствие более высокого содержания ^{137}Cs в местных продуктах.

Величина дозы внешнего облучения от радиоактивного загрязнения местности техногенными радионуклидами, в основном ^{137}Cs, составляет в среднем 0.1 мЗв/год.

Суммарная эффективная доза от радиоактивного загрязнения окружающей среды в среднем для жителей п. Новогорный составляет около 0.5 мЗв/год. Уровень радиационного риска при этом в среднем составляет $3x10^{-5}$ (таблица 8), что ниже предела индивидуального пожизненного риска для населения по НРБ-99 [1] для техногенного облучения в течение года. Диапазон изменений в оценке радиационного риска для техногенного облучения в течение года составляет $(1\text{-}13)x10^{-5}$. Величина пожизненного радиационного риска (при консервативном предположении о техногенном радиационном воздействии на современном уровне в течение 70 лет) составляет в среднем $2x10^{-3}$. С учетом значительной неопределенности представленных оценок риска, необходимо проведение дополнительных исследований по уточнению уровней радиационного риска, включая его верхнюю границу, для получения достаточной информации по обоснованию принятия решений по обеспечению радиационной безопасности населения и оптимизации защитных мер. При

этом наряду с радиационными рисками следует также проанализировать риски от химического загрязнения окружающей среды в п. Новогорный, связанные с выбросами Аргаяшской ТЭС и другими антропогенными источниками.

Таблица 8.

Оценка риска для населения п. Новогорный от годового радиационного воздействия, обусловленного радиоактивным загрязнением окружающей среды.

Источник облучения	Среднее значение	Интервал изменений
Загрязнение воздуха	3.7×10^{-6}	$(1\text{-}10) \times 10^{-6}$
Загрязнение местных продуктов	2.2×10^{-5}	$(0.6\text{-}10) \times 10^{-5}$
Внешнее облучение	7.3×10^{-6}	$(0.3\text{-}2) \times 10^{-5}$
Сумма (округленно)	3×10^{-5}	$(1\text{-}13) \times 10^{-5}$

Оценка радиационного риска для рыб.

Ниже представлены оценки дозы и радиационного риска для рыб в реках Теча и Исеть, загрязненных в результате радиоактивных сбросов ПО «Маяк», на примере щуки *Esox* lucius [18]. Обобщенные данные о содержании радионуклидов в воде, донных отложениях и рыбе представлены в таблице 9 [15-23]. Эти данные использовались при оценках дозы на разные стадии онтогенеза щуки: икра, личинки, мальки, неполовозрелая и взрослая рыба.

Таблица 9.

Обобщенные данные о содержании радионуклидов в компонентах речной системы Теча – Исеть, Бк/кг.

Река	Вода		Донные отложения	Рыба	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Теча (верховье)	12	0.8	2.0·105	510	300
Теча (устье)	7	0.06	200	340	70
Исеть	1	0.01	120	50	2.5

Оценки дозы для щуки производились по методам, изложенным в [24-26]. Икринка щуки представлялась в форме сферы радиусом 0.4 мм; личинка – в форме цилиндра длиной 0.5 см; малек – цилиндром длиной 5 см, неполовозрелые рыбы при весе 100 г – цилиндром длиной 20 см, взрослые половозрелые рыбы при весе 1500 г – цилиндром длиной 50 см [27].

Оценки суммарной мощности внутреннего и внешнего облучения щуки в различных частях речной системы представлены в таблице 10.

Таблица 10.

Оценки мощности дозы облучения щуки на разных стадиях онтогенеза в речной системе Теча-Исеть-Тобол-Иртыш, Гр/сутки.

Река	Икра	Личинки	Мальки	Взрослые неполовозрелые	Взрослые половозрелые
Теча (верховье)	$7.7 \cdot 10^{-6}$	$3.1 \cdot 10^{-4}$	$3.1 \cdot 10^{-4}$	$3.0 \cdot 10^{-4}$	$2.8 \cdot 10^{-4}$
Теча (устье)	$4.4 \cdot 10^{-6}$	$1.9 \cdot 10^{-6}$	$2.9 \cdot 10^{-6}$	$4.2 \cdot 10^{-6}$	$5.8 \cdot 10^{-6}$
Исеть	$1.1 \cdot 10^{-6}$	$4.2 \cdot 10^{-7}$	$5.6 \cdot 10^{-7}$	$7.3 \cdot 10^{-7}$	$9.0 \cdot 10^{-7}$

Для внутреннего облучения основными дозообразующими радионуклидами являются ^{90}Sr и ^{137}Cs. В большинстве случаев вклад ^{90}Sr в дозу внутреннего облучения щуки являлся более значимым по сравнению с ^{137}Cs. Для внешнего облучения основной вклад в техногенную дозу дает ^{137}Cs.

Наиболее высокие уровни мощности дозы для щуки имеют место в верховьях Течи (0.3 мГр/сутки), в устье Течи они снижаются в 50 раз, в Исети – в 330 раз, по сравнению с дозами в верховьях Течи.

Показано, что при дозе облучения щуки 2-3 Гр/год в промышленном водоеме ПО "Маяк" количество аномальных личинок щуки составляет 0.13, что значимо выше по сравнению с контролем (0.011) [28]. При этом популяция щуки, обитающая в загрязненном водоеме сохраняет свою жизнеспособность. Используя величину дозы 2.5 Гр/год, в качестве значения, при котором значимо проявляются аномалии

развития в потомстве щуки, и данные таблицы 10, можно приближенно оценить уровни техногенного радиационного риска для популяции щуки в речной системе Теча – Исеть (таблица 11).

Таблица 11.

Оценки радиационного риска для популяции щуки по критерию аномалий развития в ее потомстве в речной системе Теча-Исеть.

Река	Уровень риска (количество аномальных личинок щуки)
Теча (верховье)	$5 \cdot 10^{-3}$
Теча (устье)	$1.2 \cdot 10^{-4}$
Исеть	$1.3 \cdot 10^{-5}$

Сравнивая полученные оценки дополнительного радиационного риска с величиной аномальных личинок щуки в контрольном водоеме (0.011), можно сделать вывод об относительно небольшой величине радиационного риска для щуки даже для верховий реки Теча.

Заключение.

Ключевыми моментами методологии являются: интегральность оценки, учет множественных путей воздействия на человека и референтные объекты биосферы, использование результатов радиационного мониторинга окружающей среды и радиоэкологических обследований в качестве входных данных для анализа риска, использование радиоэкологических моделей для оценки недостающих данных, практическая значимость для обоснования принятия решений в области радиационно-экологической безопасности и оптимизации защитных мер.

В общем случае радиоэкологический риск является многомерной характеристикой, включающей уровни радиоактивного загрязнения окружающей среды, величины поглощенной и эффективной дозы, биологическое действие ионизирующего излучения, а также медико-биологические, социально-экономические и экологические факторы. На практике

в качестве начального этапа анализа радиационного риска обычно используется упрощенное («одномерное») понятие радиационного риска как вероятности стохастических эффектов облучения.

В основе радиационной парадигмы при анализе и управлении радиационным риском лежат принципы нормирования, обоснования и оптимизации. Предел риска регламентирует потенциальное облучение от всех возможных источников. Для каждого источника при оптимизации устанавливается граница риска.

Функциональная схема оценки радиационного риска включает в себя следующие элементы: идентификация опасности/источников риска, анализ данных радиационного мониторинга и переноса радионуклидов в окружающей среде, оценка дозы, категоризация риска, управление риском. Наряду с оцененными величинами риска учитывается сопутствующие неопределенности полученных оценок.

Шкала рисков для управления стохастическими рисками включает: уровень недопустимого (чрезмерного) риска, который является неприемлемым вне зависимости от стоимости работ необходимых для снижения риска и каких либо других обстоятельств; уровень пренебрежимого риска, являющегося настолько низким, что не требуется никаких специальных мер по его снижению; риски, лежащие между недопустимым и пренебрежимым уровнями являются приемлемыми, если они удовлетворяют принципу ALARA. Риски, удовлетворяющие принципу ALARA могут изменяться в зависимости от конкретной радиационной ситуации и экономических условий. Риски, значения которых ниже недопустимого уровня, но не удовлетворяют принципу ALARA, в большинстве случаев не рассматриваются как приемлемые. Вместе с тем в процессе управления риском не ставится задача снижения радиационного риска до пренебрежимо малого уровня.

Представлены примеры оценки радиационного риска для населения и биоты.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **«Нормы радиационной безопасности»** // (НРБ-99) (1999). СП 2.6.1.758-99. Минздрав России;

2. **ICRP Publication 60 (1991). 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection** // Oxford: Pergamon Press;

3. **IAEA (1996). International Atomic Energy Agency. International Basic Safety Standards for Protection Against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series** No. 115 (International Atomic Energy Agency, Vienna);

4. **NCRP (2005). National Council on Radiation Protection and Measurements. Approaches to Risk Management in Remediation of Radioactively Contaminated Sites, NCRP Report** No. 146 (National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, Maryland);

5. *Крышев И. И., Рязанцев Е. П.* **«Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России»** // 2000. Москва: «Издат»;

6. *Сазыкина Т. Г., Крышев И. И.* **«Многокритериальный анализ радиационно-экологической безопасности при обращении с радиоактивными отходами. Ядерная энергетика. Известия высших учебных заведений»** // 2006, N 1, 39-45 с.;

7. *Ковалев Е. Е.* **«Концепция приемлемого риска и проблема безопасности населения» / Экология АЭС** // (1992) Москва: ИАЭ им. И. В. Курчатова, 7-16 с.;

8. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* **«Критерии оценки экологического риска / Эколого-геофизические аспекты ядерных аварий»** // (1992) Москва: Гидрометеоиздат, 160-168 с.;

9. **NCRP (2002). National Council on Radiation Protection and Measurements. Risk-Based Classification of Radioactive and Hazardous Chemical Wastes, NCRP Report** No. 139 (National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, Maryland);

10. **МКРЗ (2004). Международная Комиссия по Радиологической Защите. Публикация 91. Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека.** Перевод с английского. Москва: Изд. «Комтехпринт»;

11. *Sazykina T. G., Strand P. X., Brown J. E. (2002).* **Representative species of marine biota in the Arctic for radioecological assessment and monitoring. Proceedings from "The 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic"** (St.Petersburg, Russia, 16-20 June 2002). Printed by Norwegian Radiation Protection Authority, 109-112 p. ;

12. *Suter II, G.W. (1990).* **Endpoints for regional risk assessments. Environmental Management.** Vol.14, N 1, 9-23 p.;

13. *Одум Ю. (1975).* **«Основы экологии».** Перевод с английского. // Москва: Мир, 1975;

14. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. (1990).* **«Имитационные модели динамики экосистем в условиях антропогенного воздействия ТЭС и АЭС».** // Москва: «Энергоатомиздат»;

15. *Горбенко Ю. А., Крышев И. И. (1985).* **«Статистический анализ динамики морской экосистемы микроорганизмов».** // Киев: «Наукова Думка»;

16. *Крышев И. И., Романов Г. Н., Сазыкина Т. Г. и др. (1997).* **«Радиоэкологические проблемы Южного Урала».** // Москва: «Российское Ядерное Общество»;

17. *Kryshev, I.I., Romanov, G.N., Sazykina et al. (1998).* **Environmental Contamination and Assessment of Doses from Radiation Releases in the Southern Urals. Health Physics.** 74 (6): 687-697 p.;

18. *Kryshev, A. I., Kryshev, I. I. (2005).* **Estimation of dose and radiation risk for pike (Esox lucius) in the river system Techa – Ob. Proceedings of the 2nd International Conference on Radioactivity in the Environment**, 150-153 p.;

19. *Trapeznikov A.V., Pozolotina V. N., Chebotina M.Ya. et al. (1993).* **Radioactive Contamination of the Techa River, the Urals. Health Physics**, 65, 481-488 p. ;

20. *Трапезников А. В., Трапезников В. Н. (2006).* **«Радиоэколо-гия пресноводных экосистем».** // Екатеринбург: Изд-во УрГСХА;

21. *Мартюшов В. В., Спирин Д. А., Базылев В. В. и др. (1997).* **«Радиоэкологические аспекты поведения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах верхнего течения реки Теча».** Экология, 5, 361-368 с.;

22. *Kryshev I. I., Romanov G. N., Chumichev V. B. et al. (1998).* **Radioecological consequences of radioactive disharges into the Techa River on the Southern Urals.** Journal of Environmental Radioactivity, 38 (2), 195-209 p.;

23. *Nikitin A. I., Chumichev V. B., Valetova N. K. et al. (2007).* **The current content of artificial radionuclides in the water of the Tobol – Irtysh river system (from the mouth of the Iset River to the confluence with the Ob River.** Journal of Environmental Radioactivity, 96 (1-3), 138-143 p.;

24. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. (1986).* **«Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах».** Москва: «Энергоатомиздат»;

25. *Kryshev A. I., Sazykina T. G., Strand P. and Brown J. E. (2002).* **Radioecological model for dose estimation to Arctic marine biota. Proceedings of the 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic,** 326-329 p.;

26. *Woodhead D. S. (2000).* **Environmental Dosimetry: The Current Position and the Implications for Development a Framework for Environmental Proyection.** R & D Technical Report P350, Environmental Agency, Bristol, UK;

27. *Никонов Г. И. (1965).* **Щука Обь-Иртышского бассейна.** Тюмень: «Средне-Уральское изд-во»;

28. *Смагин А. И. (1996).* **Радиоэкологические особенности водоема-хранилища отходов радиохимических заводов и состояние популяции обитающей в нем щуки (Esox lucius).** «Вопросы радиационной безопасности», 2, 35-44 с.

УДК550.4.574-9

СИСТЕМА ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ

Былкин Б. К. (ИАЭ), Егоров Ю. А. (МХО «Интератомэнерго»), Емельянов А. Г. (ТвГУ), Карабань Р. Т. (ИГКЭ), Кириллов В. Ф. (НПО «Радон») Николаевский В. С. (МГУЛ), Суздалева А. Л. (МЭИ)

Обеспокоенность складывающейся в России неблагоприятной для жизни людей и существования природных систем обстановкой в окружающей среде, не действенность природоохранных мер, принимавшихся различными ведомствами, привели к необходимости принять более серьезные меры по природоохране: в 1991 г. был принят Федеральный Закон РФ «Об охране окружающей природной среды». Этот Закон, призванный способствовать формированию и укреплению экологического правопорядка и обеспечению экологической безопасности на территории Российской Федерации «с целью выявления и принятия необходимых и достаточных мер по предупреждению возможных неприемлемых для общества экологических и связанных с ними социальных и других последствий реализации хозяйственной и иной деятельности»)* на территории России предусмотрел проведение процедуры оценки воздействия проектируемой деятельности на окружающую среду (процедура ОВОС))**. Эта процедура предназначалась, прежде всего, для потенциально опасных для окружающей среды проектов деятельности и предусматривала разработку в составе проекта экологических материалов, показывающих, что проектируемая (предлагаемая) деятельность допустима и не приведет к таким последствиям для окружающей среды, которые общество не может допустить. Этот же Закон предусмотрел в составе процедуры

* Цитируется «Положение об оценке воздействия на окружающую среду в Российской Федерации», 1994.

** Ранее процедура ОВОС предусматривалась нормативно-методическими документами Госстроя СССР.

ОВОС экологические общественную и государственную экспертизы проекта деятельности)*** – «установление соответствия намечаемой хозяйственной и иной деятельности экологическим требованиям и определение допустимости реализации объекта экологической экспертизы». Этот же Федеральный закон в самом общем виде определял экологические требования к разным видам деятельности и установил необходимость экологического контроля (мониторинга) реализованной деятельности.

В соответствии с требованиями Закона «Об охране окружающей природной среды» и в связи с намечавшимся в начале 90-х годов прошлого века планом проектирования и строительства АЭС, нами было разработано «Руководство по разработке и содержанию обоснования экологической безопасности атомных станций – РО ЭБ АС-91». «Руководство...» было введено в Минатоме во «временную эксплуатацию» в 1992 г. Поскольку такое «Руководство...» было разработано впервые, предполагалось его уточнить и откорректировать по результатам разработки и рассмотрения экспертизами обосновывающих экологических материалов проектов нескольких АЭС. В силу ряда причин «Руководство...» не корректировали и РО ЭБ АС-91 остается и сегодня единственным нормативным документом по вопросам экологического обоснования допустимости строительства новой или увеличения мощности действующей АЭС.

«Руководство» РО ЭБ АС-91 впервые поставило вопрос о необходимости обеспечивать и при проектировании доказывать экологическую безопасность АЭС, для чего было предложено определение понятия экологической безопасности АЭС [1,2] и разработаны концепции экологической безопасности и обоснования (доказательства) экологической безопасности атомных станций [3]. «Руководство...» разра-

*** Федеральный закон «Об экологической экспертизе» в Российской Федерации был принят в 1995 г.

батывали в соответствии с этими концепциями, так что в нем была предпринята попытка конкретизировать общие экологические требования к проектированию и эксплуатации АЭС, сформулированные законом «Об охране окружающей природной среды», а также указано, какие вопросы следует рассмотреть, чтобы обосновать экологическую безопасность будущей АЭС. Одновременно с РО ЭБАС-91 была разработана концепция экологического мониторинга в регионах АЭС. Концепции обоснования и доказательства экологической безопасности АЭС, а также концепция экологического мони-торинга в регионах АЭС были одобрены секцией «Экология и размещение АЭС» НТС ОФТПЭ АН России. Научную основу РО ЭБАС-91 и концепции экологического мониторинга в регионах АЭС составили экологические концепции ядерной энергетики – анализ обобщения информации об охране окружающей АЭС среды, поведении в окружающей среде загрязнителей с АЭС и откликах экосистем природного окружения АЭС на воздействия, сопровождающие работу АЭС [4]. Эти концепции суть следующее:

• АЭС – это комплекс, представляющий собою собственно АЭС, ее вспомогательные и строительные организации и предприятия, город (поселок) энергетиков с учреждениями и предприятиями его коммунально-бытового обеспечения;

• АЭС – источник четырех видов воздействий на качество условий жизни населения и природное окружение, а именно: радиационного, химического, теплового и связанного с урбанизацией региона и выполнением строительных работ;

• при нормальной работе АЭС население, а равно ее природное окружение абсолютно защищены от радиационных воздействий АЭС, при нарушении нормального режима работы радиационные воздействия могут стать основным видом воздействий;

• основным видом воздействий нормально работающей АЭС на экосистему водоема-охладителя является тепловое воздействие, т. е. сброс в водоем избытков выработанного на АЭС тепла; это воздействие вызывает явление термического эвтрофирования экосистемы водоема-охладителя;

• основными видами воздействий на наземные экосистемы являются воздействия, сопровождающие строительные работы, урбанизацию региона и возможно химические воздействия;

• в регионе АЭС существуют критические по отношению к воздействиям АЭС группы населения, а равно критические биогеоценозы, критические ландшафты и ландшафтные сопряжения, критические виды растений и животных;

• в регионе АЭС отсутствуют как синергетические, так и протектористические эффекты воздействий, однако, может проявляться эффект коммуляции загрязнителей, последствия воздействия которых в следствие их однонаправленности могут суммироваться.

В соответствии с положениями РО ЭБ АС-91 были разработаны обосновывающие экологические материалы проектов Курской, Нововоронежской, Калининской, Волгодонской, Билибинской АЭС, Курской и Смоленской АЭС-2, Воронежской и Архангельской АСТ, ХОЯТ и КП РАО)* на Курской и Смоленской АЭС, др. АЭС. Сказать, что все эти обосновывающие экологические материалы доказывали экологическую безопасность названных атомных объектов, что их содержание полностью соответствовало требованиям РО ЭБ АС-91 нельзя: обычно не хватало для этого как натурной, так и прогнозно-расчетной информации. Но все проектные обосновывающие экологические материалы названных АЭС прошли экологические экспертизы и были одобрены.

Казалось бы нет вопросов, можно и в дальнейшем при разработке обосновывающих экологических материалов проектов новых атомных электростанций руководствоваться положениями и требованиями РОЭБАС-91. Но... Да, именно но...

---

* ХОЯТ – хранилище отработанного ядерного топлива, КП РАО – комплекс по переработке радиоактивных отходов.

Анализ содержания экологических материалов проектов названных АЭС и др. объектов, анализ содержания заключений как государственных, так и общественных экологических экспертиз по этим материалам, заключений отдельных экспертов показал, что разработка экологических проектных материалов по РО ЭБ АС-91 не обеспечивает требуемой эффективности процедуры ОВОС, достижения ее цели и «Руководство...» нуждается в серьезной доработке, в изменении его концепции. Дело в том, что принятая в РО ЭБ АС-91 (как и в действовавших в начале 90-х годов прошлого века других нормативно-методических документах по экологическому обоснованию деятельности) традиционная методология, согласно которой сначала разрабатывается проект (или ТЭО) АЭС, а потом обосновывается допустимость его реализации, т. е. строительства и эксплуатации в выбранном регионе, не позволяет соблюсти принцип превентивности природоохранных мероприятий, предполагаемый процедурой ОВОС. В этой процедуре экспертиза рассматривает и оценивает уже готовые меры по «предупреждению неприемлемых для общества экологических последствий» сооружения и эксплуатации АЭС, выявленных Проектантом, а Заказчик получает готовый проект, в котором, вообще говоря, поздно что-либо менять. Ни Проектант, ни Заказчик не разрабатывали экологических требований к проекту АЭС, не устанавливали критерия экологической безопасности будущей АЭС, в техническом задании на проектирование АЭС не было раздела излагающего требования к обеспечению экологической безопасности АЭС, поэтому что предусмотрел, что счел возможным и нужным Проектант, то и получилось.

При таком (принятом в РО ЭБАС-91) методологическом подходе к решению задач по обеспечению экологической безопасности АЭС при ее проектировании, Заказчик как бы устранен от работы над проектом заказанной им АЭС, он «не заботится» о том, какой будет окружающая среда при работе АЭС, как изменится ее состояние, он (Заказчик) не обеспо-

коен тем, как лучше сохранить природное окружение АЭС, качество условий жизни населения. Это и делает процедуру ОВОС малоэффективной, цели процедуры не достигаются. В такой ситуации задача экологической экспертизы (а это, как правило, комиссия из неподготовленных для проведения экспертизы специалистов) оказывается очень сложной: ей приходится, что говорится, «на ходу» оценивать достаточность мер и действий по охране окружающей среды АЭС (обеспечению экологической безопасности АЭС), принятых Проектантом, не зная, что хотел бы Заказчик, каким он хотел бы видеть окружающую среду «своей» АЭС. Ситуацию надо менять. Методологию обеспечения экологической безопасности АЭС надо сделать такой, чтобы разработчик проекта заранее знал каким требованиям по охране окружающей среды, т. е. обеспечению экологической безопасности АЭС, должен удовлетворять разрабатываемый проект АЭС.

В этой ситуации уже не приходится говорить о том, что экспертиза не оценивает и не определяет достаточность и достоверность представленных в экологических обосновывающих материалах сведений о регионе АЭС, адекватность использованных в этих материалах моделей для оценки последствий воздействий АЭС на объекты окружающей среды, корректность примененных методов и методик при определении параметров, характеризующих исходное состояние окружающей среды будущей АЭС, не оценивает и не определят достоверность прогнозов, да и многих других сведений.

Недостаточную эффективность процедуры ОВОС в обеспечении экологической безопасности АЭС приходится рассматривать как не выполнение требований Федерального Закона «Об охране окружающей природной среды» (1991 г.) и, по-видимому, поэтому, в частности, в 2002 г. принимается вторая версия основного природоохранительного Закона – Федеральный Закон «Об охране окружающей среды» и, соответственно, Минприродой РФ – Положение «Об оценке

воздействия намечаемой хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду в Российской Федерации» – новое Положение о процедуре ОВОС в России.

Закон «Об охране окружающей среды» «определяет правовые основы государственной политики в области охраны окружающей среды... и обеспечения экологической безопасности», устанавливает основные принципы охраны окружающей среды, требования в области охраны окружающей среды при осуществлении хозяйственной и иной деятельности и, как и ранее действовавшая версия Закона (1991 г.) устанавливает процедуру ОВОС, как процедуру, определяющую еще на стадии проектирования допустимость реализации той или иной деятельности. Новая версия Положения о процедуре ОВОС в РФ установила, что процедура ОВОС – «процесс, способствующий принятию экологически ориентированного управленческого решения о реализации намечаемой хозяйственной или иной деятельности посредством определения возможных неблагоприятных воздействий, оценки экологических последствий, учета общественного мнения, разработки мер по уменьшению и предотвращению неблагоприятных последствий воздействий». Целью проведения процедуры ОВОС согласно этому Положению «является предотвращение или смягчения воздействий деятельности на окружающую среду...» Согласно Положению «проведение процедуры ОВОС обязательно на всех этапах подготовки документации обосновывающей деятельность», а эта документация – составная (экологическая) часть документов инвестиционного замысла деятельности, декларации о намерениях реализовать деятельность, материалов, обосновывающих инвестиции в намечаемую деятельность, и, конечно, материалов проекта деятельности. Выполнение таких требований Положения о процедуре ОВОС означает, что для обеспечения и обоснования экологической безопасности АЭС, принятия «экологически ориентированного» решения о допустимости строительства и эксплуатации АЭС в выбранном месте ее разме-

щения необходим принципиально новый подход, обеспечивающий превентивность природоохранных решений, т. е. принцип: сначала эколог – проектант и строитель потом. Этот принцип говорит о том, что все вопросы, связанные с обеспечением экологической безопасности предполагаемой АЭС должны быть решены до начала проектирования АЭС, а реализация проекта АЭС – после положительного заключения общественной и государственной экологических экспертиз о допустимости размещения АЭС на выбранной территории. Получается, таким образом, что выполнение требований Положения (2000 г.) о процедуре ОВОС в России возможно при проектировании АЭС под заранее определенные требования к охране природного окружения будущей АЭС и качества условий жизни населения в ее регионе. Требования «Положения...» и вывод из анализа содержания разработанных ранее обосновывающих допустимость АЭС экологических материалов и заключений экспертиз этих материалов согласуются между собой. Это значит, что в составе соответствующих предпроектных и проектных материалов должны быть разделы, показывающие допустимость АЭС в выбранном регионе, ее экологическую приемлемость и возможность обеспечить ее экологическую безопасность и, наконец, раздел, показывающий, что разработанный проект – проект экологически безопасной АЭС удовлетворяющий выбранному для ее региона критерию экологической безопасности, т. е. региональному экологическому нормативу РЭН ОЭБ спроектированной АЭС, экологическим требованиям к проекту и эксплуатации АЭС. Получается что на каждом предпроектном и проектном этапе должны решаться свои конкретные экологические задачи, причем с таким расчетом, чтобы в экологическом разделе материалов, обосновывающих инвестиции в проектирование и строительство АЭС т. е. на последнем предпроектном этапе, были разработаны, решены и согласованы все экологические вопросы, связанные со строительством и эксплуатацией АЭС, и так и в таком объеме, чтобы была возможность разработать и обосно-

вать критерий экологической безопасности АЭС, Региональный экологический норматив РЭН ОЭБ АЭС, экологические требования к проекту и эксплуатации АЭС, раздел «Обеспечение экологической безопасности АЭС» в техническом задании на разработку проекта АЭС.

Рассмотрение и утверждение соответствующими ведомствами, общественной и государственной экологическими экспертизами материалов обосновывающих инвестиции в АЭС, включающих «Оценку экологической безопасности АЭС», делает названные экологические материалы обязательными для руководства и исполнения при проектировании и эксплуатации АЭС. Таким образом, ко времени начала разработки проекта АЭС Проектант имеет всю информацию о том, каким должен быть проект АЭС как источника воздействий на окружающую среду по замыслу его Заказчика, чтобы АЭС оценивалась экологически безопасной. Именно под требования раздела ТЗ на разработку проекта АЭС «Обеспечение экологической безопасности АЭС», основанных на требованиях и положениях Регионального экологического норматива РЭН ОЭБ АЭС, экологических требований к проекту и эксплуатации АЭС Разработчик проекта АЭС создает «систему мер и действий», реализация которой должна обеспечивать экологически безопасный процесс строительства АЭС, а потом – ее работы.

Для разработки этих нормативных материалов, обосновывающих допустимость строительства и эксплуатации АЭС, нужна информация о природных, климатических, санитарных, эпидемиологических условиях в регионе будущей АЭС, антропогенной нагруженности региона, а также информация о демографической ситуации и состоянии здоровья населения в регионе, наличии специфических особенностей как в плане обеспечения технической безопасности АЭС, так и в плане обеспечения защиты интересов местного населения (наличие исторических и культурных памятников, этнических групп населения, сохранение их привычного образа жизни и др.). Получение такой информации предполагает проведение

исследований предлагаемого региона АЭС, проведение в регионе инженерно-экологических изысканий. Исследование региона, проведение в регионе инженерно-экологических изысканий должны обеспечить получение комплекса сведений о природных и технических условиях в регионе, об использовании территории региона в иных хозяйственных целях, сведений о природном окружении будущей АЭС, экосистемах и их состоянии, сведений, которые позволили бы выполнить экологическое районирование региона, выявить критические экосистемы, возможные геохимические барьеры, назначить для данного региона и его экосистем показатели их состояния, определить распределение населенных пунктов и населения по территории региона, определить демографические характеристики и состояние здоровья населения в регионе. В рамках инженерно-экологических изысканий необходимо также получить сведения о запасах поверхностных и подземных вод в регионе, качестве воды, гидрологических характеристиках водных объектов, использовании воды другими уже действующими хозяйственными объектами, их водоотведении и качестве отводимой воды. Естественно, что получение этих сведений предполагает, что исследователи региона располагают информацией о хозяйствующих в регионе организациях, производимой ими продукции, ее назначении, сопровождающих их деятельность воздействиях на окружающую среду, т. е. о сбросах и выбросах опасных загрязнителей атмосферного воздуха, воды, почв.

Инженерно-экологические исследования региона должны обеспечить информацией оценку радиационной обстановки в регионе, уровень его загрязненности химическими веществами в том числе такими, поставщиком которых в окружающую среду в последствии будет АЭС, кроме того обеспечить информацией разработку концептуальных моделей воздействия АЭС на природные объекты и качество условий жизни населения в регионе как при нормальной работе АЭС, так и отклонениях от нормальной работы, обеспечить возмож-

ность прогнозных оценок ожидаемых (возможных) изменений состояния природного окружения и качества условий жизни населения в регионе.

Инженерно-экологические изыскания, исследования региона будущей АЭС должны быть системными и учитывать какой будет будущая АЭС, учитывать, например, каким способом будут отводиться избытки тепла с АЭС в атмосферу. Если это будет делаться через водоем-охладитель, причем будет использоваться существующий естественный водоем, например, озеро, то состояние его экосистемы должно быть изучено наиболее детально, должна быть получена такая о ней информация, которая позволила бы прогнозировать последствия для нее нагрева воды сбросами с АЭС. Если это будет искусственный водоем, то прежде всего следует получить информацию для оценки последствий сооружения водоема для региона, прибрежных в будущем экосистем, для оценки влияния сооружения водоема на качество условий жизни населения в регионе. В том случае, когда для отвода с АЭС избытков тепла предлагается использовать градирни, необходимо получить информацию, позволяющую оценить последствия увеличения влажности воздуха в регионе, морошений и др. воздействий, обусловленных «работой» градирен.

АЭС, как правило, градообразующие предприятие. Поэтому уже на предпроектных этапах нужна информация для оценки возможности обеспечить комфортные условия проживания населения в городе и возможности осуществить систему мер и действий для минимизации последствий строительства и заселения города для окружающей среды.

Современный уровень технических возможностей снижения «сил» воздействия АЭС на окружающую среду позволяет локализовать определяемые последствия воздействий радиусом 3-4 км вокруг АЭС (даже если рассматривать АЭС как комплекс). Поэтому исследования региона – это исследования на территории радиусом не более (с некоторым

запасом) 5 км. Однако строительство АЭС – это и строительство дорог (автотранспортных, железнодорожных), линий электропередач и др. сооружений не только в пределах территории радиусом 5 км. Поэтому инженерно-экологические исследования региона должны дать информацию для оценок последствий предполагаемых строительных работ за пре-делами региона.

Данные, характеризующие состояние региона будущей АЭС, природные условия в регионе вследствие естественных причин подвержены флюктуациям, многие из них зависят от погодных условий в год наблюдений. Поэтому исследования в регионе должны быть организованы и проводиться так, чтобы можно было выявить пределы флюктуаций определяемых параметров, характеризующих регион, его состояние. Продолжительность наблюдений для этого должна составлять несколько (не менее трех) лет и охватывать все сезоны года.

Рекомендации по организации и объему инженерно-экологических исследований региона будущей деятельности и, в частности, АЭС изложены в СНиП 11-02-96. «Инженерные изыскания для строительства. Основные положения». (раздел 8) и СП 11-102-97. «Инженерно-экологические изыскания для строительства». Эти материалы в значительной мере учитывают опыт ведения экологических исследований в регионе Игналинской АЭС*) и потребности в экологической информации рассматриваемой здесь системы обеспечения экологической безопасности проектируемой АЭС.

Итак, задача обеспечения экологической безопасности АЭС в процессе проектирования должна решаться поэтапно, а именно (рис. 1):

---

* Экологические исследования в регионе Игналинской АЭС проводили в рамках экологического мониторинга в период, предшествовавший строительству АЭС, при строительстве и эксплуатации АЭС в течение первых ~ 5 лет ее работы специалисты академий наук Белоруссии, Литвы и Минатома СССР.

Инвестиционный замысел – первый предпроектный этап работы над проектом АЭС. По существу, это письменная информация о том, что в означенном регионе на такой-то территории (предлагаемой площадке или на выбор – на одной из нескольких предлагаемых площадок) предполагается (замышляется) построить и эксплуатировать АЭС (АСТ, АТЭЦ) такой-то электрической (тепловой) мощностью с таким-то назначением. Материалы инвестиционного замысла разрабатывает Заказчик (Инициатор) разработки проекта и сооружения АЭС, поэтому, естественно, предлагая место размещения АЭС, возможные для АЭС промплощадки он должен убедиться сам, убедить будущего инвестора проекта АЭС, ее строительства, «хозяина» территории – руководство субъекта Федерации, возможных оппонентов, «региональных и иных противников» атомной энергетики и других в том, что в предлагаемом месте размещения АЭС для этого нет противопоказаний и достает природных ресурсов для обеспечения нормальной работы АЭС, прежде всего, конечно, воды.

Это первая экологическая задача и для ее решения можно воспользоваться информацией литературных, фондовых материалов, материалов местных органов природоохраны, санитарно-эпидемиологического надзора, медицинской отчетностью, а также материалов других организаций и учреждений, ведущих надзор или исследования природной среды, демографической ситуации в предполагаемом районе размещения АЭС. Безусловно полезны обосновывающие экологические материалы АЭС-аналогов. Не исключена, конечно, и первичная рекогносцировка региона. При решении этой первой экологической задачи должны быть собраны и проанализированы сведения о природных, климатических, метеорологических условиях в регионе, сведения о демографическом состоянии региона, промышленных, транспортных и иных предприятиях, энергетических объектах, другие сведения, рассмотрение которых предполагает НП-032-01 «Тре-

бования к размещению АЭС». При этом должно быть установлено насколько достоверны собранные сведения, достаточна ли по объему собранная информация, не устарела ли она, должно быть определено какие из имеющихся сведений требуют уточнения, дополнительных исследований.

Если сведений и имеющейся информации достаточно, проводится анализ материала и показывается, что противопоказаний для размещения АЭС в выбранном регионе нет. Результаты этого анализа надлежит изложить в экологическом разделе материалов Инвестиционного замысла «Анализ экологической возможности размещения АЭС в ... (такомто) регионе».

Экологический раздел материалов инвестиционного замысла, конечно, может оказаться «достаточно сырым» и дальнейшая работа внесет в него заметные коррективы, но он должен положить начало PR – работе в поддержку будущей АЭС. Это первый экологический материал, который может быть представлен местной общественности.

Декларация о намерениях реализовать инвестиционный замысел: решается вторая экологическая задача – задача об экологической допустимости строительства и эксплуатации АЭС в выбранном регионе. Суть этой задачи состоит в том, чтобы оценить допустима ли дополнительная к существующей антропогенная нагрузка на регион, связанная сначала со строительством, а потом с эксплуатацией АЭС. Оценить допустима ли дополнительная нагрузка на регион, его природные комплексы (наземные и водные экосистемы), условия жизни населения в регионе, а в некоторых регионах на работающие промышленные предприятия (как и возможные воздействия этих предприятий на АЭС, ее работоспособность) можно зная состояние региона, уровень его антропогенной нагруженности и определив возможные воздействия строительных работ и эксплуатации АЭС на биогеоценозы региона, индивидов из населения, другие объекты.

Для решения этой второй экологической задачи нужны более детальные, чем для решения первой задачи, сведения о природных условиях региона, состоянии природных комплексов, состоянии и соответствии качества условий жизни населения санитарно-гигиеническим нормативам, нужна информация об антропогенной нагруженности региона, т. е. «силах» воздействия техногенных объектов региона (возможно смежных регионов) на природные объекты, условия жизни людей в доАЭС-кое время. Это сведения о концентрации опасных веществ, в том числе, радионуклидов, в приземном слое атмосферы, в воде и донных отложениях водных объектов, в питьевой воде, почвах, сельхозпродуктах и продуктах питания. Источниками информации о природных условиях в регионе, состоянии природных комплексов, качества условий жизни населения, а также информации об антропогенной нагруженности региона могут быть, как и ранее, литературные и фондовые материалы, материалы местных природоохранительных служб и служб санитарно-эпидемиологического надзора, отчетная по охране окружающей среды информация действующих в регионе, а иногда и в смежных регионах промышленных, энергетических и иных предприятий. Обычно для решения второй экологической задачи этих сведений не хватает: нужны специальные исследования, инженерно-экологические изыскания, предусмотренные упомянутыми ранее Строительными нормами и правилами (СНиП 11-02-96).

Естественно, что для оценок допустимости дополнительных антропогенных воздействий (нагрузок) необходимо знать, какими они могут быть как во время строительства, так и при работе АЭС. Наиболее достоверной информацией об этом могут быть натурные данные о нагрузках, сопровождающих строительство и работу АЭС-аналогов, при оценке возможности воспользоваться этой информацией следует исходить, конечно, из того, что будущая АЭС будет безусловно источником малых воздействий как на природные объекты, так и индивидов из населения [2].

Исходная информация, методология оценок последствий строительства и эксплуатации АЭС, принятая при решении второй экологической задачи, результаты оценок и выводы о допустимости строительства АЭС должны составить экологический раздел Декларации о намерениях «Оценка экологической допустимости размещения АЭС в ... (таком-то) регионе».

Этот экологический предпроектный материал, а также материал «Анализ экологической возможности размещения АЭС в ... регионе», разработанный, напомним, в составе Инвестиционного замысла, достаточны по объему и информативности для начала обсуждения с общественностью района (субъекта федерации) размещения АЭС. Именно эти материалы должны быть представлены на общественных чтениях в регионе, предусмотренных Положением о процедуре ОВОС в РФ, на которых должна быть рассмотрена социальная целесообразность и экологическая допустимость размещения АЭС в выбранном (предлагаемом) регионе. Цель этого мероприятия – получить поддержку общественности, местных специалистов и ученых предложению Заказчика построить АЭС в их регионе. Это не простое мероприятие, оно должно проводиться на высоком профессиональном уровне, а высказанные участниками чтений замечания и предложения по обеспечению экологической безопасности АЭС должны быть учтены при разработке последующих обосновывающих экологических материалов, при разработке экологического норматива РЭН ОЭБ АЭС, экологических требований к проекту и эксплуатации АЭС.

Обоснование инвестиций в проектирование и строительство предлагаемой АЭС – следующий подготовительный этап работы над ее проектом. В составе материалов, обос-новывающих инвестиции, разрабатывается основной пред-проектный экологический материал, который определяет, каким должен быть проект АЭС, чтобы обеспечивалась ее экологически безопасная эксплуатация, а до того экологически безопасное строительство.

Рассматриваемая методология обеспечения и обоснования экологической безопасности предлагаемой АЭС предполагает, что на этом предпроектном этапе должны быть решены, согласованы и одобрены общественной и государственной экологическими экспертизами, контролирующими природоохранными и иными уполномоченными на это организациями все экологические проблемы и вопросы, связанные со строительством и эксплуатацией будущей АЭС, достигнут консенсус с общественностью по этим же вопросам. [Заметим, кстати, что это же предполагает СНиП 11-02-96 «Инженерные изыскания для строительства. Основные положения», считается, что это необходимо для того, чтобы «обеспечить своевременное принятие объемно-планировочных, пространственных и конструктивных решений, гарантирующих минимизацию экологического риска)* и предотвращающих неблагоприятные или необратимые отрицательные экологические последствия»]. Поэтому разработку проекта АЭС, как и любого другого вида человеческой деятельности, экологическую безопасность которой надо обеспечить, следует начинать тогда, когда есть вся необходимая экологическая информация и полная ясность того, чего надо в экологическом плане добиться, чтобы спроектированная АЭС соответствовала тем требованиям природоохраны (экологическим требованиям), которые сформулировал Заказчик проекта, чтобы окружающая среда при строительстве и работе АЭС была такой, какой ее хотел бы видеть Заказчик.

Поэтому начать разработку обосновывающего экологического материала в составе Обоснования инвестиций... надо с решения задачи о критерии экологической безопасности проектируемой АЭС и подготовки экологического норматива

---

* Риск экологический (по СН и П 11-02-96) вероятность возникновения неблагоприятных для природной среды и человека последствий осуществления хозяйственной и иной деятельности (вероятностная мера экологической опасности).

РЭН ОЭБ АЭС для региона размещения АЭС. На их основе и в соответствии с требованиями РЭН ОЭБ АЭС сформулировать экологические требования к проекту и эксплуатации АЭС (а если есть необходимость, то и к производству строительных работ), разработать раздел технического задания на проектирование АЭС «Обеспечение экологической безопасности АЭС».

Обосновывающий экологический материал в составе Обоснования инвестиций... решает, таким образом, третью экологическую задачу, и для ее решения должна быть собрана и получена вся информация о регионе, его презентивном и ожидаемом после строительства и при работе АЭС состоянии. Эта информация должна позволить обосновано предложить критерий экологической безопасности будущей АЭС, так же обосновано и доказательно разработать РЭН ОЭБ АЭС и «систему мер и действий», обеспечивающих экологическую безопасность АЭС. Конечно, для решения этой третьей экологической задачи никаких фондовых, литературных данных недостаточно, недостаточно и результатов исследований региона, проведенных для решения предыдущих экологических задач, поэтому в регионе проводятся, как уже было сказано, не менее чем 3-х летние инженерно-экологические изыскания. Инженерно-экологические изыскания в регионе дополняются социально-экологическими, демографическими изысканиями, исследованиями состояния здоровья населения в регионе и при необходимости другими изысканиями и исследованиями в зависимости от того, какова инфраструктура региона будущей АЭС, каков уровень его урбанизации, уровень развития промышленности и сельского хозяйства. Изыскания и исследования проводятся по специальной программе с привлечением специалистов разных специальностей. Программа должна разрабатываться с учетом современных экологических концепций ядерной энергетики [4], результатов, обобщений и анализа последствий эксплуатации уже действующих АЭС [6]. Для решения

этой третьей задачи необходима также информация об АЭС как источнике воздействий на окружающую среду. Поскольку ко времени обоснования инвестиций в проектирование и строительство АЭС не вся информация об АЭС известна, нужно воспользоваться требуемыми сведениями об АЭС – аналогах, обобщениях и анализе последствий работы этих АЭС для окружающей среды.

Детальные инженерно-экологические исследования региона будущей АЭС – это только часть решения третьей экологической задачи. Ее основная цель получить сведения какие изменения в состоянии природного окружения и условий жизни населения могут произойти в результате воздействий на них строительства и работы АЭС. Для этого для региона АЭС должны быть разработаны концептуальные схемы воздействий АЭС на природную среду, индивидов из населения, подобраны из известных или разработаны модели количественных оценок, соответствующие концептуальным, выполнены расчеты и определены «при-АЭС-кие» параметры, характеризующие состояние окружающей среды в регионе. Естественно, модели используемые при расчетах, параметры должны быть апробированы, иметь натурное подтверждение. Конечно, не все процессы в окружающей среде могут быть описаны количественными моделями, поэтому часть прогностических оценок может быть сделана как оценки по результатам, полученным на других, уже действующих АЭС. Главное, тем или иным способом получить сведения о том какой может стать окружающая среда при работе АЭС, ибо именно эти сведения позволят разработать «систему мер и действий» для снижения «сил» воздействий АЭС на окружающую среду и обоснованно нормировать допустимые изменения как параметров состояния природного окружения АЭС, так и параметров, характеризующих условия жизни населения.

Результаты решения третьей экологической задачи, естественно, с описанием полученных для этого натурных и расчетно-теоретических изысканий и исследований, использованных для этого методик и моделей оформляются в виде экологического предпроектного материала в составе обосновывающих инвестиции материалов «Оценка экологической безопасности ... АЭС» с включением в него критерия экологической безопасности АЭС, регионального экологического норматива РЭН ОЭБ АЭС, экологических требований к проекту и эксплуатации АЭС.

«Оценка экологической безопасности... АЭС» представляется на общественную и государственную экологические экспертизы, на общественные чтения. Главная задача экспертизы – установить на сколько предлагаемые в «Оценке...» Критерий экологической безопасности АЭС, Региональный экологический норматив РЭН ОЭБ АЭС, экологические требования соответствуют природно-климатическим условиям в регионе, на сколько обосновано они названы, на сколько соответствуют существующей антропогенной нагруженности региона и будет ли будущая АЭС экологически безопасной, если проект будет соответствовать этим требованиям и положениям. Главная задача общественных чтений – убедить общественность в полноте и достаточности требований РЭН ОЭБ АЭС, экологических требований для того, чтобы АЭС была экологически безопасной, что окружающая среда, состояние природных комплексов в регионе, качество условий жизни населения в регионе будут такими, какими их хотел бы видеть Заказчик, общественность региона (субъекта федерации).

Одобрение «Оценки экологической безопасности... АЭС» экспертизой, утверждение «Обоснования инвестиций в проектирование и строительство АЭС...» означает, что теперь можно и нужно писать раздел «Обеспечение экологической безопасности... АЭС» в техническое задание на проектирование АЭС, приступать к разработке проекта АЭС (рис.1).

Если все идет так, как здесь сказано, то методология обеспечения экологической безопасности АЭС практически не отличается от методологии обеспечения санитарно-гигиенической и эпидемиологической безопасности АЭС: проектант априори знает, какие параметры состояния окружающей будущую АЭС среды он должен обеспечить.

Проектирование АЭС. В составе проекта АЭС решается четвертая экологическая задача: необходимо разработать «систему мер и действий» и реализовать ее в проекте, обеспечивающую экологическую безопасность будущей АЭС. Эта система «мер и действий» разрабатывается Проектантом в соответствии с разделом ТЗ на проектирование АЭС «Обеспечение экологической безопасности АЭС», показать, что это так, что разработанный проект, отвечает требованиям и положениям раздела ТЗ «Обеспечение экологической безопасности...АЭС», обеспечивает соблюдение требований регионального экологического норматива РЭН ОЭБ АЭС, экологических требований к строительству и эксплуатации АЭС, что проект соответствует критерию экологической безопасности будущей АЭС, т. е. необходимо показать, что разработанный проект есть проект экологически безопасной АЭС. Это подтверждается в выпускаемом в составе проекта экологическом материале «Экологическая безопасность... АЭС». Этот материал разрабатывает и представляет Проектант АЭС, показывает в нем какие технические, технологические, организационные и другие меры и действия он реализовал в проекте, чтобы выполнить требования ТЗ в части обеспечения экологической безопасности спроектированной АЭС. Как реализована «система мер и действий», какими параметрами она обладает, и что дает Проектант подтверждает соответствующими расчетами, моделями и прогнозами.

Соответствие разработанного проекта АЭС критерию ее экологической безопасности, экологическим требованиям и положениям регионального экологического норматива РЭН ОЭБ АЭС проверяет Заказчик АЭС, общественная и государственная экологические экспертизы, согласовывают

уполномоченные на то компетентные организации. Одобрение и согласование материала «Экологическая безопасность... АЭС» дает зеленый свет строительству АЭС.

Так в описанной системе, методологии обеспечения экологической безопасности АЭС на этапах подготовки и разработки проекта АЭС реализуется принцип превентивности природоохранных решений и мероприятий, решений и мероприятий по соблюдению санитарно-эпидемиологических требований к качеству условий жизни населения. Так достигается эффективность процедуры ОВОС. Реализуется эта система по схеме, показанной на рис. 2. Как видно, задача обеспечения и обоснования экологической безопасности АЭС при разработке ее проекта решается на всех этапах этого процесса, как того требует Положение о процедуре ОВОС в России: начинается с экологически обоснованного выбора места размещения АЭС в природной среде и заканчивается разработкой системы технических, организационных и иных мер и мероприятий, технических и технологических решений, обеспечивающих такие «силы» воздействия АЭС на окружающую среду (природные комплексы, условия жизни населения), которые делают АЭС экологически безопасной, что и доказывается в заключительном проектном материале.

Строительство, эксплуатация АЭС. Очевидно, что как предпроектные, так и проектный (т. е. в составе проекта) обосновывающие экологические материалы всегда разрабатываются в условиях дефицита исходной информации как об АЭС – источнике воздействия на окружающую среду, так и об окружающей среде, ее состоянии. АЭС как источник воздействия на окружающую среду)* на время разработки

* Напомним: АЭС – это комплекс [3,4]: собственно АЭС, вспомогательные, строительные, обеспечивающие работу АЭС строительные предприятия, транспорт, город энергетиков.

экологических материалов еще может быть не до конца разработан; окружающая среда – суперсложная система и при всей тщательности разработки программы исследования ее «доАЭС-кого» состояния нет гарантии, что исследовано и определено все, что должно быть исследовано и определено, нет гарантии и в том, что примененные для прогноза последствий воздействия АЭС на окружающую среду модели достаточно адекватно описывают реальные процессы.

Кроме того, при решении любой из экологических задач и на предпроектных этапах, и при разработке проекта нельзя учесть возможность изменения состояния окружающей природной среды, состояния природных комплексов, условий жизни населения, вызванные непредвиденными природными или техногенными процессами. Из-за неточности оценок изменения состояний природного окружения АЭС, недостаточности исходной информации, возможности воздействий на окружающую АЭС, среду стихийных естественных и техногенных явлений возможны недопустимые региональным экологическим нормативом РЭН ОЭБ АЭС изменения состояний экосистем природного окружения АЭС, качества условий жизни населения вследствие чего АЭС как бы перестает быть экологически безопасной: критерий экологической безопасности АЭС не удовлетворяется. В такой ситуации, во-первых, это надо обнаружить, а, во-вторых, принять определенные управленческие решения, реализация которых вернула бы систему «АЭС – окружающая среда» в состояние, оцениваемое как экологически безопасное. Для этого в регионе АЭС (на АЭС) организуется экологический менеджмент – система управления состоянием системы «АЭС – окружающая среда» [7] – система предусмотренная Международными стандартами серии ИСО 14000.

Экологический менеджмент на АЭС – это система управления состоянием окружающей среды (рис.3), это постоян-

ный экологический мониторинг (рис.4) [8] в системе «АЭС – окружающая среда» и периодический, как правило, натурный, экологический аудит этой системы*). Назначение экологического мониторинга – получение необходимой и достаточной информации о состоянии АЭС как источника воздействия на окружающую среду и информации для оценки презентивного и ожидаемого состояния природного окружения АЭС, качества условий жизни населения при строительстве и работе АЭС, информации, необходимой и достаточной для принятия управленческих решений для изменения состояния системы «АЭС – окружающая среда» при возникновении в этом необходимости (рис.3). Назначение экологического аудита – проверка эффективности экологического мониторинга, правильности и результативности управленческих решений, коррекция (при необходимости) как программы, методов, процедур экологического мониторинга, так и принимаемых, или уже принятых управленческих решений. Экологический мониторинг проводит соответствующая служба АЭС по проекту, разработанному для каждой АЭС**), а экологический аудит – «команда» независимых специалистов по Программе, учитывающей проект экологического мониторинга, природные и другие особенности региона АЭС.

---

* «Бумажный» экологический аудит, подобный проведенному ГК «Росэнергоатом» в первые годы XXI века на АЭС РФ, естественно, назначения экологического менеджмента не обеспечивает.

** С 01.01.03 в ГК «Росэнергоатом» действует «Положение о производственном экологическом мониторинге на атомных станциях» (РЭД ЭО 0456-03). «Положение...» – это, конечно, не проект, но, может быть может составить его основу. К сожалению, содержание «Положения...» не опубликовано («засекречено», по-видимому, является интеллектуальной собственностью ГК «Росэнергоатом») и потому нельзя сказать годится оно для этого или нет. Такие документы нельзя не публиковать, наоборот, надо всемерно знакомить с их содержанием общественность, использовать их для завоевания доверенности к атомной энергетике.

Снятие АЭС с эксплуатации завершает жизненный цикл АЭС. Этот сложный и потенциально опасный процесс согласно действующей нормативно-технической документации проводится по специально разрабатываемому проекту. Вот почему блок «Решение о снятии АЭС с эксплуатации» на рис. 2 соединен пунктиром с блоком, соответствующем этапу «Инвестиционный замысел...» Инвестиционный замысел разработать проект снятия АЭС с эксплуатации включает в себя экологический раздел «Анализ экологической возможности реализации предлагаемого проекта снятия АЭС с эксплуатации» с решением принципиально той же задачи, что и при разработке проекта АЭС. Далее система обеспечения экологической безопасности снятия АЭС с эксплуатации «работает» так же, как и при проектировании новой или увеличения мощности, реконструкции действующей АЭС.

Вопросы обеспечения экологической безопасности снятия АЭС с эксплуатации подробно рассмотрены в [10]. Основное положение обеспечения экологической безопасности этого процесса состоит в том, что уровень экологической безопасности его не должен быть ниже уровня, соответствующего нормальной эксплуатации АЭС.

Оценка экологической возможности, экологической допустимости, оценка экологической безопасности предполагаемого проекта снятия АЭС с эксплуатации – поэтапные экологические задачи предпроектной работы по подготовке к разработке проекта этого процесса.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Описанная Система обеспечения экологической безопасности атомных электростанций соответствует современным представлениям природоохраны, требованиям и положениям Федерального Закона «Об охране окружающей среды» (2002 г.), Положения об оценке воздействия намечаемой

хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду в Российской Федерации (2000 г.), Экологической доктрины Российской Федерации (2002 г.), а также требованиям и положениям Международных стандартов серии ИСО-14000 (ГОСТ Р ИСО 1400) и обеспечивает соблюдение принципа привентивности природоохранных мероприятий при разработке проекта, строительстве и эксплуатации АЭС, снятия АЭС с эксплуатации в. В Системе реализован региональный принцип природоохраны. Согласно положениям Системы проект АЭС разрабатывается под заранее сформулированные экологические требования и нормативы обеспечения экологической безопасности; строительство, эксплуатация АЭС, осуществляются также под заранее сформулированные экологические требования, экологическая безопасность при строительстве и эксплуатации (снятии с эксплуатации) контролируется и поддерживается системой управления состоянием природно-техногенной системой «АЭС – окружающая среда» – экологическим менеджментом организуемом на АЭС.

Реализация Системы обеспечения экологической безопасности АЭС описанной здесь не простая задача. Система будет «работать» и выполнять поставленную ей задачу, если будет исключено разночтение требований к подготовке и содержанию обосновывающих предпроектных и проектного экологических материалов. Система будет «работать» тогда, когда для получения сведений для оценок презентивного, в том числе, доАЭС-кого, и ожидаемого состояния природного окружения АЭС, условий (качества условий) жизни населения, сведений для разработки экологических требований к АЭС, допустимых и приемлемых изменений состояния природного окружения, качества условий жизни населения (разработки регионального экологического норматива обеспечения экологической безопасности АЭС – РЭН ОЭБ АЭС) будут применяться единые, апробированные и верифици-

рованные методы, методики и модели, когда экологическая экспертиза проектной документации будет нацелена на оценку достоверности и достаточности представленного на экспертизу экологического материала, оценку достаточности системы мер и действий, предлагаемых проектом для обеспечения экологической безопасности АЭС, достаточности требований регионального экологического норматива РЭН ОЭБ АЭС, а так же экологических требований к АЭС, оценку предложенного критерия экологической безопасности данной АЭС. Система будет «работать» тогда, когда экологический менеджмент на АЭС – система управления состоянием ПТС «АЭС – окружающая среда» будет функционировать в строгом соответствии с ее проектом, а проект будет оценен и одобрен государственной и общественной экологической экспертизой.

Все это может быть достижимо тогда, когда будет разработано и предложено для использования в практической работе «Методическое пособие по обеспечению и обоснованию экологической безопасности АЭС», определяющее содержание каждого из разрабатываемых на предпроектных этапах и в составе проекта АЭС обосновывающих экологических материалов, используемых для этого методов, методик, моделей, концепции экологического мониторинга и аудита в системе управления состоянием ПТС «АЭС – окружающая среда». Все это достижимо тогда, когда разработка обосновывающих экологических материалов, проекта экологического мониторинга, экологическая экспертиза и экологический аудит будут осуществляться на высоком профессиональном уровне специалистами, прошедшими специальную подготовку.

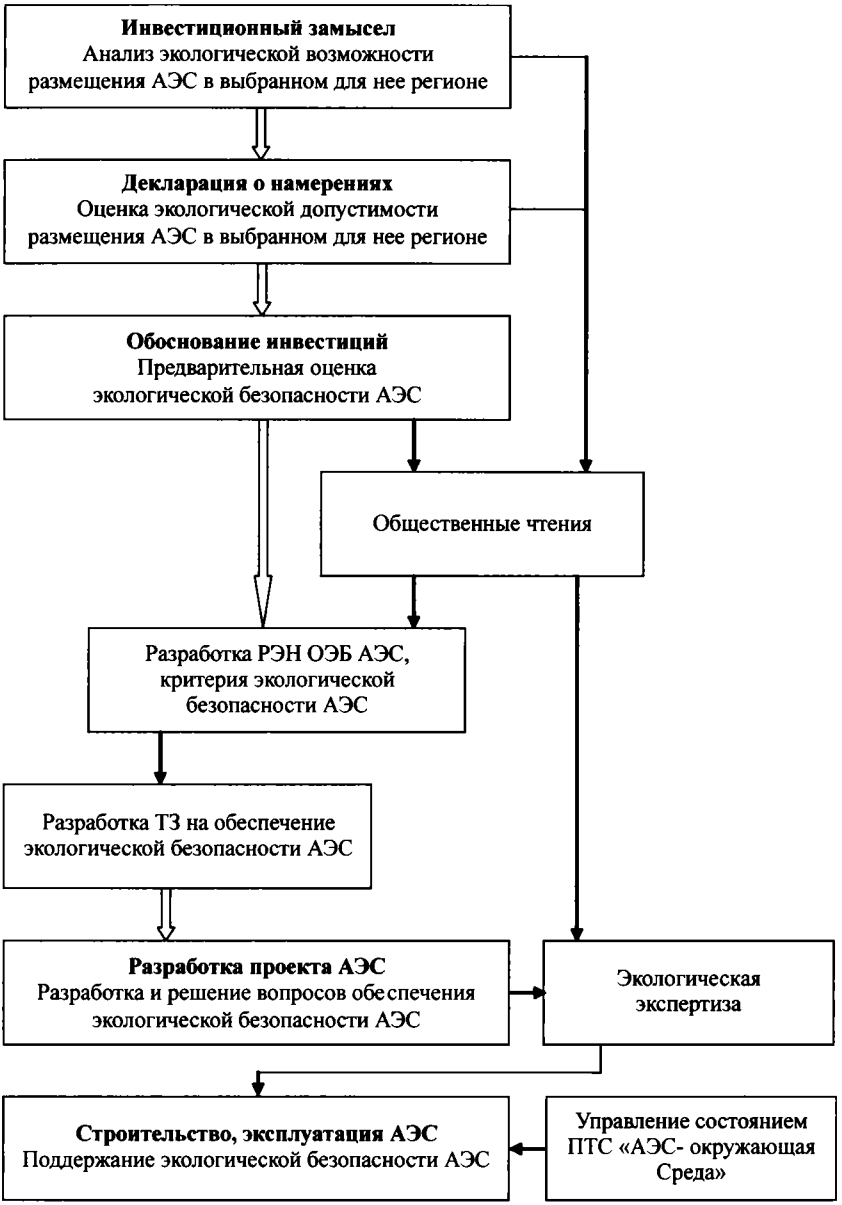


Рисунок 1.

Концепция системы обеспечения экологической безопасности АЭС.

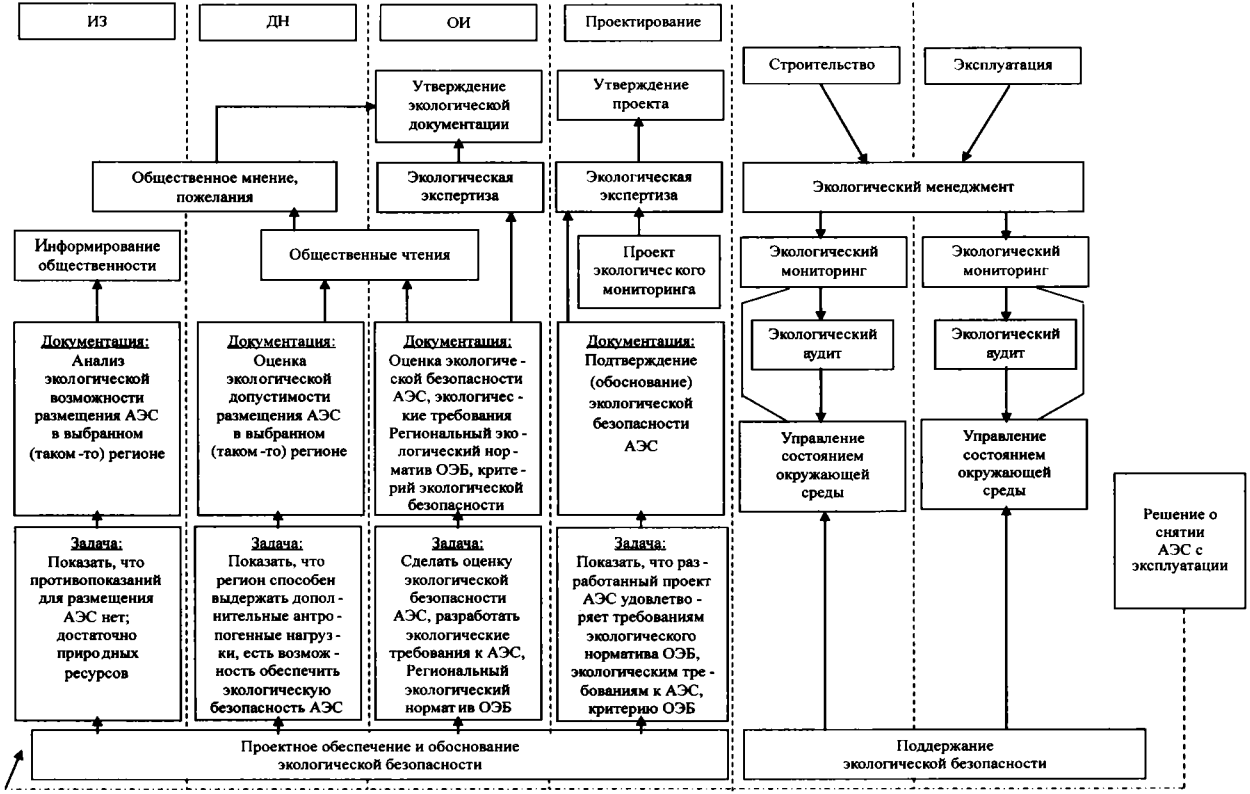


Рисунок 2. Схема работ по обеспечению и обоснованию экологической безопасности АЭС.

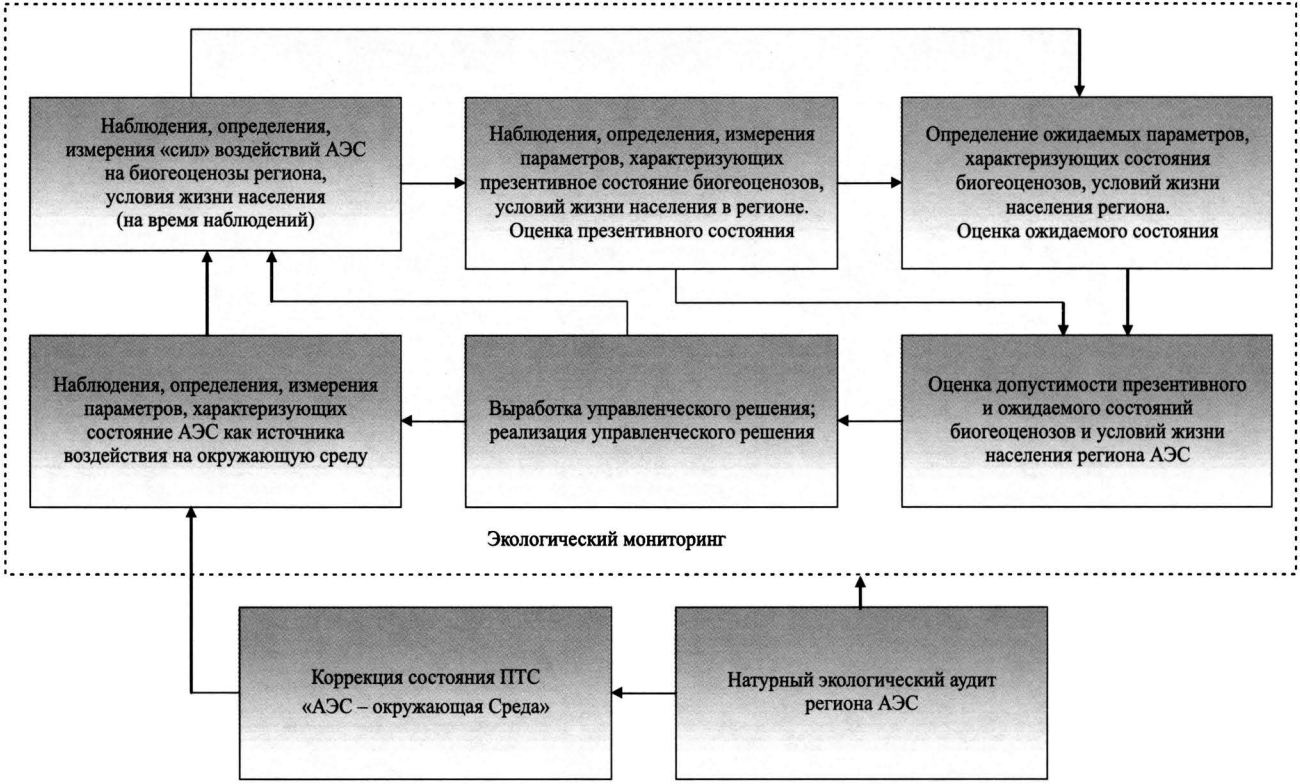


Рисунок 3. Концепция экологического мониторинга на АЭС.

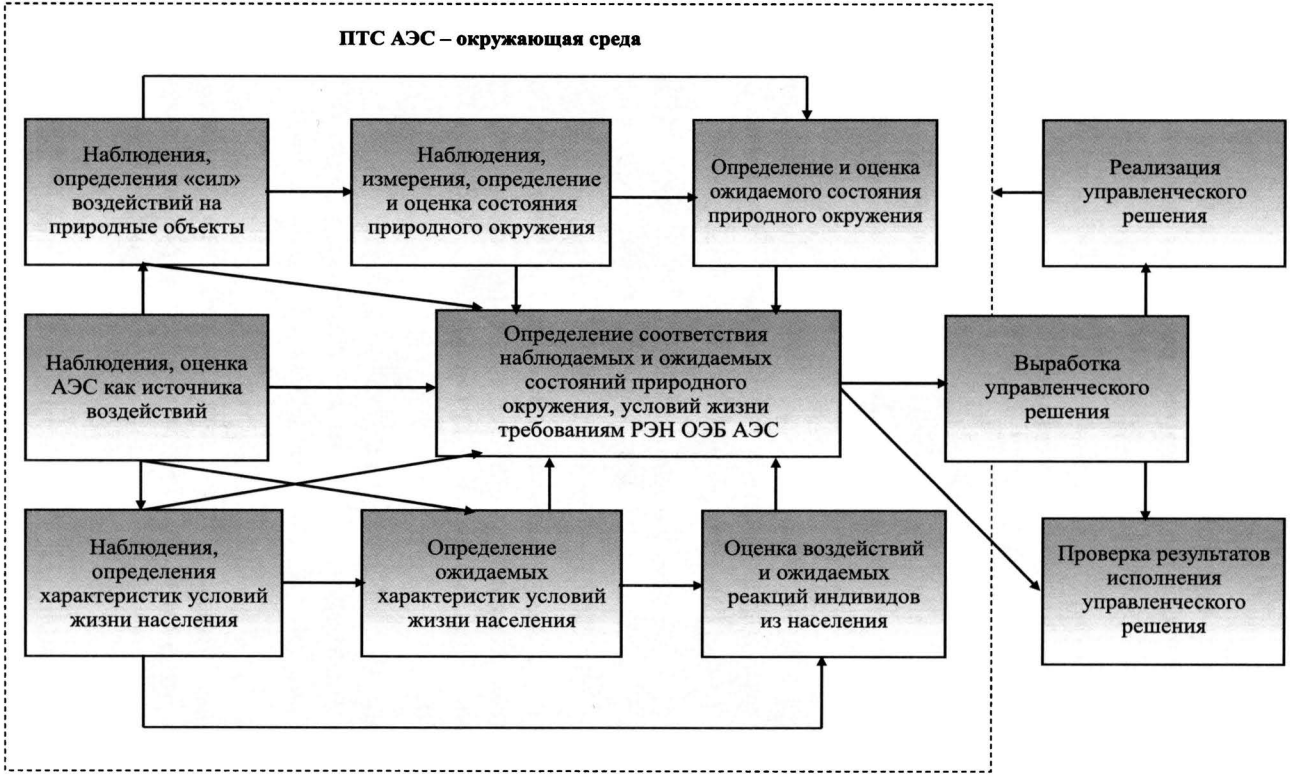


Рисунок 4. Схема экологического мониторинга.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Егоров Ю. А.* **О понятии «экологическая безопасность атомных станций». / «Экология регионов атомных станций».** Вып. 1. М.: ЯО СССР, 1994. 44 с.;

2. *Егоров Ю. А., Тихомиров Ф. А.* **Критические биогеоценозы в регионах атомных станций. / Экология регионов атомных станций.** Вып. 2. М.: АЭП, 1994. 192 с.;

3. *Егоров Ю. А., Курочкин В. И.* **Концепция оценки воздействия АС на окружающую среду и обоснования экологической безопасности АС. / Экология регионов атомных станций.** Вып.2. М.: АЭП, 1994. 162 с.;

4. *Егоров Ю. А., Тихомиров Ф. А.* **Современные экологические концепции ядерной энергетики. / Экология регионов атомных станций.** Вып. 1. М.: ЯО СССР, 1994. 5 с.;

5. *Егоров Ю. А., Нигматулин Б. И.* **«XXI веку – экологически безопасную атомную энергетику». / «Экология и атомная энергетика. №2».** Сосновый Бор: ЛАЭС, 1999. 36 с.;

6. *Егоров Ю. А.* **«Основные выводы из анализа последствий эксплуатации АЭС в России для окружающей среды./ Экология и атомная энергетика, №1».** Сосновый Бор: ЛАЭС, 2005. 48 с.;

7. *Егоров Ю. А., Нигматулин Б. И.* **«Концепция экологического мониторинга в регионах атомных станций. / Экология и атомная энергетика, № 2».** Сосновый Бор: ЛАЭС, 2000. 32 с.;

8. *Егоров Ю. А.* **«Основные принципы организации и ведения экологического мониторинга в регионе нормально работающей АС»/ «Экология регионов атомных станций».** Вып. 3. М.: АЭП, 1995. 200 с.;

9. **Complation and Upgrading of the Kalinin NPP unit 3 Environmental Inpact Assessment, Draft for Comment, 1998;**

10. *Былкин Б. К., Егоров Ю. А., Шапошников П. В.* **Обеспечение экологической безопасности процесса снятия АЭС с эксплуатации. / Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин.** Вып.6. Екатеринбург, 2005. 35 с.

ОБ АВТОРАХ:

Былкин Борис Константинович -
Докт. техн. наук, проф., акад. АПЭ, нач. лаб. ИАЭ;

Егоров Юрий Александрович -
Докт. техн. наук, проф., акад. МАНЭБ, АПСЖ,НЙАН, проф.-консульт. МХО «Интерэнергоатом»;

Емельянов Александр Георгиевич -
Докт. геогр. наук, проф., проф. Тв ГУ;

Карабань Родион Трофимович -
Канд. с/х – наук, гл. н. сотр., ИГКЭ;

Кириллов Владимир Федорович -
Докт. мед. наук, проф., гл. н. сотр., НПО «Радон»;

Николаевский Владимир Серафимович -
Докт. биол. наук, проф., акад. МАНЭБ, АПСЖ, проф. МГУЛ;

Суздалева Антонина Львовна -
Докт. биол. наук, проф., акад. МАНЭБ, проф. МЭИ.

Контактный телефон:
Егоров Юрий Александрович
8-903-807-16-71

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ АЭС... КАК ЭТО ПОНИМАТЬ

Былкин Б. К. (ИАЭ), Егоров Ю. А. (МХО «Интератомэнерго»), Емельянов А. Г. (ТвГУ), Карабань Р. Т. (ИГКЭ), Кириллов В. Ф. (НПО «Радон»), Николаевский В. С. (МГУЛ), Суздалева А. Л. (МЭИ).

Прошедшее 20-е столетие ознаменовалось не только бурным развитием промышленности, энергетики, сельского хозяйства, рождением новых прогрессивных технологий, разработкой новых материалов и ранее неизвестных видов человеческой деятельности, но и резким ухудшением состояния окружающей среды, той самой среды, в которой живет человек, его природное окружение. Сегодня приходится констатировать, что люди не справились с задачей сохранить атмосферу, воду, природные комплексы в благоприятном для себя состоянии. К концу прошлого века в мире и у нас в России сложилось чрезвычайно сложное и далеко неблагоприятное состояние окружающей среды, которое экологическая доктрина Российской Федерации оценивает как экологический кризис, причем не просто экологический кризис, а экологический кризис, угрожающий существованию человеческой цивилизации. Более того, ситуация в окружающей среде продолжает ухудшаться в том числе и в России несмотря на то что многие промышленные предприятия, работавшие в 70-80 годах прошлого века не работают или работают с неполной нагрузкой. Предпринимавшиеся в конце XX века в Советском Союзе, в России меры защиты окружающей среды не привели к желаемым результатам в природоохране: состояние окружающей среды не улучшилось.

Ситуацию надо менять и менять срочно. Экологический кризис надо остановить и остановить немедленно.

Сегодня, к сожалению, уже не приходится говорить о восстановлении состояния природного окружения, качества условий жизни людей до «допромышленного» состояния, сегодня первостепенная задача состоит в том, чтобы остановить продолжающееся ухудшение качества природной среды, довести его до уровня, устраивающего человечество и сохранять его в дальнейшем на этом уровне. Стратегия природоохраны для этого должна быть иной.

Всем специалистам, имеющим отношение к природоохране надо помнить, что нельзя охранять природу по частям, (отдельно воздух, отдельно воду, растительность и т. д.), нельзя охранять природу с антропоцентристских позиций, с позиций предназначенных для охраны здоровья человека, охрана природы – это охрана экосистем, ландшафтов, ландшафтных сопряжений, их состава, структуры, функциональной организованности. Охрана окружающей среды – это охрана состояний природных комплексов, качества условий жизни людей, поэтому охранять окружающую среду от опасных на нее воздействий человеческой деятельности – это обеспечивать экологическую безопасность деятельности [1]. Именно так предлагает решать природоохранные задачи экологическая доктрина России: так строить государственную, а, следовательно, и ведомственную экологическую политику, стратегию природоохраны, чтобы любой реализуемый вид деятельности на территории России был экологически безопасным. Обеспечение экологической безопасности деятельности – цель экологической политики организации, предприятия, ведомства, реализующего деятельность.

– Экологически безопасным… Что это значит? Что значит, что реализуемая деятельность экологически безопасна? Понятие экологической безопасности человеческой деятельности должно исходить из того, что любой вид деятельности

не безопасен для ее природного окружения, качества условий жизни населения в регионе деятельности, исходить из того, что любая деятельность меняет состояние природного окружения, изменяет качество условий жизни людей. Однако уровень опасности деятельности может быть различным. Путем разработки и реализации специальных технических и организационных мер опасность деятельности как для ее природного окружения, так и для условий жизни населения может быть сделана такой, что люди оценят ее как допустимую или приемлемую, т. е. такой, с какой они могут согласиться. Соответственно, допустимыми или приемлемыми будут оценены изменения состояния природного окружения, качества условий жизни населения. Тогда деятельность может быть признана экологически безопасной.

Совет безопасности РФ, а потом и Закон «Об охране окружающей среды» (2002 г.) определили: экологическая безопасность – это «состояние защищенности жизненно важных интересов человека, общества, государства, окружающей природной среды от угроз, которые могут возникнуть в результате экологических правонарушений или чрезмерных антропогенных нагрузок, связанных с человеческой деятельностью». Если уровень защищенности человека (условий его жизни), природного окружения деятельности такой, что опасные воздействия деятельности изменяют качество условий жизни человека, состояние природного окружения не более, чем это признано допустимым или приемлемым, то деятельность экологически безопасна, а уровень защищенности (этому соответствующий) от опасных воздействий деятельности – критерий ее экологической безопасности, он должен иметь количественное выражение. Этого требует практическая реализация задачи, поставленной Экологической доктриной РФ, в части оздоровления и сохранения благоприятного качества окружающей среды.

Не может быть понятие экологической безопасности вообще (к сожалению, уже вошедшее в обиход), не может быть улучшения (повышения) или понижения экологической безопасности деятельности. Деятельность может быть экологически безопасной или экологически небезопасной. Деятельность, которая соответствует (удовлетворяет) критерию экологической безопасности, – экологически безопасна, деятельность, которая не соответствует (не удовлетворяет) критерию ее экологической безопасности – экологически небезопасна, т. е. сопровождается такими изменениями состояния природной среды, условий жизни людей, с которыми люди, общество согласиться не могут. Реализация такой деятельности в предлагаемом для этого месте исключена.

Совет безопасности РФ также определил, что экологическая безопасность деятельности достигается «реализацией системы мер и действий, направленных на обеспечение устойчивого развития природных систем в интересах личности, общества и государства, состоящих в минимизации ущерба, наносимого природным системам деятельностью человека», добавим – на обеспечение санитарно-эпидемиологического благополучия населения. Эта система мер и действий должна реализовываться во все время существования деятельности и обеспечивать уровень защищенности окружающей среды от опасных воздействий деятельности, соответствующей установленному критерию экологической безопасности деятельности.

Мерой экологической безопасности деятельности являются состояние биогеоценотического окружения деятельности и качество условий жизни населения в регионе деятельности. Состояние каждого из биогеоценозов характеризуется набором параметров, изменение состояния биогеоценоза – это изменение значений этих параметров. Допустимому или

приемлемому изменению состояния биогеоценоза (экосистемы, ландшафта и др.) соответствует допустимое или приемлемое изменение параметров. Качество условий жизни населения, допустимое или приемлемое их изменение характеризуется параметрами, значения которых устанавливают санитарно-гигиенические нормативы. Экологически безопасная деятельность не может изменять качество условий жизни населения в ее регионе больше, чем допускают эти нормативы. Получается, что критерий экологической безопасности деятельности – совокупность предельных значений параметров, характеризующих состояния экосистем природного окружения деятельности и предельных (допустимых и приемлемых) значений параметров качества условий жизни, установленных санитарно-гигиеническими нормативами.

Санитарно-гигиенические нормативы качества условий жизни населения – объективные характеристики состояния среды обитания людей, обеспечивающие их (всех вместе и каждого в отдельности) санитарно-эпидемиологическое благополучие. Объективных нормативов благополучного существования экосистем, ландшафтов, других природных комплексов быть не может. Любой экосистеме, ландшафту, ландшафтному сопряжению и др. «всегда хорошо» и потому не может быть объективных допустимых или приемлемых изменений состояний любого природного комплекса, соответственно, допустимых и приемлемых изменений под воздействием антропогенных (как, в прочем, и природных) нагрузок параметров, характеризующих состояние биогеоценотического окружения деятельности. Состояние любого биогеоценоза оцениваем мы – люди, причем с позиций его «потребителей», с позиций того, насколько оно (состояние) нас устраивает для «потребления» биогеоценоза в тех или иных целях. (Поэтому правильнее говорить не о «благополучном», а о «благоприятном для нас» состоянии того или

иного природного комплекса). Соответственно, мы (люди) устанавливаем допустимость и приемлемость того или иного изменения состояния экосистемы опять же с позиций того, насколько изменившееся состояние будет нас устраивать. Параметры, характеризующие состояние экосистемы до начала воздействий на нее мы определяем как норму, а характеризующих изменившееся состояние (нас устраивающее) – как допустимое или приемлемое. Очевидно, что на территории столь большого государства как Россия, допустимые и приемлемые изменения состояний даже однотипных экосистем при реализации даже одинаковых видов деятельности должны быть (могут быть) различными. Понятно поэтому, что при реализации любой деятельности следует стремиться сохранить состояние ее природного окружения без изменений, предприятие, сооружение и эксплуатация которого не может обойтись без вмешательства в жизнедеятельность природных объектов, не может не повлиять на качество условий жизни населения. Под промплощадку АЭС, ее строительно-монтажные и вспомогательные предприятия, город энергетиков отводятся земли, вырубаются леса, изымаются территории из сельскохозяйственного производства, из обычного водопользования изымаются водоемы или сооружаются новые искусственные водоемы, строятся дороги, линии электропередач, в ранее мало обжитом регионе появляются люди, транспорт, сооружается город энергетиков с обеспечивающими его жизнь коммунально-бытовыми и другими предприятиями. При строительстве и эксплуатации АЭС в окружающую среду поступают различные химические и радиоактивные загрязнители, избытки выработанного на АЭС тепла, стоки и выбросы коммунальных систем города, развивается урбанизация региона. Все это в той или иной мере меняет ландшафтную структуру региона, структуру некоторых экосистем, их состав, функциональную организо-

ванность, приводит к менее значимым изменениям строения окружающей среды, меняет условия водоотбора и водоотведения, условия разгрузки подземных водных горизонтов, др. изменениям региона. При работе АЭС, хотя и с малой вероятностью, но возможны аварии, при которых за пределы АЭС может поступить радиоактивный загрязнитель в количествах заметно больших, чем при нормальной работе АЭС. Это может вызвать радиационно-стимулированные изменения в состоянии биогеоценотического окружения АЭС. Как при строительстве и нормальной работе АЭС, так и при нарушении ее нормальной работы меняется качество условий жизни населения в регионе АЭС.

Иными словами, строительство и эксплуатация АЭС изменяют состояние окружающей среды ее региона и допустимо лишь такое изменение состояния окружающей среды, которое позволило бы оценивать данную АЭС, как экологически безопасную для данного региона деятельность. В природном окружении АЭС есть экосистемы, которые участвуют в работе АЭС и в силу этого их состояние меняется больше, чем состояние других экосистем, и есть экосистемы, которые в работе АЭС не участвуют, но воздействию со стороны АЭС подвергаются, состояние таких экосистем меняется меньше, чем первых. К первым надо отнести экосистему водоема-охладителя, например, в которой под воздействием сбросного тепла развивается однонаправленная сукцессия – термическое эвтрофирование, вообще говоря, существенно меняющая состояние экосистемы водоема. Ко вторым можно отнести почти все наземные биогеоценозы, изменение состава, структуры которых в основном локальны, происходят на отдельных участках биогеоценозов, обуславливают их урбанизационные нагрузки, нарушения проектов организации строительных работ в регионе, другие подобные причины, объединяемые ныне понятием низкой экологической культу-

ры. Поскольку в задачу обеспечения экологической безопасности любой деятельности входит минимизация изменений состояния природного окружения деятельности, то нормирование допустимых и приемлемых изменений состояний экосистем 1-й и 2-й групп должно быть различным: изменения состояний экосистем 2-й группы должно быть минимальным. Минимальные изменения состояния экосистем – это изменения, вызванные естественными причинами – межгодовой изменчивостью погодных условий в регионе.

Из определения понятия экологической безопасности деятельности и замечаний о нормировании состояния ее окружающей среды, следует, что экологическая безопасность АЭС – это состояние защищенности природных комплексов и населения региона АЭС от воздействий, вызванных строительством и работой АЭС (в том числе, хотя и маловероятными, но возможными нарушениями ее нормальной работы), обеспечивающее благополучное, устраивающее природопользователей региона АЭС, существование природного окружения (наземных, водных экосистем) и санитарно-эпидемиологическое благополучие население. АЭС экологически безопасна, если при ее строительстве и эксплуатации изменения состояния природных комплексов (экосистем, ландшафтов, ландшафтных сопряжений, др.) непосредственно не связанных с работой АЭС не превосходят изменений, обусловленных естественными причинами, а состояние природных комплексов, участвующих в работе АЭС, не превосходят признанных для данной АЭС и данного региона ее размещения допустимыми (при строительстве и нормальной работе АЭС) и приемлемыми (при нарушении нормального режима работы); качество условий жизни населения в регионе АЭС удовлетворяет требованиям санитарно-гигиенических нормативов.

Изменение состояния экосистем (др. природных комплексов) как участвующих, так и не участвующих в работе АЭС регламентирует региональный экологический норматив обеспечения экологической безопасности АЭС (РЭН ОЭБ АЭС), который из-за различий природно-климатических условий районов размещения АЭС разрабатывается с учетом этих различий и особенностей технологической схемы АЭС. РЭН ОЭБ АЭС разрабатывается на строгой научной основе по результатам изучения состояния региона в «доАЭС-кое» время, результатов прогноза ожидаемого состояния региона после строительства и при эксплуатации АЭС, но с учетом требований и пожеланий Заказчика АЭС, местной общественности.

Понятно, конечно, что допустимым и приемлемым изменениям состояния природного окружения АЭС, допустимым и приемлемым изменениям качества условий жизни людей в РЭН ОЭБ АЭС надо бы сопоставить допустимые и приемлемые «силы» воздействия АЭС как на природные комплексы, так и условия жизни людей. Это не сложно сделать в отношении качества условий жизни населения, если иметь в виду, что все воздействия однонаправлены, последствия их суммируются, эффектов синергизма или протектеризма воздействий нет [2]: задача решается с помощью комплексного показателя допустимого суммарного воздействия [3].

Что же касается установления допустимых и приемлемых «сил» воздействия АЭС на природные объекты, то для этого необходимо знать (иметь) зависимости «сила воздействия – последствия воздействия», но найти такие зависимости нельзя. Допустимые и приемлемые «силы» воздействия АЭС на природные объекты приходится устанавливать из опыта природоохранных работ, имея в виду, что радиационные воздействия АЭС не значимы [2], а ПДК химических загрязни-

телей в атмосферном воздухе для древесной растительности можно рассчитать по методике [4]. Совершенно очевидно, что успех разработки РЭН ОЭБ АЭС, его полезность и, если так можно выразиться, его надежность во многом зависят от доступности для разработчиков информации, характеризующей состояние окружающей действующие АЭС среды, ее обобщений и анализов.

Приведенное понятие экологической безопасности АЭС исходящее из предположения об опасности любого антропогенного воздействия для окружающей среды, из предположения, что любая человеческая деятельность есть вмешательство в естественные процессы в окружающей среде, и вследствие этого изменяющая состояние окружающей среды – состояние природного окружения деятельности, качество условий жизни населения в регионе деятельности, обеспечивается реализацией соответствующей «системы мер и действий» включающей в себя:

- выбор места размещения АЭС в природной среде с учетом возможности обеспечить экологическую безопасность АЭС; разработку РЭН ОЭБ АЭС и контроль соответствия требований регионального экологического норматива природно-климатическим условиям в выбранном месте размещения АЭС;
- разработку экологических требований к проекту, строительству и эксплуатации АЭС, обеспечивающих реализацию требований РЭН ОЭБ АЭС;
- снижение до разумного предела в соответствии с принципом оптимизации (по-новому или ALARA по-старому) охраны окружающей среды;
- разработку проекта АЭС в соответствии с экологическими требованиями к проекту (техническим заданием на обеспечение экологической безопасности АЭС);

- контроль (проверку) соответствия разработанного проекта этому техническому заданию путем организации и проведения процедуры оценки воздействия проектируемой АЭС на окружающую среду, включающей проведение экологической экспертизы проекта;
- контроль состояния окружающей среды при строительстве и эксплуатации АЭС, исправлением ее состояния, если оно оказывается не соответствующим критерию экологической безопасности, т. е. требованиям и положениям РЭН ОЭБ АЭС.

Реализация этой «системы мер и действий», обеспечивающей экологическую безопасность АЭС (охрану окружающей АЭС среды) позволяет сохранить окружающую природную среду, качество условий жизни населения в минимально измененном по сравнению с «доАЭС-ким» временем состоянии, учесть пожелания и требования всех действующих природоохранительных документов, пожелания и требования к состоянию окружающей среды местных органов власти, местной общественности, «увидеть» какой будет окружающая среда по завершении строительства АЭС, после ее длительной работы и тогда, когда на АЭС по тем или иным причинам будет нарушен режим нормальной работы*).

---

* Заметим, что изложенное здесь понятие экологической безопасности деятельности, подход к ее обеспечению согласуется с рекомендуемым Международными стандартами ГОСТ Р ИСО 14004-98 «Системы управления окружающей средой. Общие руководящие указания по принципам, системам и средствам обеспечения функционирования» и ГОСТ Р ИСО 14001-98 «Системы управления окружающей средой. Требования и руководство по применению», если принять, что критерий экологической безопасности деятельности, он же РЭН ОЭБ АЭС – это целевой экологический показатель состояния окружающей среды, выраженный количественно (ЦЭП), а плановый экологический показатель (ПЭП) – промежуточные характеристики, состояние окружающей среды, которые должна пройти действующая система «АЭС – окружающая среда» на пути к ЦЭП.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Егоров Ю. А.* **«Обеспечение экологической безопасности деятельности – стратегическое направление стабильного и безопасного развития общества».** // «Региональная экология», 1999, №3. 12 с.;

2. *Егоров Ю. А., Тихомиров Ф. А.* **«Экологические концепции ядерной энергетики».** – «Региональная экология», 1999, №3. 31 с.;

3. *Ильин Л. А., Алексахин Р. М., Егоров Ю. А., Тихомиров Ф. А.* **«Обоснование концепции экологической безопасности АЭС и других предприятий ядерного топливного цикла».** // «Атомная энергия», 1993, т. 74, вып. 4. 316 с.;

4. *Николаевский В. С., Николаевская Т. В.* **«Методика опреде-ления предельно допустимых концентраций вредных газов для растительности».** // М.: ГКСССР по лесу. 1988.

ОБ АВТОРАХ:

Былкин Борис Константинович -
Докт. техн. наук, проф., акад. АПЭ, нач. лаб. ИАЭ;

Егоров Юрий Александрович -
Докт. техн. наук, проф., акад. МАНЭБ, АПСЖ,НЙАН, проф.-консульт. МХО «Интерэнергоатом»;

Емельянов Александр Георгиевич -
Докт. геогр. наук, проф., проф. Тв ГУ;

Карабань Родион Трофимович -
Канд. с/х – наук, гл. н. сотр., ИГКЭ;

Кириллов Владимир Федорович -
Докт. мед. наук, проф., гл. н. сотр., НПО «Радон»;

Николаевский Владимир Серафимович -
Докт. биол. наук, проф., акад. МАНЭБ, АПСЖ, проф. МГУЛ;

Суздалева Антонина Львовна -
Докт. биол. наук, проф., акад. МАНЭБ, проф. МЭИ.

Контактный телефон:
Егоров Юрий Александрович 8-903-807-16-71

РЕЗУЛЬТАТЫ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ОБЬ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ В ГРАНИЦАХ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА

Трапезников А. В.[1], Коржавин А. В.[1], Николкин В. Н.[1], Трапезникова В. Н.[1], Мигунов В. И.[2]

[1] Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, vera@uraltc.ru, BFS_ zar @ mail.ru.

[2] Департамент гражданской защиты населения Ханты-Мансийского автономного округа - Югры, Ханты-Мансийск.

Экологическая безопасность является одной из актуальных проблем настоящего времени, обусловленной непрекращающимся по различным причинам ростом уровня загрязнения окружающей среды, а также тем, что принимаемые меры по охране окружающей среды, водных ресурсов все же недостаточны.

Проблема сохранения качества воды является на данный момент самой актуальной. Науке известно более 2,5 тыс. загрязнителей природных вод. Это пагубно влияет на здоровье населения и ведет к гибели рыб, водоплавающих птиц и других животных, а также к гибели растительного мира водоёмов. При этом не только ядовитые химические и нефтяные загрязнения, избыток органических и минеральных веществ, поступающих со смывом удобрений с полей, опасны для водных экосистем.

Сегодня воды, пригодной для питья, промышленного производства и орошения, не хватает во многих районах мира. Нельзя не обращать внимания на эту проблему, т. к. на следующих поколениях скажутся все последствия антропогенного загрязнения воды. Уже сейчас из-за диоксинового загрязнения водоемов в России ежегодно по-

гибает 20 тыс. человек. Вследствие проживания в опасно отравленной среде обитания распространяются раковые и другие экологически зависимые заболевания различных органов.

В России из 60 куб. км сточных вод по меньшей мере треть попадает в окружающую среду без всякой очистки. Вода не успевает самоочищаться. Для того чтобы вылечить реку после такой агрессии, необходимо разбавлять загрязненную воду чистой как минимум в соотношении 1:30. Этого не происходит.

Экологическая обстановка в бассейне реки Оби характеризуется как крайне напряженная. Негативное воздействие на качество вод оказывают промышленно развитые районы Тюменской области, Урала, Кузбасса, Алтая, Новосибирской и Омской областей, коммунальное хозяйство всех населенных пунктов. По объему сбрасываемых со сточными водами загрязняющих веществ бассейн реки Оби уступает только Волге, а по удельному сбросу загрязняющих веществ в расчете на одного жителя бассейны Иртыша и Тобола значительно превосходят показатели Волжского бассейна. Загрязненные водоемы становятся непригодными для питьевого, а часто и для технического водоснабжения, постепенно теряют рыбохозяйственное значение. Все реки загрязнены тяжелыми металлами. Данные экологического мониторинга свидетельствуют о том, что с каждым годом экологическая ситуация в бассейне ухудшается.

Данные статистической обработки многолетних наблюдений гидрохимической сети Росгидромета и данных наблюдений МПР подтверждают, что характерными загрязняющими веществами бассейна Оби являлись соединения железа, меди, цинка, марганца, азот аммонийный, нефтепродукты и фенолы. В 2003 г. основными загрязняющими веществами рек бассейна Верхней Оби оставались соединения азота, меди, нефтепродукты, легкоокисляемые органические вещества

(по БПК5) и фенолы. Качество воды Верхней Оби соответствует III классу качества ("умеренно грязная"). На Нижней Оби класс качества воды изменяется от "грязной" до "чрезвычайно грязной". Качество воды продолжает ухудшаться.

Среднегодовые концентрации загрязняющих веществ составили (кратность ПДК): азота аммонийного - 1,7-2,9 ПДК, ХПК - 1,6-2,7 ПДК, соединений железа - 7,4-25,7 ПДК, меди - 3,2-26,1 ПДК, цинка - 0,7-36,1 ПДК, марганца - 4,3-24,5 ПДК, фенолов - 1-5 ПДК, нефтепродуктов - 1,4-18,9 ПДК; пестицидов альфа - ГХЦГ - 0,4-2,9 ПДК, гамма - ГХЦГ - 0,9- 2,8 ПДК; по остальным загрязняющим веществам среднегодовые концентрации не превышали ПДК.

В створах р. Оби в 2003 г. зарегистрировано 6 случаев высокого загрязнения (ВЗ) соединениями железа, 1 - меди, 13 - цинка, 4 - марганца, 5 - нефтепродуктами. Наблюдалось 17 случаев нарушения кислородного режима, в том числе отмечено 5 случаев острого дефицита растворенного в воде кислорода, минимум которого составил 0,97 мг/л (ниже г. Салехарда). Причины экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ) и ВЗ обусловлены как антропогенным воздействием, так и природным фактором. Наибольшее содержание железа и марганца наблюдается в зимний и весенний периоды до вскрытия реки, что связано с недостатком кислорода и преобладанием грунтового питания в подледный период (до 30 %).

От верховьев к устью р. Оби наблюдалось нарастание концентрации нефтепродуктов. Наиболее высокие концентрации нефтепродуктов были отмечены в устье р. Оби, хотя основные месторождения нефти сосредоточены в Сургутском, Нижневартовском и Нефтеюганском районах. Это связано с мобильностью водной среды, в результате нефтепродукты оказывается далеко от места промысловых работ. Значительный вклад в загрязнение реки нефтепродуктами вносят аварий-

ные разливы нефти, неорганизованный сток с территории и разрывы трубопроводов.

Не менее сложная обстановка отмечалась и в Иртыше. Иртыш протекает по территории Синьцзян-Уйгурской автономии Китая, Казахстана, России. Но река не знает границ. Тяжелое состояние экосистемы Среднего Иртыша - последствие загрязнения в верховьях. В дельте Черного Иртыша, на границе с Китаем, располагается Бухтарминское водохранилище. В его северо-западной оконечности из-за резкого колебания уровня воды возникла угроза органического загрязнения хозяйственно-бытовыми и сточными водами. Вниз по течению, в бассейне Верхнего Иртыша - основной цветнометаллургический узел Казахстана: на территории рудного Алтая, в одном притоке, реке Ульбе, вся таблица Менделеева. В этом же районе - крупный перерабатывающий центр республики Усть-Каменогорск, фундамент экономики которого составляют металлургический завод, свинцово-цинковый комбинат и гидроэлектростанция. Наконец, мощным фактором загрязнения выступает сельское хозяйство, исторически развитое в бассейне Иртыша.

Без всякого сомнения, экологическое состояние Обь-Иртышской речной системы имеет важнейшее значение как для всего Западно-Сибирского региона, так и для населения Ханты-Мансийского автономного округа. Протяженность Оби и Иртыша по территории округа составляет 1150 километров и 254 километра, соответственно. Не случайно Обь и Иртыш являются магистральными реками на территории округа. Вместе с многочисленными притоками, старицами, озерами и болотами образуют обширную гидрографическую сеть, занимающую от 40 до 70% территории округа. Экологическое состояние ХМАО чрезвычайно зависит от экологии данных рек.

В работе представлены результаты гидрохимических исследований, проведенных в 2008 году.

Объекты, методы исследования и используемое оборудование.

Отбор проб природных сред для гидрохимических исследований на реках Обь и Иртыш проводился в летнее время в границах Ханты-Мансийского автономного округа. Для проведения исследований на реках были выбраны и обозначены постоянные створы. Место расположения створов определяли при помощи спутниковой навигационной системы GPS. Расположение створов представлено на рисунке 1.

В месте слияния Оби с Иртышом створы располагались в виде треугольника. На Оби за 20 км выше и ниже впадения Иртыша (створы 1; 2), а на Иртыше выше по течению за 20 км до впадения в Обь (створ 3). Учитывая большую протяженность рек и значительные расстояния, на Оби были определены еще два постоянных створа, расположенные от предыдущих выше по течению в районе г. Нижневартовска и н.п. Соснино (створы 4; 5) и ниже по течению на расстоянии 40 и 65 км от впадения Иртыша (створы 7; 8), а на Иртыше выше по течению в районе с. Демьянское (створ 6).

Отбор проб воды на химический анализ проводился в соответствии с ГОСТ 51592-2000 [1]. Из водоемов пробы воды отбирали эмалированным ведром с не поврежденным покрытием, а затем переливали в полиэтиленовые бутылки. Перед заполнением посуду дважды ополаскивали исследуемой водой. Для проведения ряда исследований пробы воды отбирали в отдельную посуду и консервировали, добавляя определенное количество хлороформа (для определения нефтепродуктов), азотной кислоты (для определения ртути), 10% серной кислотой для определения тяжелых металлов. Все реактивы для консервации добавляли маркированными мерными пробирками и пипетками. В каждом створе пробы воды отбирали в двух параллельных повторностях.

Измерение массовой концентрации химических ингредиентов в отобранных пробах проводили в Лаборатории

физико-химических методов исследования учебно-научного центра института геологии и геофизики Уральского государственного горного университета по методикам, включенным в РД 18.595-96 Руководящий документ «Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды» [2].

Результаты работы и их обсуждение.

Полученные результаты химического состава воды анализировались в сравнении с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) определяемых компонентов, установленными для рыбохозяйственных водоемов [3]. Результаты исследований представлены в таблице 1.

Основными элементами, ухудшающими качество воды в Оби и Иртыше в 2008 году, являются нефтепродукты и некоторые тяжелые металлы. Их содержание в воде Иртыша составило (кратно ПДК): нефтепродуктов – 1,4 – 3,0 ПДК; железа – 10,1 - 14 ПДК; меди – 6 - 20 ПДК; цинка – 1,0-1,9 ПДК; марганца – 8,9 – 9,3 ПДК; алюминия 1,59 ПДК; ртути 15 – 18 ПДК. Кроме того в одной пробе воды было установлено повышенное содержание азота нитритного до 5 ПДК.

В воде Оби присутствовали следующие компоненты: нефтепродукты – 3,0 – 3,4 ПДК; железо – 17,5 - 29,6 ПДК; медь – 3,0 - 13,0 ПДК; цинк – 1,7-7,0 ПДК; никель – 2,1-3,1 ПДК; свинец – 2,3 – 3,5 ПДК; марганец – 4,8 - 9,7 ПДК; ртуть - 10 ПДК. Так же в одной пробе было отмечено незначительное повышение азота аммонийного – 1,18 ПДК, и азота нитритного – 9 ПДК.

На рисунке 2 представлено распределение азота аммонийного в створах Оби. На графике створы представлены в порядке их размещения по руслу реки. Пятый створ – входной, находился в районе н. п. Соснино, заключительный створ – восьмой, расположенный на 65 км ниже впадения в Обь Иртыша. Как видно из представленного графика, содержание в воде Оби азота аммонийного не подтверждает наличие какой – либо закономерности в его распределении по руслу

реки. В створе №2, расположенном перед слиянием Оби и Иртыша, отмечено незначительное превышение его содержания до 1,18 ПДК. В Иртыше также в одной пробе установлено относительно высокое содержание азота аммонийного, соответствующее уровню предельно допустимой концентрации.

Азотсодержащие органические соединения находятся в воде в самых различных формах: взвесей, остатков организмов, коллоидов, растворенных молекул, которые образуются при биологических процессах и биохимическом распаде остатков организмов. В водных объектах постоянно и неразрывно присутствуют два процесса. С одной стороны – это образование или поступление в водоём органических веществ, а с другой стороны – их распад. Конечным минеральным продуктом сложного процесса распада содержащих азот органических веществ является аммиак, или ионы аммония. Ионы аммония усваиваются растениями при фотосинтезе и могут быть окислены в нитриты и нитраты. В органических соединениях азот входит главным образом в состав аминокислот и белков тканей организмов и продуктов их распада. Последние возникают в процессе отмирания организмов, а также в результате распада продуктов их жизнедеятельности [4].

На рисунке 3 представлено распределение азота нитритного на обследованном участке Оби. Из всех створов существенно выделяется створ под № 4, расположенный в районе г. Нижневартовска. Содержание азота нитритного в пробе воды данного створа в 5 раз превышает ПДК. В Иртыше повышенное содержание азота нитритного также кратное 5 ПДК было отмечено в створе №3, расположенном на противоположном берегу г. Ханты-Мансийска.

Появление нитритов в природных водах связано, главным образом, с процессами минерализации органических веществ и нитрификации. Они являются промежуточным продуктом биохимического окисления аммиака или восстановления нитратов. Аммонийные ионы в водной среде под действием

бактерий вида Nitrosomonas окисляются до нитритных ионов. При наличии достаточного количества в воде кислорода процесс окисления не останавливается на этой стадии. Под действием бактерий Nitrobacter нитриты окисляются далее до нитратов. Обе эти реакции экзотермические, выделяемая при этом энергия используется бактериями при их развитии. Процесс нитрификации может протекать только в аэробных условиях. Таким образом, нитратные ионы являются конечным продуктом сложного процесса минерализации органического вещества. Повышенное содержание нитритов указывает на усиление процессов микробного разложения органических остатков в условиях дефицита кислорода и является одним из критериев сильного загрязнения водного объекта [5].

Следующие химические ингредиенты, которые непременно заслуживают внимания, это содержание в воде общего железа и нефтепродуктов. Их распределение и количественные показатели представлены на рисунках 4 и 5.

Предельно допустимое содержание железа в воде для рыбохозяйственных водоемов составляет 0,1 мг/дм^3. Из представленных результатов видно, что во всех пробах содержание железа в воде Оби значительно превышает ПДК. Аналогичные показатели получены и в пробах воды Иртыша, где содержание железа в 10-14 раз превышало ПДК.

Железо относится к числу наиболее распространенных элементов, содержание его в земной коре около 4,65% (по массе). Однако вследствие низкой миграционной способности концентрация железа в природных водах настолько незначительна, что его принято относить к числу микрокомпонентов. В процессе взаимодействия с содержащимися в природных водах минеральными и органическими веществами образуется сложный комплекс соединений железа, находящихся в воде в растворенном, коллоидном и взвешенном состоянии. Соединения железа поступают в поверхностные

воды за счет процессов химического выветривания горных пород. Значительные количества железа поступают также с подземным стоком и со сточными водами предприятий металлургической, металлообрабатывающей, текстильной, лакокрасочной промышленности и с сельскохозяйственными стоками. Высокий кларк железа обусловливает присутствие этого металла как непременного компонента в природных водах, причем концентрация его в последних может варьировать от микрограммовых количеств до нескольких миллиграммов в 1 л. Концентрация железа подвержена заметным сезонным колебаниям. Обычно в водоемах с высокой биологической продуктивностью в период летней и зимней стагнации заметно увеличение концентрации железа в придонных слоях воды. Осенне-весеннее перемешивание водных масс (гомотермия) сопровождается окислением Fe(II) в Fe(III) и выпадением последнего в виде Fe(OH)3.

Повышенное содержание железа наблюдается в болотных водах, в которых оно находится в виде комплексов с солями гуминовых кислот - гуматами. Учитывая высокую заболоченность территории водосбора Оби, высокое содержание железа в воде реки на территории ХМАО является как бы естественным природным фактором. Среднее содержание общего железа в воде Оби составило 2,22±0,468 мг/дм^3, в воде Иртыша 1,21±0,276 мг/дм^3.

Являясь биологически активным элементом, железо в определенной степени влияет на интенсивность развития фитопланктона и качественный состав микрофлоры в водоеме. Содержание железа в воде выше 1-2 мг/л значительно ухудшает органолептические свойства, придавая ей неприятный вяжущий вкус, и делает воду малопригодной для использования в технических целях.

Еще одним очень важным показателем уровня загрязнения рек Оби и Иртыша для Ханты-Мансийского автономного округа является степень их загрязнения нефтепрродуктами.

По данным зарубежных экспертов, нефтяной потенциал округа составляет 70% от всего потенциала России. Всего на территории округа открыто 423 месторождения, из них 366 нефтяных. В округе ведут добычу нефти 55 предприятий, эксплуатирующие 76 360 скважин. По официальным данным предприятия сбрасывают в водные объекты примерно 690 тонн загрязняющих веществ в год. ПДК для нефтепродуктов в воде рыбохозяйственных водоемов составляет 0,05 мг/дм^3 . Степень загрязнения обской воды нефтью представлена на рисунке 5. Представленные данные свидетельствуют о практически повсеместном загрязнении реки нефтепродуктами. В двух пробах иртышской воды также отмечено присутствие нефтепродуктов в количестве 1,4-3,0 ПДК.

Загрязнение нефтепродуктами реки Оби и других рек обусловлено различными источниками. Сюда относятся залповые поступления нефти непосредственно в реки в результате аварий на трубопроводах и нефтеналивных судах. В этих случаях образуются сильные локальные загрязнения в виде нефтяных пятен, которые, смещаясь по течению, постепенно рассеиваются. Значительным источником загрязнения также являются города Нижневартовск, Сургут, Нефтеюганск и др. Сброс нефтесодержащих сточных вод промышленными предприятиями, смыв нефтепродуктов с производственных площадок и улиц обуславливает поступление нефтепродуктов в реки. Главным поставщиком нефтепродуктов в Обь являются территории нефтепромыслов. Реки Бол. Юган, Бол. Салым, Тромъеган, Вах и др. после своего впадения сразу дают резкое увеличение содержания нефтепродуктов в р. Оби. Второй источник - внутрипромысловые нефтепроводы, доставляющие нефть в коллектор; идут от кустов к коллектору обычно вдоль дорог, соединяющих кусты с основными транспортными магистралями. Третий источник нефтяного загрязнения водосборов - магистральные трубопроводы, при их порывах образуются наиболее обширные поля загрязнений [6].

Сырая нефть является смесью химических веществ, содержащей сотни компонентов. Установлено, что нефть образовалась в результате длительного теплового, бактериологического и химического воздействия на органические остатки растительных и животных организмов. Поэтому нефть частично обладает сложной химической природой тех материалов, из которых она образовалась. Более 75%, общего состава нефти приходится на углеводороды; кроме них в нефти в наибольших количествах содержатся сера, азот и кислород: до 4% серы, 1 % азота и несколько меньше кислорода. Биологические и химические свойства различных углеводородов существенно различаются, поэтому, при оценке влияния компонентов нефти на окружающую среду необходимо знать состав определенного нефтепродукта.

Состав нефти обычно определяется количественным содержанием углеводородов, которые делятся на парафины, циклопарафины, ароматические и нафтеноароматические углеводороды.

Сырая нефть содержит 25% парафинов, их обнаруживают главным образом во фракциях с низкой температурой кипения (40 - 230°С). Содержание парафинов в различных сырых нефтепродуктах колеблется в широких пределах. Некоторые нефтепродукты состоят главным образом из парафинов нормального строения, в то время как другие содержат лишь, следы этих соединений.

Циклопарафины, которые называют также нафтенами, составляют 30 - 60% общего состава сырой нефти. Большинство из них являются моноциклическими. Однако во фракциях, кипящих при высоких температурах, обнаружены соединения, содержащие 6 и более колец. Наиболее часто можно обнаружить циклопентан и циклогексан.

Загрязнение нефтью и нефтепродуктами приводит к химическим, биологическим и физическим изменениям в вод-

ной среде. Главными процессами, оказывающими влияние на химический состав воды, являются микробиологическое разложение нефти и ухудшение газообмена между поверхностью воды и атмосферой. Попадая в водные объекты, нефть первоначально образует пленку на поверхности водоема. При растекании пленки нефти по поверхности воды она образует мульти-молекулярный слой, который может покрыть очень большие поверхности. Примерно 15 т мазута в течение 6-7 суток растекаются и покрывают поверхность около 20 км^2. Нефтяная пленка, образующаяся на границе раздела воздух - вода, в значительной мере определяет многие химические и биохимические циклы, в частности состояние карбонатной системы. Она влияет, кроме того, на многие физические характеристики, такие, как перенос кислорода, проникновение света, испарение. Вещества, содержащиеся в пленке, могут служить центрами комплексообразования с металлами. Подсчитано, что для полного окисления 4 дм^3 сырой нефти потребуется кислород, содержащийся в 1,5·10 м^3 воды, насыщенной воздухом при 60°С. Это эквивалентно количеству воды, содержащейся в слое глубиной 30 см и площадью поверхности 0,5·10^4 м^2. Нефтепродукты оказывают неблагоприятное воздействие на физическое, химическое и биологическое состояние водоема, водную растительность, животный мир [7].

Постоянными компонентами воды Оби и Иртыша являются тяжелые металлы. Их количественное содержание и соотношение в воде Оби и Иртыша представлено на рисунке 6. Как показывают представленные данные, в воде Оби несколько выше содержание никеля, свинца, хрома и мышьяка. Если в пробах воды Иртыша содержание вышеназванных элементов не превышало ПДК, в обской воде содержание никеля составляло до 3,1 ПДК, свинца до 3,5 ПДК. Кроме указанных элементов в воде обеих рек отмечено повышенное содержание алюминия, меди, цинка, марганца, ртути.

Тяжелые металлы относятся к приоритетным загрязняющим веществам, наблюдения за которыми обязательны во всех средах. Термин тяжелые металлы, характеризующий широкую группу загрязняющих веществ, получил в последнее время значительное распространение. В различных научных и прикладных работах авторы по-разному трактуют значение этого понятия. В связи с этим количество элементов, относимых к группе тяжелых металлов, изменяется в широких пределах. В качестве критериев принадлежности используются многочисленные характеристики: атомная масса, плотность, токсичность, распространенность в природной среде, степень вовлеченности в природные и техногенные циклы. В некоторых случаях под определение тяжелых металлов попадают элементы, относящиеся к хрупким (например, висмут) или металлоидам (например, мышьяк). Согласно сведениям, представленным в «Справочнике по элементарной химии» под ред. А.Т.Пилипенко (1977), к тяжелым металлам отнесены элементы, плотность которых более 5 г/см^3. Формально определению тяжелые металлы соответствует большое количество элементов. Однако, по мнению исследователей, занятых практической деятельностью, связанной с организацией наблюдений за состоянием и загрязнением окружающей среды, соединения этих элементов далеко не равнозначны как загрязняющие вещества. Поэтому во многих работах происходит сужение рамок группы тяжелых металлов, в соответствии с критериями приоритетности, обусловленными направлением и спецификой работ. Так, в ставших уже классическими работах Ю.А. Израэля в перечне химических веществ, подлежащих определению в природных средах на фоновых станциях в биосферных заповедниках, в разделе тяжелые металлы поименованы Pb, Hg, Cd, As [8].

Источниками загрязнения вод тяжелыми металлами служат сточные воды гальванических цехов, предприятий горнодобывающей, черной и цветной металлургии, машиностроительных заводов. Тяжелые металлы входят в состав

удобрений и пестицидов и могут попадать в водоемы вместе со стоком с сельскохозяйственных угодий.

Наиболее характерными загрязнителями воды Оби и Иртыша являются медь, свинец, цинк, марганец, ртуть. На рисунке 7 представлено содержание меди в створах Оби. Более высокое содержание отмечено на входном створе обследованного участка реки, которое составляло 0,013 мг/дм^3, а меньшее содержание в створе 2 перед впадением Иртыша - 0,003 мг/дм^3. В среднем содержание меди в воде Оби составило 0,0068±0,0037 мг/дм^3, в Иртыше - 0,013±0,009 мг/дм^3. Предельно допустимая концентрация меди для рыбохозяйственных водоемов равна 0,001 мг/дм^3. Наиболее высокое содержание меди установлено в Иртыше перед впадением в Обь, равное 20 ПДК.

Медь - один из важнейших микроэлементов. Физиологическая активность меди связана главным образом с включением ее в состав активных центров окислительно-восстановительных ферментов. Недостаточное содержание меди в почвах отрицательно влияет на синтез белков, жиров и витаминов и способствует бесплодию растительных организмов. Медь участвует в процессе фотосинтеза и влияет на усвоение азота растениями. Вместе с тем, избыточные концентрации меди оказывают неблагоприятное воздействие на растительные и животные организмы.

Содержание меди в природных пресных водах колеблется от 2 до 30 мкг/дм^3, в морских водах - от 0.5 до 3.5 мкг/дм^3. Повышенные концентрации меди (до нескольких граммов в литре) характерны для кислых рудничных вод.

Основным источником поступления меди в природные воды являются сточные воды предприятий химической, металлургической промышленности, шахтные воды, альдегидные реагенты, используемые для уничтожения водорослей. В подземных водах содержание меди обусловлено взаимодействием воды с горными породами, содержащими ее

(халькопирит, халькозин, ковеллин, борнит, малахит, азурит, хризаколла, бротантин).

На рисунке 8. представлено содержание свинца в створах Оби. В среднем содержание данного элемента в воде Оби составило 0,0175±0,009 мг/дм^3. Предельно допустимая концентрация свинца составляет 0,006 мг/дм^3. Не обнаружено свинца в пробе воды створа № 2 в Оби, а также в пробах воды Иртыша.

Естественными источниками поступления свинца в поверхностные воды являются процессы растворения эндогенных (галенит) и экзогенных (англезит, церуссит и др.) минералов. Значительное повышение содержания свинца в окружающей среде (в т. ч. и в поверхностных водах) связано со сжиганием углей, применением тетраэтилсвинца в качестве антидетонатора в моторном топливе, с выносом в водные объекты со сточными водами рудообогатительных фабрик, некоторых металлургических заводов, химических производств, шахт и т. д. Существенными факторами понижения концентрации свинца в воде является адсорбция его взвешенными веществами и осаждение с ними в донные отложения. В числе других металлов свинец извлекается и накапливается гидробионтами.

Свинец находится в природных водах в растворенном и взвешенном (сорбированном) состоянии. В растворенной форме встречается в виде минеральных и органоминеральных комплексов, а также простых ионов, в нерастворимой - главным образом в виде сульфидов, сульфатов и карбонатов.

В речных водах концентрация свинца колеблется от десятых долей до единиц микрограммов в 1 дм^3. Даже в воде водных объектов, прилегающих к районам полиметаллических руд, концентрация его редко достигает десятков миллиграммов в 1 дм^3. Лишь в хлоридных термальных водах концентрация свинца иногда достигает нескольких миллиграммов в 1 дм^3.

Влияние свинца на здоровье происходит при поступлении свинца с пищей и водой. Свинец накапливается в теле, в костях и поверхностных тканях. Свинец влияет на почки, печень, нервную систему и органы кровообразования. Пожилые и дети особенно чувствительны даже к низким дозам свинца.

Так же следует отметить повсеместно высокое содержание марганца в воде обследованных рек. В Оби концентрация марганца повышалась до 9,7 ПДК, в Иртыше до 9,3 ПДК. ПДК марганца для рыбохозяйственных водоемов составляет 0,01 мг/дм^3. Распределение марганца на обследованном участке Оби представлено на рисунке 9. Наиболее высокое содержание данного элемента отмечено в районе г. Нижневартовска, а далее наблюдается постепенное его снижение.

В поверхностные воды марганец поступает в результате выщелачивания железомарганцевых руд и других минералов, содержащих марганец (пиролюзит, псиломелан, браунит, манганит, черная охра). Значительные количества марганца поступают в процессе разложения водных животных и растительных организмов, особенно сине-зеленых, диатомовых водорослей и высших водных растений. Соединения марганца выносятся в водоемы со сточными водами марганцевых обогатительных фабрик, металлургических заводов, предприятий химической промышленности и с шахтными водами.

Понижение концентрации ионов марганца в природных водах происходит в результате окисления Mn(II) до MnO_2 и других высоковалентных оксидов, выпадающих в осадок. Концентрация растворенных соединений марганца понижается вследствие утилизации их водорослями.

В речных водах содержание марганца колеблется обычно от 1 до 160 мкг/дм^3, среднее содержание в морских водах составляет 2 мкг/дм^3. Концентрация марганца в поверхностных водах подвержена сезонным колебаниям.

Факторами, определяющими изменения концентраций марганца, являются соотношение между поверхностным и подземным стоком, интенсивность потребления его при фотосинтезе, разложение фитопланктона, микроорганизмов и высшей водной растительности, а также процессы осаждения его на дно водных объектов.

Роль марганца в жизни высших растений и водорослей водоемов весьма велика. Марганец способствует утилизации CO_2 растениями, чем повышает интенсивность фотосинтеза, участвует в процессах восстановления нитратов и ассимиляции азота растениями. Марганец способствует переходу активного Fe(II) в Fe(III), что предохраняет клетку от отравления, ускоряет рост организмов и т. д. Важная экологическая и физиологическая роль марганца вызывает необходимость изучения и распределения марганца в природных водах.

В пробе воды, взятой в районе г. Нижневартовска также отмечено достаточно высокое содержание цинка, равное 7 ПДК. Предельно допустимая концентрация цинка для рыбохозяйственных водоемов составляет 0,01 мг/дм^3. В среднем содержание цинка в воде Оби составило 0,015±0,01 мг/дм^3, в Иртыше 0,004 мг/дм^3.

Цинк попадает в природные воды в результате протекающих в природе процессов разрушения и растворения горных пород и минералов (сфалерит, цинкит, госларит, смитсонит, каламин), а также со сточными водами рудообогатительных фабрик и гальванических цехов, производств пергаментной бумаги, минеральных красок, вискозного волокна и др.

В воде существует главным образом в ионной форме или в форме его минеральных и органических комплексов. Иногда встречается в нерастворимых формах: в виде гидроксида, карбоната, сульфида и др.

В речных водах концентрация цинка обычно колеблется от 3 до 120 мкг/дм^3, в морских - от 1.5 до 10 мкг/дм^3. Содержание в рудных и особенно в шахтных водах с низкими значениями pH может быть значительным.

Цинк относится к числу активных микроэлементов, влияющих на рост и нормальное развитие организмов. В то же время многие соединения цинка токсичны, прежде всего, его сульфат и хлорид.

В минимальных количествах в пробах воды Оби и Иртыша обнаружена ртуть. Но, поскольку, ртуть относится к элементам 1 класса опасности, её предельно допустимая концентрация в воде должна составлять не более 0,00001 мг/дм^3. Содержание ртути в воде Оби было равно 10 ПДК, в Иртыше до 18 ПДК.

В поверхностные воды соединения ртути могут поступать в результате выщелачивания пород в районе ртутных месторождений (киноварь, метациннабарит, ливингстонит), в процессе разложения водных организмов, накапливающих ртуть. Значительные количества поступают в водные объекты со сточными водами предприятий, производящих красители, пестициды, фармацевтические препараты, некоторые взрывчатые вещества. Тепловые электростанции, работающие на угле, выбрасывают в атмосферу значительные количества соединений ртути, которые в результате мокрых и сухих выпадений попадают в водные объекты.

Понижение концентрации растворенных соединений ртути происходит в результате извлечения их многими морскими и пресноводными организмами, обладающими способностью накапливать ее в концентрациях, во много раз превышающих содержание ее в воде, а также процессов адсорбции взвешенными веществами и донными отложениями.

Соединения ртути высоко токсичны, они поражают нервную систему человека, вызывают изменения со стороны слизистой оболочки, нарушение двигательной функции и секреции желудочно-кишечного тракта, изменения в крови и др. Бактериальные процессы метилирования направлены на образование метилртутных соединений, которые во много раз токсичнее минеральных солей ртути. Метилртутные соединения накапливаются в рыбе и могут попадать в организм человека.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ №07-05-00171 и Департамента гражданской защиты населения Ханты-Мансийского автономного округа – Югры.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Основными загрязнителями, ухудшающими качество воды в Оби и Иртыше, являются нефтепродукты и тяжелые металлы. Их содержание в воде Иртыша составило (кратно ПДК):

нефтепродуктов – 1,4 – 3,0 ПДК;
железа – 10,1 - 14 ПДК;
меди – 6 - 20 ПДК;
цинка – 1,0-1,9 ПДК;
марганца – 8,9 – 9,3 ПДК;
алюминия 1,59 ПДК;
ртути 15 – 18 ПДК.

В воде Оби присутствовали: нефтепродукты – 3,0 – 3,4 ПДК; железо – 17,5 - 29,6 ПДК; медь – 3,0 - 13,0 ПДК; цинк – 1,7-7,0 ПДК; никель – 2,1-3,1 ПДК; свинец – 2,3 – 3,5 ПДК; марганец – 4,8 - 9,7 ПДК; ртуть - 10 ПДК. Загрязнение Оби и Иртыша нефтепродуктами и тяжелыми металлами на обследованных участках рек является повсеместным. Масштабное загрязнение магистральных рек Западной Сибири ведет к снижению рыбной продуктивности, гибели отдельных наиболее ценных видов рыб, глубоким нарушениям в водных экосистемах и в итоге пагубно влияет на здоровье населения округа.

Таблица 1. Результаты физико-химического исследования проб воды р. Обь, Иртыш, мг/дм^3.

Ингредиенты	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 4	Створ 5	Створ 6	Створ 8
Аммиак	0,122	0,56	0,38	0,21	0,24	0,49	0,30
Азот аммонийный	0,10	0,47	0,31	0,12	0,20	0,41	0,25
Азот нитритный	0,010	0,006	0,10	0,18	0,010	0,012	0,012
Азот нитратный	0,46	0,45	0,43	0,52	0,46	0,43	0,25
Кальций	17,1	10,7	14,7	14,0	17,5	18,7	12,9
Магний	9,04	6,24	10,2	4,60	10,3	12,8	6,39
Сульфат-ион	6,00	3,34	11,1	6,89	1,30	9,50	6,9
Хлорид-ион	8,30	5,54	10,8	5,54	8,54	14,8	8,3
Нефтепродукты	0,05	<0,05	0,07	0,15	0,15	0,15	0,17
Железо общее	2,34	1,95	1,4	2,96	1,75	1,01	2,08
pH	8,05	7,60	8,00	8,40	7,75	7,90	7,70
Минерализация	97,2	65,1	103,7	82,7	97,4	129,2	73,2
ХПК (О2)	7,44	7,36	6,96	5,92	6,72	6,40	6,00
Жестокость (мгэкв/дм)	1,61	1,54	2,14	1,80	2,43	2,74	1,68
Гидрокарбонаты	91,5	61,0	85,4	67,1	97,6	109,8	62,8
Калий	2,83	2,62	2,83	2,42	0,83	1,04	1,83
Натрий	5,06	3,04	8,09	9,53	4,05	10,1	4,72
Медь	0,006	0,003	0,006	0,006	0,013	0,020	0,006
Цинк	0,017	0,010	0,019	0,035	0,007	0,010	0,019
Никель	0,021	0,031	0,004	0,021	0,004	0,004	0,021
Свинец	0,014	н.о.	н.о.	0,021	0,014	н.о.	0,021
Марганец	0,065	0,073	0,093	0,097	0,065	0,089	0,048
Кадмий	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.
Алюминий	0,0221	0,0263	0,0637	0,0886	0,0471	0,0332	0,0235
Хром общий	0,001	0,001	<0,001	0,005	0,003	0,001	0,002
Мышьяк	0,0090	0,00426	0,0010	0,0051	0,0010	0,0010	0,0035
Ртуть	<0,0001	0,0001	0,00018	0,0001	0,0001	0,00015	0,00010

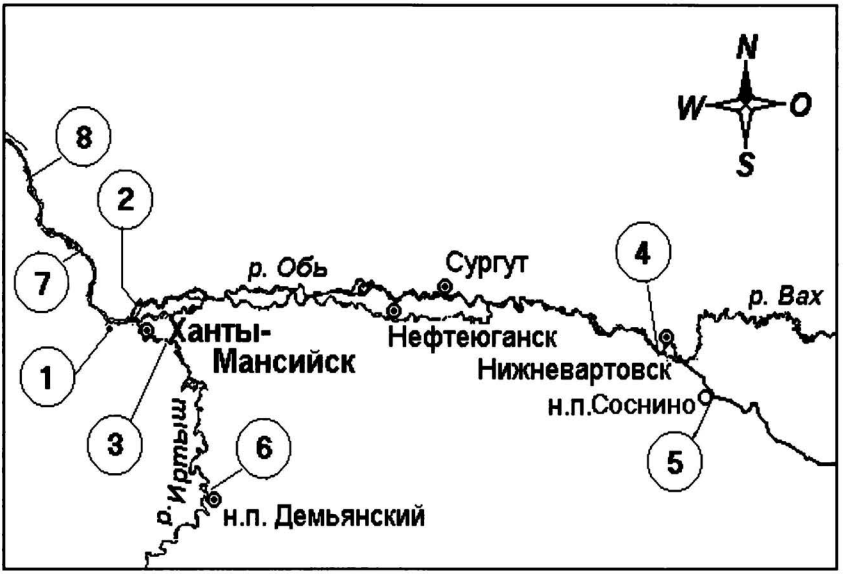


Рисунок 1. Расположение створов на реках Обь и Иртыш.

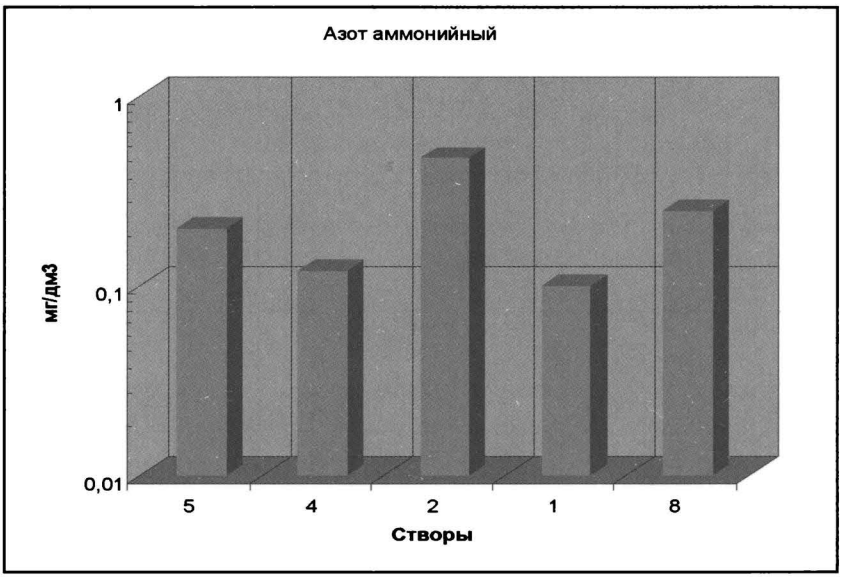


Рисунок 2. Содержание азота аммонийного в воде Оби в 2008 г.

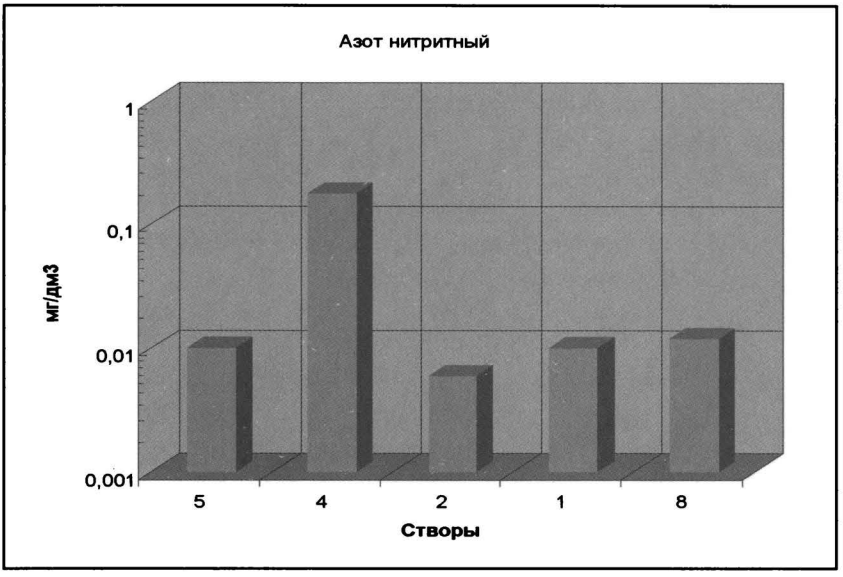


Рисунок 3. Содержание азота нитритного в воде Оби в 2008 г.

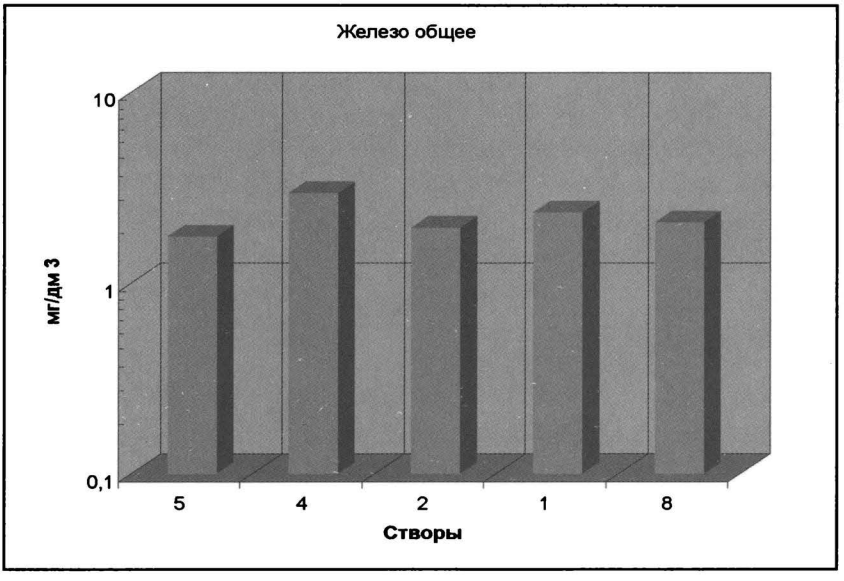


Рисунок 4. Содержание железа общего в воде Оби в 2008 г.

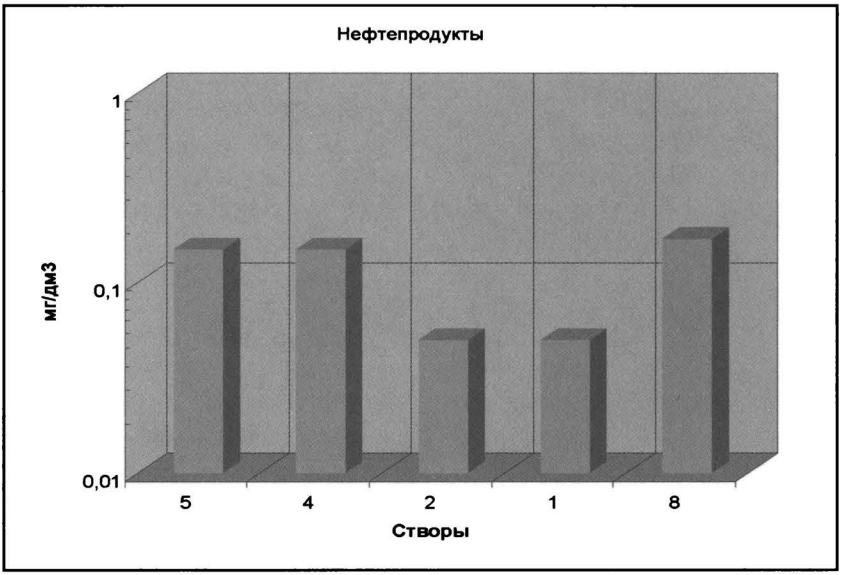


Рисунок 5. Содержание нефтепродуктов в воде Оби в 2008 г.

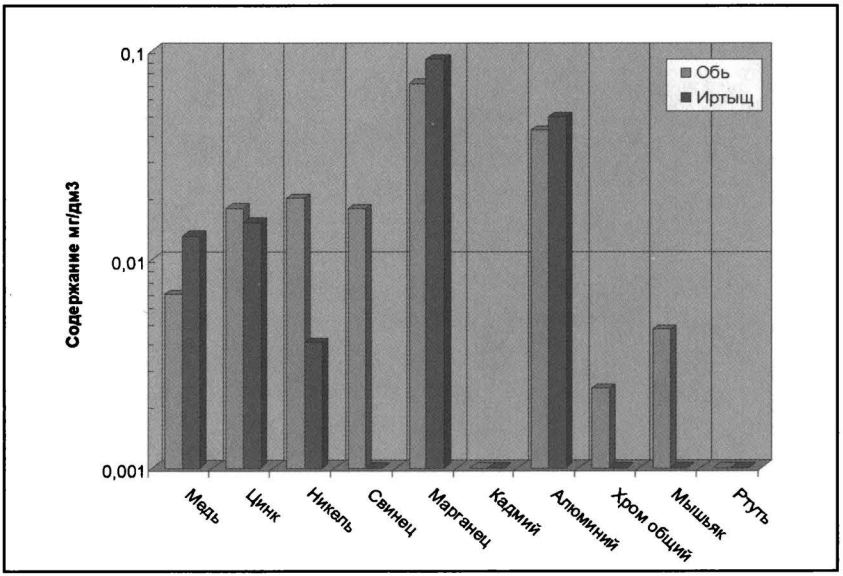


Рисунок 6. Содержание тяжелых металлов в воде Оби и Иртыша.

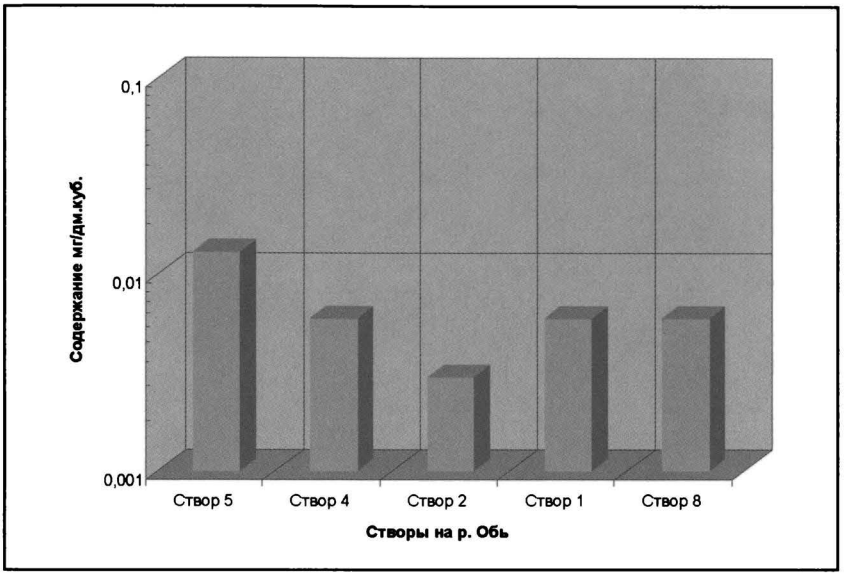


Рисунок 7. Содержание меди в воде Оби.

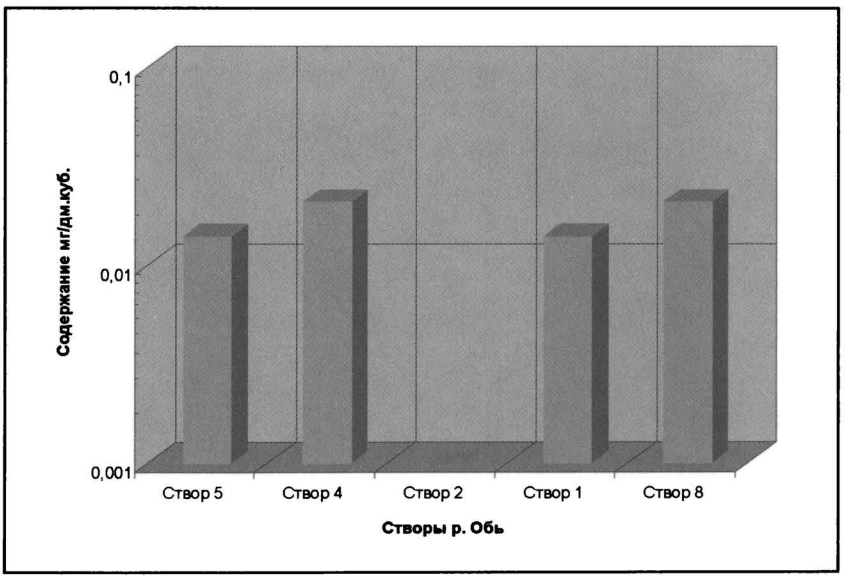


Рисунок 8. Содержание свинца в воде Оби.

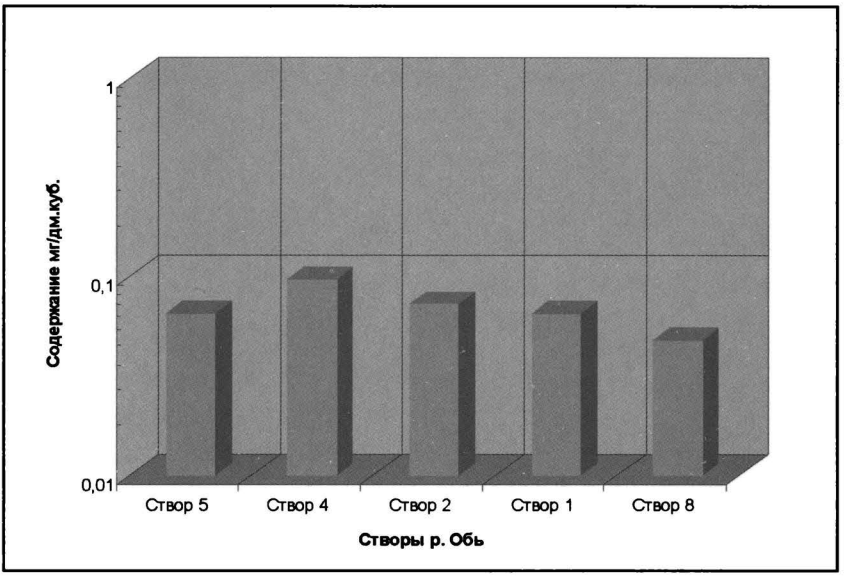


Рисунок 9. Содержание марганца в воде Оби.

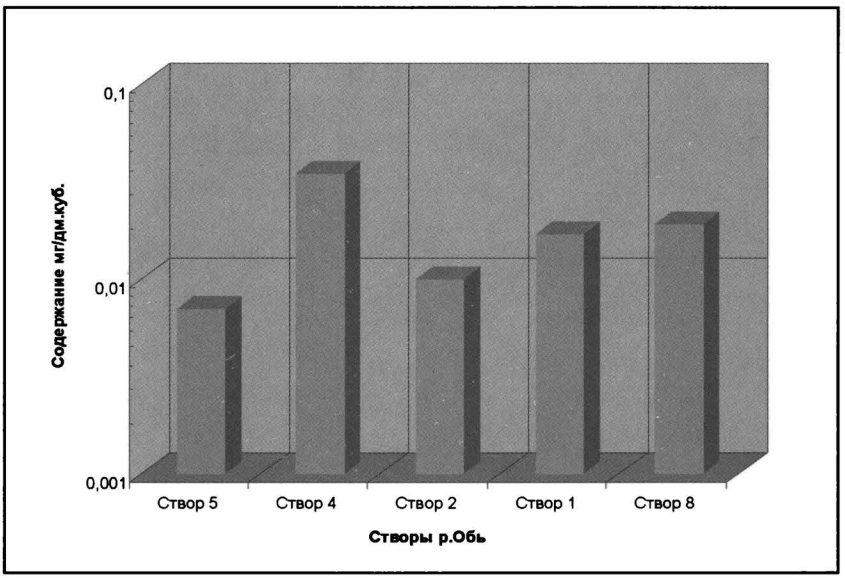


Рисунок 10. Содержание цинка в воде Оби.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Вода. Общие требования к отбору проб.** ГОСТ 51592-2000;

2. **Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды.** РД 18.595-96;

3. **Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочных безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды, водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение.** М.: «ВНИРО», 1999. 304 с.;

4. *Никаноров А. М.* **«Гидрохимия».** Л.: «Гидрометеоиздат», 1989. 351 с.;

5. *Алексин О. А.* **«Основы гидрохимии».** Л.: «Гидрометеоиздат», 1970. 443 с.;

6. *Калинин В. М., Соромотин А. В.* **«Количественная оценка смыва нефтепродуктов с поверхности замазученных водосборов в речную сеть» / «О состоянии окружающей природной среды Ханты-Мансийского округа в 1998 году».** Ханты-Мансийск: ГУИПП «Полиграфист», 1999. 18-20 с.;

7. *Быковский В. А.* **«Экологические вопросы при разработке нефтяных месторождений Крайнего Севера».** Екатеринбург: Издательство «Екатеринбург», 1999. 0-112 с.;

8. *Мур Дж. В., Рамамурти С.* **«Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния».** Пер. с англ, под ред. Ю. Е. Саета. М.: «Мир», 1987. 288 с.

ИТОГИ РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКОЙ ПАСПОРТИЗАЦИИ ОРГАНИЗАЦИЙ И ТЕРРИТОРИИ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА – ЮГРЫ ПО СОСТОЯНИЮ ЗА 2007 ГОД

Мигунов В. И., Чубаров Я. Г., Ситникова С. Г.
Департамент гражданской защиты населения
Ханты-Мансийского автономного округа – Югры,
г. Ханты-Мансийск.

В 2008 году во исполнение федерального и окружного законодательства в области обеспечения радиационной безопасности населения [1, 2] была продолжена радиационно-гигиеническая паспортизация организаций, использующих в своей хозяйственной деятельности различные источники ионизирующего излучения (ИИИ), и территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры по состоянию на 2007 год. Целью радиационно-гигиенической паспортизации, как на уровне организации, так и на уровне субъекта Российской Федерации, по-прежнему являлось получение объективной информации о радиационной обстановке и принимаемых мерах по обеспечению радиационной безопасности.

Источников получения информации, необходимой для составления радиационно-гигиенического паспорта территории автономного округа (РГПТ), несколько. Прежде всего, это радиационно-гигиенические паспорта организаций (РГПО), эксплуатирующих различные радиационные источники на территории автономного округа. РГПО поступают в Департамент гражданской защиты населения Ханты-Мансийского автономного округа – Югры во исполнение постановления Правительства автономного округа «О радиационно-гигиенической паспортизации» [3]. Основной информационной базой для составления РГПТ являются банки данных ре-

гиональной подсистемы Единой государственной системы контроля и учёта индивидуальных доз облучения граждан (ЕСКИД), в рамках которой осуществляется учёт и контроль доз облучения жителей Югры от всех основных источников излучения – техногенных, природных и медицинских.

Ещё одним источником получения информации для заполнения РГПТ в части, касающейся уровня радиоактивного загрязнения окружающей среды, является радиационный мониторинг объектов внешней среды (почвы, атмосферного воздуха, воды открытых водоёмов и источников питьевого водоснабжения, пищевых продуктов и продовольственного сырья).

В 2007 году деятельность с использованием различных ИИИ на территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры осуществляли 260 организаций и их обособленных структурных подразделений. Основную долю радиационных объектов составили медицинские учреждения, осуществлявшие медицинские рентгенорадиологические исследования (РРИ) с диагностической, профилактической и терапевтической целями (41,5%). Чуть более 32% пришлось на долю промышленных организаций, осуществлявших преимущественно контроль качества сварных соединений методом рентгеновской дефектоскопии на различных объектах нефтегазодобычи, строительства трубопроводов, транспортировки нефти и газа, 19% - на долю геологоразведочных и добывающих предприятий, осуществлявших радиоактивный каротаж скважин при их геофизических исследованиях, при гидравлических разрывах пластов и капитальном ремонте скважин. Немногим более 6% составили авиакомпании и авиапредприятия, использующие радиоизотопные приборы на воздушных судах и рентгеновские установки для досмотра пассажиров, багажа и грузов. Менее 1% от числа всех организаций, эксплуатировавших источники излучения, пришлось на долю научных и учебных учреждений.

Подавляющее большинство организаций (96,5%) относятся к IV категории потенциальной радиационной опасности, остальные 3,5% к III категории. Наибольшее количество радиационных объектов, независимо от видов их деятельности, сосредоточено в таких крупных промышленных центрах Ханты-Мансийского автономного округа – Югры, как гг. Сургут, Нижневартовск, Нефтеюганск, Нягань, Когалым, Сургутский район и др.

Согласно данным РГПО, общее количество техногенных источников излучения составило 1926 единиц. Из них основная доля приходится на медицинские рентгеновские аппараты (26,8%), закрытые радионуклидные источники (25,2%), радиоизотопные приборы (20,6%) и рентгеновские дефектоскопы (19,5%).

Численность лиц из персонала, занятых в работах с источниками излучения, дозовые нагрузки которых учтены в региональном банке данных ЕСКИД, составила 3629 человек, из них персонал группы А - 3472 чел., группы Б – 157 чел. Более половины от общего числа лиц из персонала работали в геологоразведочных и добывающих организациях, 25,2% - в рентгеновских кабинетах медицинских учреждений. В промышленных организациях в работах с ИИИ были заняты 11,7% от численности всего персонала радиационных объектов. Доля работников прочих организаций составила менее 12%.

Характеристика радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Как известно, облучение населения природными источниками излучения происходит как в бытовых, так и в производственных условиях, и формируется за счёт радионуклидов семейств урана, тория и калия-40, содержащихся в объектах среды обитания человека, окружающей среде и организме

человека, а также космического излучения. Поэтому при составлении РГПТ автономного округа большое внимание уделяется, в том числе, характеристикам радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды – почвы, приземного слоя атмосферы, воды поверхностных водоёмов и питьевой воды источников питьевого водоснабжения, пищевых продуктов, удельной активности естественных радионуклидов в строительных материалах и др.

В 2007 г. радиационный мониторинг объектов среды обитания человека осуществляли территориальные органы Роспотребнадзора по Ханты-Мансийскому автономному округу – Югре в рамках государственного санитарно-эпидемиологического надзора за радиационной обстановкой, а также Департамент гражданской защиты населения автономного округа в рамках реализации полномочий федерального и окружного законодательства в области обеспечения радиационной безопасности в части организации радиационного мониторинга на региональном уровне. На реализацию запланированного объёма работ из средств окружного бюджета было выделено и израсходовано 4626,8 тыс. руб.

По данным радиационного мониторинга в 2007 году среднее значение *плотности загрязнения почвы* цезием-137 на территории автономного округа составило 0,65 кБк/м^2, не превышая таким образом фоновых показателей для равнинных территорий России, обусловленных глобальными выпадениями продуктов ядерных взрывов (3,7 кБк/м^2). Радиохимические исследования проб почвы, отобранных в различных населённых пунктах округа, показали, что суммарная удельная активность природных радионуклидов (^{226}Ra, ^{40}K) существенно выше, чем техногенных (^{137}Cs), причём основной вклад в природную компоненту радиоактивного загрязнения вносит ^{40}K. Также не установлено дополнительного, кроме глобальных выпадений, техногенного загрязнения территорий обследованных населённых пунктов.

Исследования радиоактивного загрязнения *приземного слоя атмосферы* в 2007 году проводились в гг. Радужный, Покачи, Нижневартовск и 4 населённых пунктах Нижневартовского района. Значения суммарной удельной бета-активности долгоживущих радионуклидов в пробах воздуха колебались в диапазоне от $0,5*10^{-4}$ Бк/м^3 (г. Радужный) до $6,6*10^{-4}$ Бк/м^3 (пос. Варьёган Нижневартовского района) при среднем значении по всем обследованным населённым пунктам около $4,0*10^{-4}$ Бк/м^3. Полученные данные оказались близки к данным, полученным ранее для других населённых пунктов автономного округа. Анализ этих данных показал, что объёмная активность долгоживущих бета-активных радионуклидов в атмосферном воздухе остаётся достаточно стабильной в течение ряда лет.

Результаты *радиоэкологического исследования воды рек Иртыш и Обь* в границах автономного округа, полученные в 2004-2006 гг., свидетельствовали об устойчивом росте содержания долгоживущих техногенных радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в большинстве исследованных створов рек. В 2007 году в условиях высокого уровня паводковых вод наблюдалось снижение объёмной активности радионуклидов в Оби, но при этом в Иртыше объёмные активности радионуклидов повысились. На участке реки Обь после слияния рек было отмечено локальное повышение содержания цезия-137 и стронция-90 в воде. Тем не менее, объёмные активности радионуклидов в воде рек оказались близки к соответствующим величинам в осадках не территории автономного округа и по обоим радионуклидам на 2-3 порядка ниже уровня вмешательства, установленного Нормами радиационной безопасности (НРБ-99) для населения [4].

Концентрация радионуклидов в различных породах рыб в зависимости от их вида и места отлова изменялась в широких пределах, однако характерно, что для всех видов рыб концентрация ^{90}Sr оказалась в несколько раз выше, чем концен-

трация ^{137}Cs, что является следствием преобладания в воде рек концентрации первого радионуклида. Следует отметить, что на протяжении всего периода наблюдений содержание радионуклидов в тканях рыб не превышало установленных гигиенических нормативов [5], что не препятствовало использованию её в пищу.

Для *воды источников питьевого водоснабжения* на территории автономного округа в течение последних лет ежегодно регистрировались единичные случаи превышения величины суммарной альфа-активности выше установленного уровня предварительной оценки воды (по НРБ-99 этот уровень составляет 0,1 Бк/л). 2007 год не стал исключением. Среднее значение суммарной альфа-активности питьевой воды составило 0,068 Бк/л при максимально зафиксированном значении 0,11 Бк/л. Численные значения суммарной бета-активности питьевой воды не превышали уровня предварительной оценки, установленного НРБ-99 (1,0 Бк/л). Среднее значение суммарной бета-активности составило 0,10 Бк/л при максимуме 0,20 Бк/л.

Удельная активность радона-222 в питьевой воде не превышала 5 Бк/кг во всех обследованных населённых пунктах. Аналогичные данные были получены и для других ранее обследованных районов округа.

По совокупности данных по удельной активности природных радионуклидов, суммарной альфа- и суммарной бета-активности в 2007 году, как и в прошлые годы, не было установлено превышения уровня вмешательства, удовлетворяющего требованию $\sum (A_i/УВ_i) \leq 1$, регламентированного НРБ-99 [4]. Этот весьма важный результат свидетельствует от том, что на территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры целесообразно ввести региональный «контрольный уровень» по суммарной альфа-активности питьевой воды, более высокий, чем указан в НРБ-99.

С целью радиационного мониторинга *пищевых продуктов* на содержание в них радиоактивных веществ в 2007 году в населённых пунктах автономного округа было отобрано и исследовано 99 проб продуктов питания. При отборе проб преимущество отдавалось продуктам местного производства 6-ти основных групп (молоко, мясо, рыба, картофель, лесные грибы и ягоды). Все пробы исследовались с применением радиохимического метода, являющегося наиболее точным для оценки доз внутреннего облучения населения за счёт потребления пищевых продуктов. Во всех отобранных пробах пищевых продуктов удельная активность техногенных радионуклидов цезия-137 и стронция-90 многократно ниже допустимых уровней содержания этих радионуклидов в пищевых продуктах, регламентированных СанПиН 2.3.2.1078-01 [5].

По данным ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Хан-ты-Мансийском автономном округе – Югре» Роспотребнад-зора в 2007 году не было обнаружено случаев превышения гигиенического норматива для *стройматериалов* 1-го класса ($А_{эфф} \leq 370$ Бк/кг) по удельной эффективной активности природных радионуклидов. Средняя удельная активность природных радионуклидов в используемых строительных материалах составила 32 Бк/кг, максимальная – 103 Бк/кг.

В 2007 году был продолжен выборочный контроль радиационной обстановки в эксплуатируемых жилых и общественных зданиях, характеризующейся среднегодовыми значениями эквивалентной равновесной объёмной активности (ЭРОА) изотопов радона и торона в воздухе помещений и мощностью дозы (МЭД) гамма-излучения.

Измеренные значения *ЭРОА изотопов радона в воздухе жилых и общественных зданий* различного типа (одноэтажные деревянные, одноэтажные каменные, многоэтажные)

и назначения (административные здания, школы, детские сады, спортивно-оздоровительные комплексы и др.), полученные в ходе радиационного мониторинга на территории 7 населённых пунктов автономного округа в 2007 году, варьировали в пределах от единиц Бк/м^3 до 108 Бк/м^3 при среднем значении по всем результатам измерений около 17,8 Бк/м^3. Причём из всех обследованных типов зданий по их функциональному назначению несколько более высокие уровни этого фактора были зарегистрированы для детских учреждений (школ, детских садов). Максимально высокие значения ЭРОА изотопов радона были зарегистрированы в одной из школ г. Радужный (108 Бк/м^3 при среднем значении по всем результатам измерений в этом городе 18,2 Бк/м^3) и г. Покачи (60 Бк/м^3 при среднем значении всех результатов измерений в городе 18,9 Бк/м^3). Согласно НРБ-99 [4], в новостройках жилищного и общественного назначения среднегодовая ЭРОА дочерних продуктов распада радона и торона в воздухе помещений не должна превышать 100 Бк/м^3, а в эксплуатируемых зданиях – 200 Бк/м^3. Из приведённых данных видно, что средние значения ЭРОА изотопов радона в жилых и общественных зданиях были в 5-10 раз ниже установленных гигиенических нормативов.

Мощность дозы гамма-излучения измерялась практически во всех типах домов и на открытой местности. По данным 2007 г. в жилых домах среднее значение МЭД составило 0,087 мкЗв/ч при диапазоне измеренных значений от 0,06 до 0,20 мкЗв/ч для всех типов зданий. Для открытой территории всех обследованных населённых пунктов были характерны достаточно однородные по мощности дозы гамма-излучения условия: измеренные значения колебались в диапазоне от 0,06 до 0,10 мкЗв/ч при среднем значении 0,075 мкЗв/ч.

На территории автономного округа радиационные аномалии и загрязнения не регистрировались.

Облучение населения при проведении медицинских рентгенорадиологических процедур.

Результаты радиационно-гигиенической паспортизация Российской Федерации, начиная с 1998 года, свидетельствуют о том, что облучение от медицинских источников стабильно занимает второе место в структуре годовой эффективной коллективной дозы облучения населения нашей страны.

По данным РГПТ автономного округа, в 2007 году медицинские РРИ с диагностической и профилактической целями осуществлялись в 108 лечебно-профилактических учреждениях различных форм собственности. Общее количество медицинских рентгеновских аппаратов (стационарных и передвижных), эксплуатируемых в учреждениях окружной системы здравоохранения, составило 517 единиц.

По сведениям регионального банка данных по дозам медицинского облучения пациентов (РБД ДМОП), функционировавшем на базе Отдела радиационного контроля Окружной клинической больницы, в 2007 году в медицинских учреждениях округа было осуществлено около 2,44 млн. рентгенорадиологических процедур. На одного жителя автономного округа пришлось 1,6 процедуры. Объём РРИ несколько снизился по сравнению с предыдущими годами (на 12,4% по сравнению с 2005 г. и на 4,4% по сравнению с 2006 г.), в основном, за счёт снижения числа наиболее распространённых видов РРИ – флюорографии и рентгенографии. Примечательно, что в динамике 2005-2007 гг. наблюдалось снижение количества исследований, выполненных методом рентгеноскопии, являющимся одним из наиболее высокодозовых методов рентгенодиагностики.

Коллективная доза облучения населения Ханты-Мансийского автономного округа - Югры от медицинских источников составила 799 чел.-Зв/год, а годовая эффективная доза в

среднем на одного жителя - 0,53 мЗв. В структуре медицинского облучения наибольший вклад в коллективную дозу, как и в предыдущем 2006 году, внесли рентгенографические процедуры (35,5%), компьютерные томографии (24,6%) и флюорографические исследования с диагностической и профилактической целями (19,3%).

Профессиональное облучение лиц из персонала в условиях нормальной эксплуатации техногенных ИИИ.

По итогам 2007 года в региональном банке данных по дозам облучения персонала (РБД ДОП), функционировавшем на базе ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Ханты-Мансийском автономном округе – Югре» Роспотребнадзора, были учтены сведения о дозах облучения лиц из персонала, работавших на 242 радиационных объектах, общей численностью 3629 человек.

Суммарная коллективная доза всего персонала составила около 7,25 чел.-Зв/год, средняя индивидуальная доза - 1,997 мЗв/год. Диапазон зарегистрированных индивидуальных доз облучения лиц из персонала группы А колебался от 0,01 до 20 мЗв/год, не превышая, таким образом, основной предел доз, установленный Федеральным законом «О радиационной безопасности населения» и НРБ-99 для этой группы (20 мЗв/год) [1, 4].

Как и в прошлые годы в общей численности персонала, работающего с техногенными источниками излучения, преобладали мужчины (76,7%), совокупный вклад дозовых нагрузок которых в годовую коллективную дозу всего персонала составил почти 83% (6,00 чел.-Зв против 1,25 чел.-Зв у женщин). По сравнению с предыдущим годом в 2007 году наблюдалось незначительное перераспределение процентного соотношения величины коллективной дозы в зависимости от возраста. Чуть более 50% от численности всего персонала имели возраст до 40 лет, причём на них пришлась и половина коллективной дозы.

Структура годовой эффективной дозы облучения населения.

По данным РГПТ Ханты-Мансийского автономного округа – Югры по состоянию на 2007 год, структура годовых коллективных доз облучения населения округа существенно не изменилась по сравнению с предыдущими годами (табл. 1).

Коллективная эффективная доза облучения населения автономного округа за счёт всех источников ионизирующего излучения в 2007 году составила 4815 чел.-Зв/год. Как видно из табл. 1, основной вклад в годовую коллективную дозу облучения населения округа, как и в предыдущие годы, внесли природные источники (83,09%) и медицинские РРИ (16,6%). Из природных источников излучения наибольший вклад в коллективную дозу внесли изотопы радона и их короткоживущие дочерние продукты, содержащиеся в воздухе помещений (38,45%), и внешнее гамма-излучение (23,45%). Суммарный вклад иных источников – за счёт эксплуатации ИИИ и техногенно изменённого радиационного фона – не превышал 0,3%.

Таким образом, можно сделать основные выводы о состоянии радиационной безопасности населения и территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры. В 2007 году радиационная обстановка на территории автономного округа не претерпела существенных изменений по сравнению с предыдущими годами. Случаев лучевой патологии не зафиксировано. Радиоактивного загрязнения окружающей среды не зарегистрировано. Содержание радиоактивных веществ в питьевой воде, пищевых продуктах, атмосферном воздухе, почве и других объектах намного ниже допустимых концентраций. Мощность дозы внешнего гамма-излучения на открытой местности, в помещениях жилых и общественных зданий не превышала значений многолетних наблюдений. Средние значения ЭРОА изотопов радона в воздухе помещений не превышали допустимых уровней.

Таблица 1.

Сравнительная характеристика годовых эффективных коллективных (чел.-Зв) и средних индивидуальных (мЗв) доз облучения населения Ханты-Мансийского автономного округа – Югры за счёт различных источников ионизирующего излучения в 2004-2007 гг.

Годы	Число жителей, тыс. чел.	Эксплуатация ИИИ		Техногенный фон		Природные источники		Медицинские источники		Всего	
		КД[1]	СИД[2]	КД	СИД	КД	СИД	КД	СИД	КД	СИД
2004	1469,0	5,62	0,0038	7,3	0,005	3614	2,46	1230	0,84	4857	3,31
2005	1478,2	5,44	0,0037	7,4	0,005	3849	2,60	1319	0,89	5181	3,50
2006	1488,3	6,15	0,0041	7,4	0,005	4033	2,71	968	0,65	5014	3,37
2007	1505,2	7,25	0,005	7,5	0,005	4001	2,66	799	0,53	4815	3,2

Примечание: [1] – коллективная доза; [2] – средняя индивидуальная доза.

По совокупности всех этих показателей специалистами территориальных органов Роспотребнадзора по Ханты-Мансийскому автономному округу - Югре было сделано заключение о том, что радиация не является ведущим фактором вредного воздействия на здоровье населения, а радиационную обстановку на территории автономного округа в целом можно охарактеризовать как стабильную и относительно благополучную.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Федеральный закон «О радиационной безопасности населения» от 09.01.1996 г. № 3-ФЗ** / Собрание законодательства Российской Федерации, 1996, № 3, 141 с.; 2004, № 35, 3607 с.;

2. **Закон Ханты-Мансийского автономного округа «О радиационной безопасности» от 05.01.1999 г. № 3-оз** / Собрание законодательства Ханты-Мансийского автономного округа, 1999, № 12, 956 с.; 2001, № 12, 1070 с.; 2001, № 9, 1127 с.; Собрание законодательства Ханты-Мансийского автономного округа – Югры, 2004, № 6, 818 с.; 2005, № 4, 333 с.; 2006, № 2, 68 с.; № 4, 261 с.;

3. **Постановление Правительства Ханты-Мансийского автономного округа – Югры «О радиационно-гигиенической паспортизации» от 07.11.2006 г. № 256-п** / Собрание законодательства Ханты-Мансийского автономного округа - Югры, 2006, № 11, ч. 2, 1432 с.;

4. **Санитарные правила. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99).** СП 2.6.1.758-99 М.: «Минздрав России», 1999. 116 с.;

5. **Санитарные правила и нормативы. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов.** СанПиН 2.3.2.1078-01. М.: «Минздрав России», 2002.

ОБЬ - ИРТЫШСКИЙ БАССЕЙН КАК ОБЪЕКТ РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И РЕАБИЛИТАЦИИ

Булатов В. И.
Югорский государственный университет,
г. Ханты-Мансийск, vibul@rambler.ru

Введение. Воздействие атомной индустрии на окружающую среду, несмотря на значительные масштабы исследований, изучено не так полно, чтобы быть уверенными в знании всех его негативных последствий и объективной оценке перспектив этого вида природопользования. Идет постоянное генерирование «глобальных» (криптон - ^{85}Kr, радиоуглерод - ^{41}C, тритий - ^{3}T), «вечных» (плутоний - $^{239,240}Pu$, йод - ^{129}I, америций - ^{241}Am) и просто долго живущих радионуклидов, таких как цезий, стронций, технеций и др. Вред трития общепризнан – и его превышение в водах водоемов вблизи всех крупных предприятий ЯТЦ, например, Маяка, выше глобального в 3-10 раз. Об этом же говорят данные по плутонию, оставшемуся после ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне и постепенно накапливающемуся в природных средах вблизи ядерных центров.

К сожалению, современный уровень знаний не позволяет достаточно полно оценить все последствия вторжения радионуклидов в биосферу. Прямым следствием отсутствия объективной информации являются, с одной стороны, пренебрежение к реальной опасности проживания в зонах повышенного радиационного риска, и стойкая радиофобия – с другой. Наш многолетний опыт оценки уровня знаний в условиях продолжительного существования периода ограничений на информацию говорит об их недостаточности [1,2]. Примерами являются противоречия между опубликованными данными по пострадавшим от ядерных инцидентов, уровням риска, здоровью работников Минатома и многим

другим аспектам. Достаточно сравнить две последних обобщающих публикации по России – например, В.М. Кузнецова, А.Г. Назарова [3] и М.Н. Тихонова, М.И. Рылова [4]. *Необходимо сделать доступными все сведения по радиоэкологии атомных регионов.*

Обь - Иртышский бассейн как объект радиоэкологического исследования.

Территориально Обь-Иртышский бассейн во многом совпадает с крупным природным подразделением, известным как Западная Сибирь. В соответствии с принципами пространственного анализа и целями радиоэкологического изучения целесообразно включение в единую территориальную систему собственно бассейна, Обской губы, Карского моря и архипелага Новая Земля. Это соответствует принципам аквально-территориальной дифференциации и интеграции севера Евразии, когда-то популярным представлениям о так называемом Срединном регионе, включающем всю Западную Сибирь и соответствующий сектор Арктики, Казахский мелкосопочник и Среднюю Азию с горными обрамлениями.

Фактически речь идет о введении нового понятия «радиоэкологический регион». Известно, что по происхождению и по своей сути «регион» является не административным, а естественно-историческим понятием, объединяющим целостные природные, ландшафтно-исторические области, бассейны, природные зоны, определяющие жизнь этносов, их формирование, развитие и миграции. Деление на области, федеральные округа, экономические районы, если оно не учитывает структурно-функциональную уникальность биосферы, является временным, преходящим, что подтверждают разговоры об очередной административной реформе. Интегрирующими фактором является и антропогенная деятельность, в нашем случае это разномасштабные воздействия радиоактивности в ее эколого-географических, технико-энергетических, биолого-медицинских и полити-

ко-экономических проявлениях и влиянии на биосферу и общество в региональном и бассейновом звене. Управление окружающей средой по ИСО 14001 включает анализ пространственной организации человеческой деятельности, который невозможен без учета существования геосистем речных бассейнов, опоры на методы ландшафтного планирования и территориального зонирования. Всеобщее признание бассейнового подхода основывается на функциональной роли водных экосистем и водной составляющей природной среды, подобно кровеносной системе организма обеспечивающей жизнь.

Уникальность Обь-Иртышской системы в том, что это первая, территория по времени начала ядерных испытаний и промышленного получения радиоактивных материалов, первая она и по ядерным авариям. Временные параметры: Семипалатинский испытательный полигон – 1949-1989 гг.; полигон Новая Земля – 1954-1992 гг.; полигон Лобнор (расположен за пределами региона) – 1964-1995 гг.; Тоцкий полигон (одно ядерное испытание) – 1954 г.; ПО «Маяк» – с 1948 г.; Сибирский химический комбинат (СХК) – с 1953 г.; Новосибирский завод химконцентратов (НЗХК) – с 1949 г.; Уральский электрохимический комбинат (УЭХК) с 1949 г.; Ульбинский металлургический завод – с 1949 г.; Белоярская АЭС – с 1984 г.; ПЯВ – 70-80-е годы XX в.

С позиций георадиоэкологического пространственно-территориального анализа территория имеет следующие особенности:

- обрамление в виде 3-х много лет работавших испытательных ядерных полигонов – Новоземельского, Семипалатинского, Лобнор;
- наличие двух ядерных центров мирового масштаба с остановленными и действующими атомными реакторами – ПО «Маяк» (7) и СХК (5); накопление техногенных биосферонесовместимых радиоактивных отходов и ОЯТ с активностью в несколько млрд. Ки;

- функционирование крупных предприятий урановой металлургии, ядерного топлива, высокообогащенного урана (г. Новоуральск, Свердловская обл., Уральский электрохимический завод; г. Новосибирск, ПО «Завод химических концентратов); Казахстанских Целинного горнохимического комбината (г. Степногорск) и Ульбинского металлургического завода (г. Усть-Каменогорск);
- работа предприятий ядерного оружейного комплекса: Златоуст-36 (г. Трехгорный, Приборостроительный завод); Свердловск-44; Свердловск-45 (г. Лесной, комбинат «Электрохимприбор); г. Снежинск;
- Белоярская АЭС (3 реактора) и возможное строительство станций в Челябинской и Томской областях;
- добыча, переработка урана и других руд (Свердловская область (п. Новогорный); Северный Казахстан (г. Степногорск); Курганская область (п. Долматово) (разведка);
- использование ИИИ и накопление отходов низкой и средней активности в региональных спецкомбинатах «Радон» - Новосибирском, Екатеринбургском, Челябинском;
- проведение подземных ядерных взрывов (Оренбургская обл. - 5), Ханты-Мансийский автономный округ - Югра, (ХМАО-Югра) - 5), Ямало-Ненецкий автономный округ, ЯНАО - 2), Кемеровская область - 1); Тюменская область - 1), Семипалатинская и Усть-Каменогорская области Казахстана (за пределами главного полигона, площадка Азгир - 5);
- научно-исследовательские центры и учреждения с ядерными реакторами и установками (Екатеринбург, Томск, Новосибирск);
- радиационные катастрофы и инциденты: челябинские (1950-1951 гг. (Теченская), 1957 г. (Кыштымская), 1967 г. (Карачаевская); Семипалатинские (Казахстан), Алтайская (1949 г.), Томская (1993 г.); на месте проведения в 1980 г. ПЯВ «Ангара» (2001-2002 г., ХМАО - Югра).
- накопление природных радионуклидов вследствие нефтедобычи в виде нефтешламов, загрязненных пластовых

вод, солевых осадков (до 5% месторождений могут дать аномальные выбросы); постоянное загрязнение производственного оборудования и труб; создание скоплений естественных радионуклидов при добыче и сжигании каменного угля – шламоотвалы, золоотвалы;

- создание техногенных несанкционированных могиль-ников при геолого-разведочных работах;
- перенос радионуклидов по рекам в замыкающий створ – через Салехард и далее в Обскую губу и Карское море, которое во времена холодной войны было превращено военными в крупнейший в мире могильник захоронения как жидких, так и твердых РАО.

Следует добавить, что на юге это зона активных транспортных перемещений делящихся материалов, тепловыделяющих сборок, ОЯТ, складируемых ядерных боеприпасов, на севере – сфера действия атомного флота и АПЛ (Карское море, Новоземельский полигон, Обская губа, Енисейский залив). Кстати, сторонникам форсированного строительства новых атомных ледоколов надо спешить, а то лед в Арктике очень быстро тает и к 2020 г. вообще нужды в них не будет.

Особо надо отметить появление объективных данных о наличии причинно-следственных связей между радионуклидными загрязнениями и возникновением злокачественных новообразований в регионах, подвергавшихся воздействиям ядерных испытаний или с размещением предприятий ядерно-топливного цикла (Алтайский край, Томская, Челябинская, Новосибирская, Оренбургская области, Ямало-Ненецкий автономный округ, Северный Казахстан). Результаты социально-гигиенического и медико-биологического анализа свидетельствуют, что действие радиационного фактора на здоровье в значительной степени усугубляет влияние неблагоприятных социально-биологических факторов. Это требует выделения дополнительных средств для коренного улучшения условий и качества жизни населения, проживающего на загрязненных территориях.

Радиоэкологическая ситуация в регионе.

Начнем анализ ситуации с Арктического севера радиоэкологического региона. Исследованиями Карского моря российскими и норвежскими экспедициями получены данные о заметном локальном загрязнении радионукидами цезием-137, стронцием-90 и плутонием всех изученных мест затопления РАО, в частности у затопленного атомного реактора с ОЯТ в Новоземельской впадине; подтверждено радиоактивное загрязнение устьев Оби и Енисея прошлой деятельностью предприятий ЯТЦ Сибири; радиоактивное загрязнение Карского моря заметно выше, чем восточной части Баренцева. Исследования эти продолжаются [5].

Использование радиоизотопных термоэлектрических генераторов (РИТЭГ) на объектах морского фарватера (радиомаяках), автономных метеостанциях началось с 70-х годов прошлого века. Общая активность выпущенных в СССР РИТЕГов (всего около 1500) с учетом дочернего иттрия-90 составляет около 100 млн. Ки. По последним данным, их количество в Арктике составляет 381, на Северном морском пути 303, из них на Таймыре около ста, на Северо-Западе России (Баренцево и Белое моря) – 153, на Карское море приходится около сотни. Пользователями являются ВМФ, Росгидромет и Государственное гидрографическое предприятие Минтранса России, обслуживающее Северные моря. Изготавливаются они на основе стронция-90, активность от 5000 до 170000 Ки. Имеется много информации о проблемах с утерянными, бесхозными, отработавшими и разбитыми РИТЕГами, наведение порядка в этом звене один из факторов реабилитации территорий.

Перейдем к континентальному северу Западной Сибири. Неосмотрительное повышение общего фона ионизирующей радиации на больших территориях может вызывать изменение генотипического состава популяций человека – об этом предупреждал еще Н. В. Тимофеев-Ресовский. Примером

тому являются исследования Новосибирского научного центра СО РАН в Ямало-Ненецком автономном округе (ЯНАО) [6], из которых следует:

1. Изучение содержания радионуклидов и тяжелых металлов в биогеоценозах на площади свыше 230 тыс. км^2 (1/3 территории ЯНАО) показало, что основным фактором техногенного загрязнения служат долгоживущие радиоактивные изотопы глобальных, региональных и локальных выпадений от ядерных испытаний на полигонах СССР и США, максимум которых пришелся на 60-е гг. XX века. Близость Красноселькупского и Пуровского районов ЯНАО к Новоземельскому полигону дает основание считать его основным источником поступления искусственных радионуклидов на обследованную площадь. В целом же уровни активностей Sr и Cs в биогеоценозах севера Западной Сибири выше, чем в ее южных областях. Это не укладывается в общепринятую концепцию меньшей загрязненности приарктических территорий России в сравнении с областями более низких широт. Показан также вклад лесных пожаров во вторичную миграцию радионуклидов и тяжелых металлов, способствующий загрязнению новых площадей.

2. Обнаружено повсеместное содержание Sr и Cs в оленьем мясе, являющемся основным компонентом пищевой цепи «ягель-олень-человек» для коренного населения, в результате чего оно подвергалось и продолжает подвергаться (хоть и в значительно меньшей степени) хроническому внутреннему облучению. Цитогенетические исследования как в репрезентативной группе коренных жителей (тундровых и лесных ненцев, селькупов и коми), так и в группе длительно проживающего на Севере пришлого населения показали существенное статистически достоверное превышение как общего уровня хромосомных аберраций (ХА), так и специфических маркеров радиационного воздействия (колец и дицентриков).

3. Показатели общих анализов крови вкупе с цитогенетическими и иммунологическими (вторичные им-

мунодефицитные состояния) схожи с таковыми у населения радиационно пострадавших районов. Особенно плохие показатели отмечены у лиц старшей возрастной категории, что может объясняться в том числе и воздействием короткоживущих радионуклидов, давших основную дозовую нагрузку в годы активных ядерных испытаний.

4. Обнаружение циркулирующего Cs в биопробах, в том числе в грудном молоке, плацентах и моче женщин-ненок (1-44 Бк/кг), свидетельствует о том, что формирующийся плод уже на ранних стадиях онтогенеза находится под воздействием ионизирующего излучения, которое может повлечь за собой весьма серьезные последствия для состояния генофонда коренных жителей в последующих поколениях. Свидетельством этому служит рост встречаемости у детей пороков развития и «стигм дизэмбриогенеза». Значительно выросла также патология органа зрения и частота нервно-психических расстройств. Настораживает рост патологии беременности и родов у коренных женщин [6].

По территории нефтегазодобычи на север и в центре Западной Сибири рассеяны утерянные радиоизотопные источники (только в ХМАО - Югре в эксплуатационных и разведочных скважинах оставлено более 200 радиоизотопных плутоний-бериллиевых источников) [7]. Их общее число в Западной Сибири, исходя из оценочных расчетов, уже более 1000, прежде всего в нефтегазоносных районах. Источником накопления аномальных скоплений естественных радионуклидов является сжигание каменного угля на тепловых электростанциях крупных городов.

Южная и центральная части Обь - Иртышского бассейна взяты в кольцо сбросами с Сибирского химического комбината на юго-востоке и с ПО «Маяк» на юго-западе. Их схождение и накопление в Ханты-Мансийском автономном округе, где сливаются Обь и Иртыш, изучено только в последние годы [8]. Сделаны расчеты миграции и накопления радионуклидов в донных отложениях. Годовое поступление

^{137}Cs на территорию ХМАО по Оби составляет 480 ГБк, по Иртышу 41 ГБк. По ^{90}Sr показатели соответственно 15744 ГБк и 920 ГБк. Полученные значения объемных активностей в Оби и Иртыше на два-три порядка ниже величин санитарно-гигиенических норм для населения. Но и в этом случае уже можно говорить о *трансрегиональном переносе радионуклидов*, которое осуществляется по известным рекам Теча-Исеть-Тобол и требует интеграции усилий по их нейтрализации. Реки, малые водотоки и озера вблизи и на территории ядерных центров достаточно загрязнены, о чем имеется немало данных. Помимо упомянутых рек Зауралья такими реками являются Шаган (Семипалатинский полигон), Чернильщикова протока и р. Ромашка (Томск). Поступление радионуклидов из Казахстана в пограничные области Российской Федерации – это уже *трансграничный перенос*, и решение каких-либо вопросов по предотвращению загрязнений требует межгосударственного уровня. Река Иртыш, протекающая по территории трех государств, в этом отношении уникальна.

Сибирский химический комбинат. Деятельность СХК сопровождалась образованием большого количества жидких и твердых РАО, газоаэрозольных выбросов. Активность РАО оценивается в 1130 млн. Ки, из них 40, 4 млн. $м^3$ жидкие РАО в подземных горизонтах (900 млн. Ки), есть пульпохранилища, бассейны, водоемы, всего 50 хранилищ. Площадь загрязнения оценивается в 1039 га. Воздействие атмосферных выбросов зафиксировано в радиусе 30-40 км от комбината; в почвенно-растительном покрове во много раз выше фоновых концентрации урана, плутония-239, цезия-137, стронция-90 и иттрия-90. При этом уровень накопления имеет устойчивую тенденцию к увеличению [9,10]. В компонентах экосистемы Нижней Томи определено присутствие 35 техногенных радионуклидов активационного и осколочного происхождения, в воде и гидробионтах присутствуют как долгоживущие, так и короткоживущие техногенные радионуклиды [11].

Закачиваемые на глубину 280-400 м в отложения верхнего мела – нижнего палеогена РАО СХК имеют активность более 900 млн. Ки и формируют сложную гидрогеотехническую систему, детальное описание которой имеется в работе [12]. Высокий оптимизм авторов в устойчивости сформированной геотехнологической системы не подтверждается имеющимися фактами взаимосвязей буферных горизонтов, аварийной консервацией нагнетательных скважин, газовыделениями и выносами в прежние годы радиоактивной жидкости с загрязнением приустьевой поверхности, высокотемпературными аномалиями захороненных растворов. Накопление ядерно опасных делящихся нуклидов в пластах-коллекторах создает возможность образования критических значений параметров и возможность возникновения спонтанных цепных реакций делящихся материалов в условиях автокаталитичности [3].

ПО «Маяк». Общая радиоактивность отходов «Маяка» превышает 37 ЭБк (1 млрд. Ки), и прирост активности отходов, треть из которых – жидкие высокоактивные, составляет до 40 млн. Ки в год. С 1948 г. в окружающую среду выпущено $1{,}8.10^{17}$ Бк ($0{,}9.10^{7}$ Ки) радионуклидов, почти полмиллиона человек получили повышенные дозы облучения [3]. По данным Белоны [13] загрязненная площадь «Маяка» 452 км^2, а с прилегающими территориями 25 тыс. км^2. По другим источникам на «Маяке загрязнено 1680 км^2. Объемные загрязнения геологической среды расположены у оз. Карачай, площадь которого 2700 кв.м. Загрязнено 4 млн. м^3 пород до глубины 100 м, водная линза движется к р. Мишеляк).

Более точные данные должны бы быть в сводном плане реабилитации загрязненных территорий, но его никогда не было у Минатома, нет его и в нынешних концепциях и региональных программах Росатома. Выделение реабилитационных средств в той же Челябинской области, в последние годы все возрастающих, сводится в основном социальной инфраструктуре: к жилью, больницам, дорогам, и бесконечным жалобам на отсутствие средств у главных виновников трагедии.

Достаточно большие пятна загрязнения имеются и в некоторых городах, так, в Новосибирске на территории НЗХК оно составляет 19, 8 га. Радиоэкологическая ситуация во многих городах требует постоянного внимания в связи с использованием источников ионизирующего излучения, складированием опасных отходов, близостью опасных производств (Новоалтайск, Озерск, Томск и др.) [1,9,10].

Как известно, радиоэкологические проблемы, как и радионуклидные переносы, относятся к трансграничным. Поэтому нельзя оставлять без внимания Северный Казахстан, составляющий южное подбрюшье радиоэкологического региона. Площадь отвалов добычи, забалансовых руд, хвостов переработки здесь составляет около 30 км^2, их масса около 200 млн. м^3. Среди административных областей особенно выделяется Акмолинская – в районе Степногорска на площади 800 га сосредоточено 45 млн.т. мелкозернистой, пылящей при отсутствии постоянного обводнения, радиоактивной пульпы с активностью 150 тыс. Ки.

По Семипалатинскому испытательному полигону, это теперь Восточно-Казахстанская область, имеются такие данные: объемы отвалов и почвогрунтов составляют 12,3 млн. т.; активность поверхностных загрязнений 11,6 тыс. Ки, подземных полостей поверхностно изолированных ядерных взрывов (их было 220) – 12, 87 млн. Ки. В 5 тыс. м^3 оценивается объем наиболее опасных, загрязненных плутонием, поверхностных отложений в местах термоядерных испытаний, рекультивации требуют 100 км^2 поверхности. При этом на загрязнение достаточно детально изучено лишь 40% площади полигона [3].

Значительный объем радиобиологических и радиоэкологических исследований на полигоне выполнен созданным в 1993 г. Институтом радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра Академии наук Республики Казахстан. Уникальность объекта, бывшего полигона, заключается в возможности изучения природных популяций, био-

геоценозов, гидроморфных и аквальных экосистем в условиях постоянного действия малых доз радиации, миграции радионуклидов в системе почва-растение и по пищевым цепям. Проводится оценка последействия ядерных испытаний на поверхностные и подземные воды, в частности, поступление трития за пределы СИП, в экосистему Иртыша. Интерес представляет оценка радиоэкологической ситуации на площадках Балапан, Дегелен, Опытное поле, Атомное озеро [1,14,15].

Реабилитационные программы.

Говоря о реабилитационных программах, следует разграничить их научно-технологические производственные, территориально-хозяйственные и социальные аспекты, касающиеся здоровья и повышения качества жизни населения. Это хорошо видно на примере многолетней «Государственной целевой комплексной программы по социальной и радиационной реабилитации населения и территорий Уральского региона, пострадавших вследствие деятельности производственного объединения ПО «Маяк». Начавшись в середине 90-х годов прошлого века, она сохраняется с теми же задачами и сейчас, подтверждая высказывание Ф.Энгельса о том, что однажды совершив вторжение в природу, мы вынуждены будем исправлять его вечно. Этому свидетельство, например, тот факт, что за период с 1996 г. не решена ни одна из радиоэкологических проблем Южного Урала, о которых писали многие, в том числе и автор в своей монографии «Россия радиоактивная» еще в 1996 г.

Следует указать на все обостряющуюся ситуацию с жидкими радиоактивными отходами в России [16]. Как указывают В. М. Кузнецов и А. Г. Назаров, проблемы обеспечения текущего уровня безопасности и долговременной безопасности водоемов - хранилищ ЖРО относятся к наукоемким проблемам. Ниже в качестве примера приведены лишь некоторые из них:

1. Детальные исследования качественного и количественного радионуклидного состава ЖРО в водоемах - хранилищах, а также их морфологических, гидрологических и биологических характеристик. Проведенный анализ показал, что эксплуатирующие организации не располагают необходимой полной информацией о водоемах - хранилищах ЖРО, данные об общей активности, накопленной в водоемах - хранилищах, удельных активностях отдельных радионуклидов, радионуклидном составе водной фазы и донных отложений в достаточной степени не изучены, в различных источниках приводятся противоречивые сведения;

2. Анализ поведения радионуклидов в водоемах - хранилищах ЖРО, включая исследование механизма радиационно-химических реакций макрокомпонентов РАО в жидкой фазе и донных отложениях, отслеживание путей миграции радионуклидов из водоемов в окружающую природную среду;

3. Исследование процессов выноса радиоактивных аэрозолей, образующихся над водным зеркалом водоемов - хранилищ ЖРО, в приземной слой атмосферы и ветрового уноса радионуклидов с их береговой полосы;

4. Прогноз долговременного поведения искусственных и естественных природных барьеров, а также возможных радиационных последствий при нормальной эволюции закрытого водоема - хранилища ЖРО и при неблагоприятных сценариях [3].

К научно-технологическому блоку проблем следует отнести разработку методов и создание установок для переработки и кондиционирования ЖРО, накопленных в водоемах – хранилищах, в том числе донных отложений и водной фазы; методов и технологий вывода из эксплуатации этих водоемов; определение методов и параметров радиационного контроля на всех этапах вывода из эксплуатации водоемов - хранилищ ЖРО и последующего мониторинга территории. В условиях, когда нет возможности одномоментно прекратить эксплуатацию водоемов - хранилищ ЖРО и ликвидировать их, должны быть найдены решения, направленные на реализацию следующих основных задач, а именно [3]:

1. Предотвращение аварий и защита работников (персонала), населения и окружающей среды от последствий возможных аварий. Реализуемые мероприятия должны быть основаны на анализе опасностей (рисков), обусловленных водоемами - хранилищами ЖРО, и оптимизационных исследованиях (оценке влияния альтернативных вариантов на безопасность и окружающую среду), направленных на снижение риска;

2. Прекращение сбросов в водоемы - хранилища ЖРО. Должен быть проведен тщательный анализ источников формирования сбросов, разработаны детализированные программы снижения количества сбросов, вплоть до их прекращения.

Реабилитация территорий, занятых водоемами - хранилищами ЖРО и подверженных их влиянию, включает в себя решение двух взаимосвязанных задач:

- проведение краткосрочных и среднесрочных мероприятий по восстановлению окружающей среды, направленных на снижение или, если возможно, устранение наиболее существенных опасностей (рисков), например, связанных с ветровым уносом и миграцией радионуклидов в почве и подземных водах;

- проведение долгосрочных мероприятий по решению проблем обращения с накопленными РАО, а также с РАО, образующимися при реабилитации территорий. Приведенные реабилитационные постулаты повторяются в десятках известных публикаций по Южному Уралу, мировому лидеру по радиоактивным загрязнениям.

Территориально-хозяйственная и социальная части программ реабилитации включают следующее [17]:

Предполагается обеспечить: снижение уровней облучения населения, производство нормативно чистой сельскохозяйственной продукции; поэтапное возвращение территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, к обычным

условиям сельхозпроизводства; снижение риска возникновения лесных пожаров и переноса радионуклидов с наиболее загрязненных территорий; производство витаминизированных продуктов питания с лечебно-профилактическими свойствами, снижение дефицита витаминов, усиление иммунитета, укрепление здоровья населения; постепенный возврат в хозяйственный оборот загрязненных радионуклидами земель лесного фонда; обеспечение наиболее полного использования лесных ресурсов на загрязненной территории с учетом требований радиационной безопасности; изоляцию участков с наиболее высоким уровнем радиоактивного загрязнения в пойме реки Теча, залужение отмелей и деградированных пастбищ.

По другим направлениям практических мероприятий планируется, во-первых, осуществлять непрерывный объективный контроль за состоянием загрязнения природной среды, за уровнями радиационного воздействия на население в Уральском регионе, а также контроль рациона питания, питьевой воды, сельскохозяйственной продукции личных подсобных хозяйств. Во-вторых, проводить мероприятия, направленные на снижение риска возникновения в дальнейшем радиационных аварий на ПО «Маяк», тем самым предотвращать возможное радиационное воздействие на население и окружающую среду. В третьих, необходимо снижать социально-психологическую напряженность населения, проживающего на радиоактивно загрязненных территориях.

Принятые федеральные и областные целевые программы по социальной и радиационной реабилитации населения и территорий Уральского региона, пострадавших вследствие деятельности ПО «Маяк», носят в основном компенсационный характер. В целях полного восстановления нормальной жизнедеятельности граждан на пострадавших территориях необходимо создать условия для оживления инвестиционной деятельности, развития экономической активности проживающего здесь населения. При этом тре-

буется провести дальнейшие исследования с тем, чтобы решить проблему экономической целесообразности полноценного хозяйственного использования сельхозугодий, лесов, водоемов, которые в разной степени загрязнены радионуклидами. Целесообразно на всех уровнях власти начать поиск и рассмотрение альтернативных вариантов решения этого огромного и сложного комплекса проблем [17].

Эти совершенно правильные моменты озвучиваются постоянно на самых разных уровнях управления и научного обеспечения реабилитации. А как реально выглядит реализация этих мероприятий, можно видеть на примере проходящего отселения граждан села Муслюмово на р. Теча. Происходит это действие с опозданием как минимум на полвека.

В оценке вклада атомной отрасли в дестабилизацию биосферы не используются многие научные предложения, модели, концепции. Только в РАН выполняется около 400 проектов радиологической и радиационной направленности охраны окружающей среды, но значительная часть экологически значимых работ традиционно носит закрытый характер. Практически отсутствуют работы по реальной, достоверной экономике ядерной отрасли, а разговоры о дешевизне атомной энергии рассчитаны на простаков. Нет исследований по экстерналиям – негативным эколого-экономическим последствиям хозяйственной деятельности, которые не принимаются во внимание субъектами этой деятельности.

Широкое использование атомной энергии в ряде стран поставило на повестку дня вопрос о ее месте в международной системе показателей потребностей в природном капитале. Речь идет о составлении национальных и региональных счетов «экологического следа», т. е. трат на жизнеобеспечение каждого человека, и биологической ёмкости (продуктивности) на конкретных территориях, в том числе в бассейнах,

радиоэкологических регионах. Поскольку биосфера обладает минимальной способностью к ассимиляции отходов ядерной энергетики, их накопление прямо свидетельствует о необходимости поиска устойчивых энергетических альтернатив. Резко возрастают показатели «экологического следа» в случае аварий, здесь формируется свой, «ядерно-экологический» след, включающий накопленную активность на душу населения, площадь пораженных земель, параметры ядерного риска. С другой стороны, надо учитывать отсутствие выбросов CO^2 и других парниковых газов, составляющих существенную минусовую компоненту традиционной энергетики. Такие расчеты еще только предстоит выполнить, в том числе в рамках действий Глобальной сети «Экологический след».

Любое реабилитационное действие, тем более в столь сложной и опасной сфере, должно иметь хорошую научную и материальную базу. О научных моментах уже говорилось выше, обратимся к финансовой стороне.

С учетом регионального принципа построения бюджетных отношений уместно назвать неотложные радиоэкологические проблемы в субъектах РФ и Казахстана, расположенных в Обь - Иртышском бассейне. Стоимость мероприятий дается в укрупненных показателях, в долларах США, принятых по курсу 1 доллар – 25 рублей. Для определения затрат использованы материалы автора [18], данные Беллоны [13], сведения из монографии [3], реальные затраты на ликвидацию последствий ПЯВ «Ангара» в ХМАО-Югре [19].

Итого на реабилитационные мероприятия требуется сумма около 1,4 млрд. долл., что сопоставимо со стоимостью одного ядерного блока, а таковых в программе развития ядерной энергетики («дорожная карта АЭС») зафиксировано около 15.

Таблица 1.

Регион	Оценка затрат	Основные проблемы и мероприятия
Алтайский край и Республика Алтай	4 млн. долл.	Реабилитация территорий, пострадавших от ядерных испытаний на СИП; ликвидация (консервация) хранилища бериллия
Кемеровская область	1 млн. долл.	Рекультивация отвалов с естественными радионуклидами от добычи и сжигания угля
Новосибирская область	6 млн. долл.	Модернизация комбината «Радон». Консервация хвостохранилищ, очистка промплощадки и СЗЗ АО НЗХК
Томская область	400 млн. долл.	Вывод из эксплуатации ядерных объектов; ликвидация и консервация хранилищ РАО; реабилитация промплощадки СХК и поймы р. Томь
Оренбургская область	12 млн. долл.	Консервация и ликвидация подземных полостей ПЯВ; дезактивация оборудования газодобычи, захоронение РАО
Челябинская область	890 млн. долл.	Вывод из эксплуатации ядерных и радиационно-опасных объектов, ликвидация или консервация хранилищ РАО, открытых водоемов с ЖРАО, реабилитация промплощадки и СЗЗ ПО «Маяк», территории РФЯЦ ВНИИТФ, хранилищ РАО в г. Трехгорном, модернизация «Радона»

Свердловская область	10 млн. долл.	Модернизация спецкомбината «Радон», вывод из эксплуатации хранилищ ядерных материалов и РАО комбината в г. Лесном, консервация хранилищ монацита
Ханты-Мансийский автономный округ и Тюменская область	6 млн. долл.	Реабилитация территорий и мониторинг на объектах ПЯВ; дезактивация оборудования нефтегазодобычи, загрязненного ЕРН, захоронение РАО, мониторинг транспорта радионуклидов по рекам Иртыш и Обь с ПО «МАЯК» и СХК
Ямало-Ненецкий автономный округ	5 млн. долл.	Консервация и мониторинг на объектах ПЯВ; дезактивация оборудования газонефтедобычи
Карское море и Обская губа	15 млн. долл	Обследование и нейтрализация сбросов ядерных установок и РАО в акваторию, мониторинг ситуации
Северный Казахстан	30 млн. долл.	Реабилитация территории Семипалатинского полигона, мест проведения ПЯВ, хвостохранилищ Степногорского горнохимического комбината и Ульбинского завода
Обь-Иртышский бассейн в целом	8 млн. долл.	Создание единой бассейновой системы радиоэкологического мониторинга и предупреждения чрезвычайных ситуаций (TACIS-проект Европейского Союза и НПО «Тайфун», Россия)

Говоря о реабилитационных программах, не следует забывать и о планах развития ядерного комплекса в границах Обь-Иртышского радиоэкологического региона: в «дорожной карте» речь идет о строительстве Южно-Уральской АЭС вблизи «Маяка», атомной станции теплоснабжения АСТ-500 в Северске, новых блоков на Белоярской АЭС. С ними связано также планирование завода по производству МОКС-топлива на СХК, добыча урана в Курганской области, на Приполярном Урале и т.д. Мы не затрагиваем актуальный для экологической безопасности вопрос о радиационно-экологическом мониторинге в Обь-Иртышском бассейне, хотя этот международный проект активно прорабатывается на уровне России и Евросоюза и поэтому включен в сводную таблицу.

В заключение следует сказать о необходимости включения радиационной составляющей во все региональные российские и казахстанские природоохранные программы и Бассейновые соглашения по защите водных ресурсов, в том числе межправительственные. Интересно было бы на научном уровне проработать проект Межгосударственного Обь - Иртышское бассейнового радиоэкологического соглашения с интеграцией усилий научного сообщества, независимых экспертов и представителей гражданского общества.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Булатов В. И.* **«Россия радиоактивная».** Новосибирск: «ЦЭРИС», 1996. 270 с.;

2. *Булатов В. И.* **«Задачи географии и геоэкологии в условиях возрастания пресса радиоактивности на территории России»** // «Вопросы радиоэкологии и пограничных дисциплин». Вып. 11. «Заречный», 2008. 130-156 с.;

3. *Кузнецов В. М., Назаров А. Г.* **«Радиационное наследие холодной войны. Опыт историко-научного исследования».** М.: Изд. дом «Ключ-С», 2006. 720 с.;

4. *Тихонов М. Н., Рылов М. И.* **«Комплексная оценка ядерно-радиационного наследия России»** // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. Обзорная информация. 2007. № 3. 77-110 с.;

5. **Исследования окружающей среды Карского и восточной части Баренцева моря** // Бюл. Программы «Ядерная и радиационная безопасность». 1999. № 3. 16-18 с.;

6. *Осипова Л. П., Пономарева А. В., Матвеева В. Г. и др.* **«Оценка влияния техногенных радионуклидов на генофонд и здоровье северных народов»** // Радиационная безопасность Республики Саха (Якутия): Матер. II респ. науч.-практ. конф. Якутск: ЯФ ГУ «Изд-во СО РАН», 2004. 34-168 с.;

7. *Стариков В. Д., Мигунов В. И.* **«Радиационная экология».** Тюмень: ОАО «Тюменский дом печати», 2007. 400 с.;

8. *Трапезников А. В., Коржавин А. В., Николкин В. Н. и др.* **«Радиоэкологический и гидрохимический мониторинг Обь-Иртышской речной системы в границах Ханты-Масийского автономного округа»** // «Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин». Вып. 10. Нижневартовск, 2007. 67-102 с.;

9. *Язиков Е. Г.* **«Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири»**: Автореф. дис. … докт. геол.-минерал. наук. Томск, 2006. 47 с.;

10. *Архангельская Т. А.* **«Ретроспективная оценка радиоэкологической ситуации по результатам изучения годовых колец срезов деревьев»**: Автореф. дис. … канд. геол.-минерал. наук. Томск, 2004. 23 с.;

11. *Торопов А. В.* **«Накопление техногенных радионуклидов компонентами экосистемы Нижней Томи»**: Автореф. дис. … канд. биол. наук. Новосибирск, 2006. 22 с.;

12. *Зубков А. А., Рыбальченко А. И., Румянцев В. Г. и др.* **«Анализ системы геотехнологического мониторинга полигона подземного захоронения жидких радиоактивных отходов СХК»** // «Разведка и охрана недр». 2007. № 11. 56-61 с.;

13. «Российская атомная промышленность: необходимость реформ». Доклад объединения «Bellona» № 4. 2004. 207 с.;

14. *Сарсенбаев К. Н.* **«Об исследованиях, проведенных на Семипалатинском испытательном полигоне Институтом радиационной безопасности и экологии»** // «Трансформация социально-экономического пространства и перспективы устойчивого развития России»: Мат-лы межд. науч. конф. Барнаул, 2006. 235- 243 с.;

15. *Субботин С. Б., Лукашенко С. Н., Сарсенбаев К. Н., Пестов Е. Ю.* **«О загрязнении тритием поверхностных вод реки Шаган и радиоактивное загрязнение подземных вод на площадке «Дегелен» бывшего Семипалатинского испытательного полигона»** // «Трансформация социально-экономического пространства и перспективы устойчивого развития России»: Мат-лы межд.науч. конф. Барнаул, 2006. 255- 264 с.;

16. *Bulatov V. I.* **«Liquid Radioaktive Wastes in Russia»** // «Science for Democratic Action». Vol. 7. № 4. July 1999. 1, 15-16 p.;

17. «ПО «Маяк»: Реабилитация населения и территорий» // «Гражданская защита». 2007. № 3, 4. 42-43 с.;

18. *Булатов В. И.* **«Россия: экология и армия».** Новосибирск: «ЦЭРИС», 1998. 152 с.;

19. Предварительная оценка состояния радиационной безопасности в районах проведения подземных ядерных взрывов на территории Ханты-Мансийского автономного округа и характеристика мер обеспечения радиационной безопасности населения. СПб.: ООО «Научно-технический центр «Радомир», 2002. 12 с.

ХАРАКТЕРИСТИКА ВИДОВОГО СОСТАВА И КОЛИЧЕСТВЕННОГО РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ВОДОЕМА В-11 ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ

Пряхин Е. А., Гаврилова Е. В., Дерябина Л. В., Андреев С. С., Попова И. Я.
ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины», г. Челябинск.

Промышленный водоем В-11, расположенный в Челябинской области в районе ЗАТО г. Озерска, по происхождению представляет собой непроточный искусственный пруд, который является замыкающим в Теченском каскаде водоемов. Экосистема этого водоема более 40 лет находится в условиях радиоактивного загрязнения. Специалистами ПО «Маяк» постоянно проводится мониторинг состояния этого водоема, сконцентрированный, преимущественно, на гидрохимических и радиохимических исследованиях. Гидробиологические исследования состояния экосистемы данного водоема проводились нерегулярно и в малом объеме.

В водной экосистеме особенности биоценоза определяют скорость и эффективность процессов самоочищения, условия формирования физико-химических свойств воды. Биоценоз реагирует изменением интенсивности функциональных характеристик и изменением своего видового состава на воздействие естественных и антропогенных факторов. В связи с этим, анализ состава и структуры сообщества живых организмов, существующего в условиях столь продолжительного радиационного воздействия, представляет собой важную задачу.

Фитопланктонное сообщество представляет собой первое звено трофической цепи биоценоза водоема, влияет на продукционные характеристики и является важнейшим показателем трофического статуса экосистемы. Изменения в составе и структуре фитопланктонного сообщества непре-

менно повлекут за собой цепь реакций в других звеньях водной экосистемы.

В связи с этим, нами была поставлена цель: оценить видовой состав и количественное развитие фитопланктона водоема В-11 Теченского каскада водоемов. Эти показатели сравнивали с характеристиками фитопланктона Шершневского водохранилища (г. Челябинск), которое по гидрологическим и морфометрическим показателям сопоставимо с водоемом В-11 и не испытывает техногенного радиоактивного загрязнения.

Материалы и методы.

Отбор проб на обоих водоемах производился в июне – сентябре 2007 г. В водоеме В-11 три станции отбора проб (В11/1, В11/3, В11/5) располагались по старому руслу р. Теча, а станции В11/2 и В11/4 – в прибрежных биотопах. В Шершневском водохранилище отбор проб проводили на трех станциях, расположенных равномерно в малопроточной части, где гидрологический режим наиболее близок к таковому в водоеме В-11.

Анализ содержания радионуклидов в пробах воды и фитопланктона проводился Отделом Внешней среды ФГУН УНПЦ РМ. Концентрация ^{137}Cs определялась гамма-спекторометрическим методом [1], а концентрация ^{90}Sr в пробах определялась посредством радиохимического выделения дочернего ^{90}Y [4].

Для количественного анализа фитопланктона средневзвешенные пробы воды отбирали с помощью батометра Паталаса. При величине прозрачности (по диску Секки) равной S и глубине равной L, пробы отбирали с 6 горизонтов: 0 S; 0,5 S; 1S; 2S; (2s+L)/2; L и смешивали в одной емкости. Пробы консервировали на месте фиксатором на основе раствора Люголя и затем концентрировали фильтрационным методом. Кроме того, для учета редких видов отбирали качественные поверхностные пробы сачком для фитопланктона из мельнич-ного газа №160.

Численность и видовой состав фитопланктона оценивали в камере Горяева с использованием соответствующих определителей [5, 7, 2].

Результаты и обсуждение.

Содержание основных радионуклидов в воде, донных отложениях и фитопланктоне водоема В-11 представлены в таблице 1.

Численность фитопланктона в водоеме В-11 летом 2007 г. в среднем по акватории изменялась в пределах 45-135 млн. кл/л и была максимальной в августе (таблица 2). Распределение фитопланктона по акватории обоих водоемов характеризовалось значительной неравномерностью: количество клеток различалось в 1,5 – 2 раза на разных станциях.

В июле наибольшая численность фитопланктона наб-людалась на прибрежных станциях В11/2 и В11/4, в открытой пелагиали водоема она была примерно в 2 раза ниже. В августе численность фитопланктона в прибрежной станции В11/2 осталась почти на уровне июльской, в остальных точках она увеличилась по сравнению с июлем в несколько раз; наибольшая численность фитопланктона отмечалась в приплотинных участках пелагиали В11/1 и В11/5, а также в прибрежной В11/4, расположенной в небольшом заливе. В сентябре численность фитопланктона резко снизилась, больше всего фитопланктона регистрировалось в низовье водохранилища, на станции В11/5 перед плотиной П11, меньше всего в прибрежных В11/2 и В11/4.

Количественные и качественные характеристики фитопланктона водоема В-11 сравнивали с показателями фитопланктона из глубокой малопроточной части Шершневского водохранилища. Количественное развитие фитопланктона в Шершневском водохранилище достигало значений, сопоставимых с показателями в водоеме В-11: средняя по акватории численность фитопланктона увеличивалась с июля по сентябрь от 97 до 149 млн.кл./л. (таблица 3).

Как видно из результатов, в малопроточной части Шершневского водохранилища сложилась такая же, как в акватории В-11, ситуация с пространственным распределением фито-планктона.

Видовой состав фитопланктона водоема В-11 довольно богат и отличается пространственными вариациями в разных биотопах водоема. Общая численность видов, обнаруженных нами в водоеме В-11 (62 вида), очень близка к таковой в водоеме сравнения (61 вид), причем 53 из них оказались общими для обоих водоемов (таблица 4).

Для сравнения степени сходства между двумя водоемами по видовому составу фитопланктона рассчитали коэффициент флористического сходства Жаккара. Он оказался равен 75,7%, что указывает на достаточно высокую степень сходства состава альгоценоза двух водоемов.

Пространственная и сезонная динамика количества видов фитопланктона в водоеме В-11 и в Шершневском водохранилище представлены в таблицах 5 и 6.

Из данных, приведенных в таблицах, видно, что наибольшее видовое разнообразие фитопланктона в обоих водоемах отмечалось в августе. Разнообразие фитопланктона на каждой конкретной станции водоема В-11 было немного выше, чем в Шершневском водохранилище. При этом набор видов на каждой станции наблюдения из разных участков водоема был более однородным, чем в Шершневском водохранилище. Это свидетельствует о более равномерном распределении видов фитопланктона в водоеме В-11, что, очевидно, связано с гораздо меньшей проточностью и более однородными условиями в его пелагиали. Достаточно высокое видовое разнообразие фитопланктона на каждой станции наблюдения водоема В-11 (в среднем 33 вида) сочеталось с очень низким количественным развитием всех видов, за исключением Oscillatoria agardhii.

Следует отметить, что доминантами в сообществе в течение лета в обоих водоемах являлись цианобактерии, которые представлены практически одними и теми же видами (Oscillatoria agardhii, Aphanizomenon flos-aquae, Anabaena flos-aquae, Gomphosphaeria lacustris, Microcystis aeruginosa и Microcystis wesenbergii). Менялось лишь процентное соотношение численности видов цианобактерий. Безусловным доминантом в фитопланктонном сообществе водоема В-11 в период с июля по сентябрь 2007 г. являлись цианобактерии вида Oscillatoria agardhii Gom., развивающие максимальную численность более 100 млн.кл./л в августе. В доминирующий комплекс также входили цианобактерии Lyngbya limnetica Gom. и Aphanizomenon flos-aquae (L.) Ralfs. Численность их отличалась пространственными вариациями на разных станциях акватории водоема (7 - 32 млн.кл./л). Зеленые водоросли Binuclearia lauterbornii (Schmidle) Pr.-Lavrenko, диатомовые Aulacoseira spp., Fragillaria crotonensis Kitt. по всей акватории развивали численность в пределах 2-10 млн.кл/л. В сезонной динамике наблюдалось постепенное обеднение комплекса видов-субдоминантов фитопланктона водоема В-11 с июля по сентябрь 2007 г. К концу сентября фитопланктонное сообщество находилось в состоянии близком к монокультуре Oscillatoria agardhii с небольшой примесью других видов.

Состав доминирующего комплекса фитопланктона в Шершневском водохранилище также характеризовался преобладанием цианобактерий. Однако сезонная сукцессия видов фитопланктона протекала несколько иначе. В Шершневском водохранилище происходила последовательная смена видов-доминантов цианобактерий: Anabaena flos-aquae (в июне) → Aphanizomenon flos-aquae (в июле) → Oscillatoria agardhii (в конце августа и сентябре). Субдоминантами в течение лета являлись Aulacoseira spp. и Anabaena flos-aquae, в августе добавились Gomphospheria lacustris и Microcystis aeruginosa. В сентябре на позиции субдоминанта остался только Microcystis aeruginosa.

Таким образом, отличаясь по доминирующему комплексу в течение лета, к концу сентября 2007 г. экосистемы двух водоемов пришли к похожему состоянию с очень высокой степенью доминирования Oscillatoria agardhii.

По результатам сапробиологического анализа на всех рассмотренных станциях водоема В-11 и Шершневского водохранилища индекс сапробности Пантле-Букка попадает в диапазон 1,51 - 2,50 что соответствует β-мезосапробной зоне (таблицы 7, 8).

Таким образом, по данному параметру вода обоих водоемов в исследуемый период относится к классу 3 «умеренно загрязненная» [1] или 3 «удовлетворительно чистая» подклассу 3а «достаточно чистая» [5]. Среднее значение индекса сапробности по водоему В-11 достоверно ниже по сравнению с таковым по Шершневскому водохранилищу.

Проведенная биологическая оценка состояния фитопланктонного сообщества водоема В-11 позволяет заключить, что видовая и пространственная структура альгоценоза типична для равнинных речных водохранилищ. При сопоставлении с фитопланктонным сообществом водоема сравнения – Шершневского водохранилища отмечено сходство видового состава и структуры альгоценоза. Оба водоема по показателям фитопланктона можно отнести к β-мезосапробным водам.

Авторы работы выражают глубокую благодарность за помощь в организации и проведении экспедиций на водоем В-11 Ровному С. И., Мокрову Ю. Г., Рерих В. И., Медведеву А. Г., Гаврилову А. В.

Таблица 1.

Удельная активность радионуклидов в пробах из водоема В-11.

Радионуклиды	Контрольные станции				
	В-11/1	В-11/2	В-11/3	В-11/4	В-11/5
Вода					
^{90}Sr, кБк/л	1,2	1,5	1,7	1,6	1,3
^{137}Cs, кБк/л	$0,87 \times 10^{-3}$	$1,23 \times 10^{-3}$	$1,31 \times 10^{-3}$	$0,74 \times 10^{-3}$	$0,58 \times 10^{-3}$
Донные отложения					
^{90}Sr, кБк/кг	360	240	320	290	270
^{137}Cs, кБк/кг	102	17,8	161	9,8	32,4
^{60}Co, кБк/кг	1,8	0,48	7,0	0,52	0,9
Фитопланктон					
^{90}Sr, кБк/кг (сухой массы)	400				
^{137}Cs, кБк/кг (сухой массы)	2,20				

Таблица 2.

Сезонная динамика общей численности фитопланктона в водоеме В-11, млн.кл./л.

Станция отбора проб	Июль	Август	Сентябрь
В11/1	48,9	143	50,3
В11/2	97,8	101,4	20,3
В11/3	57,8	126,2	56,9
В11/4	83,1	151,4	29,7
В11/5	40	151,6	70,4
Средняя по акватории	65,52	134,72	45,62

Таблица 3.

Сезонная динамика общей численности фитопланктона (млн. кл./л) в Шершневском водохранилище.

Станция отбора проб	Июль	Август	Сентябрь
ШВ3	72	200	108
ШВ4	148	63	190
ШВ5	70	130	149
Средняя по акватории	**97**	**131**	**149**

Таблица 4.

Видовой состав альгоценозов водоема В-11 и Шершневского водохранилища летом 2007 г.

Вид организма	**В-11**	**ШВ**
1	2	3
Cyanobacteria	**13**	**10**
Aphanizomenon flos-aquae (L.) Ralfs.	+	+
Aphanocapsa conferta (W.et G.S.West) Kom.-Legn. Et Cronb.	+	-
Anabaena spiroides Kleb.	+	-
Anabaena flos-aquae (L.) Ralfs.	+	+
Anabaena sheremetievi Elenk.	-	+
Gomphosphaeria lacustris Chod.	+	+
Lyngbya limnetica Lemm.	+	-
Merismopedia minima G. Beck.	+	+
Microcystis aeruginosa Kütz.emend Elenk.	+	+

Microcystis wesenbergii (Kom.) Kom. in Kondrateva	+	+
Oscillatoria agardhii Gom.	+	+
Oscillatoria lacustris (Kleb.) Geitl.	+	-
Snowella rosea (Snow) Elenk.	+	+
Synechocystis aquatilis Sauv.	+	+
Bacillariophyta	**11**	**10**
Amphora ovalis (Kütz.) Kütz.	+	+
Aulacoseira granulata (Ehr.) Simons.	+	+
Asterionella formosa Hass.	+	+
Diatoma elongatum (Lyngb.) Ag.	+	+
Epithemia sorex Kütz.	+	+
Epithemia turgida (Ehr.) Kütz.	+	-
Fragillaria crotonensis Kitt.	+	+
Gyrosigma acuminatum (Kütz.) Rabenh.	+	+
Rhoicosphenia curvata (Kütz.) Grun.	+	+
Stephanodiscus hantschii Grun. in Cl. et Grun.	+	+
Synedra ulna (Nitsch.) Ehr.	+	+
Chlorophyta	**33**	**37**
Aktinastrum hantschii Lagerh.	+	+
Ankistrodesmus fusiformis Corda ex Corsch	+	+
Binuclearia lauterbornii (Schmidle) Pr.-Lavrenko	+	-
Botryococcus braunii Kütz.	+	+

1	2	3
Closterium gracile f.elongatum (W. et G. West) Kossinsk.	+	+
Closterium exyguum W. et G. S. West	+	+
Closterium parvulum Nägeli.	+	+
Coelastrum microporum Nägeli.	+	+
Cosmarium retusiforme (Wille) Gutw.	+	-
Cosmarium undulatum Corda	+	+
Crucigenia fenestrata Schmidle.	+	+
Crucigenia quadrata Morren.	+	+
Crucigenia tetrapedia (Kirchn.) W. et W.	+	+
Crucigeniella rectangularis (Näg.) Kom.	+	+
Dictyosphaerium ehrenbergianum Näg.	+	+
Dictyosphaerium pulchellum H. Wood	+	+
Eudorina elegans Ehr.	+	+
Kirchneriella obesa (W.West) Schmidle	+	+
Lagerheimia genevensis (Chod.) Chod.	-	+
Monoraphidium arcuatum (Korsch.) Hind.	-	+
Monoraphidium irregulare (G.M. Smith) Kom.-Legn.	+	+
Monoraphidium minutum (Näg.) Kom.-Legn.	+	+
Pandorina morum (O.F.Müll.) Bory.	+	+
Pediastrum duplex Meyen	+	+
Pediastrum boryanum Turp.Menegh.	+	+
Pediastrum tetras (Ehrenb.) Ralfs.	-	+

Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chodat.	-	+
Scenedesmus arcuatus Lemm. (Lemm.)	+	+
Scenedesmus quadricauda (Turp.) Brébisson	+	+
Scenedesmus ellipticus Corda.	+	+
Schroederia robusta Korsch.	+	+
Schroederia setigera (Schröd.) Lemm.	+	+
Sphaerocystis schroeteri Chodat.	+	+
Staurodesmus cuspidatus (Breb.) Teiling	+	+
Staurastrum gracile Ralfs.	+	+
Staurastrum paradoxum Meyen	+	+
Staurastrum tetracerum Ralfs.	+	+
Tetraedron caudatum (Corda) Hansgirg	-	+
Tetraedron minimum (A. Br.) Hansgirg	-	+
Chrysophyta	**1**	**2**
Chrysococcus rufescens Klebs.	+	+
Pseudokephyrion entzii Corn.	-	+
Dynophyta	**2**	**1**
Ceratium hirundinella f.furcoides (Lev.) Schröd.	+	-
Ceratium hirundinella (O. F. M.) Bergh. f. hirundinella	+	+
Euglenophyta	**1**	**0**
Euglena oxyuris Schmarda	+	-
Xanthophyta	**1**	**1**
Pseudostaurastrum hastatum (Reinsch.) Chod.	+	+

Таблица 5.

Пространственная и сезонная динамика количества видов фитопланктона в водоеме В-11.

Станция отбора проб	Июль	Август	Сентябрь	Среднее по станции
В11/1	30	32	34	32
В11/2	40	38	27	35
В11/3	28	36	36	33
В11/4	34	36	35	35
В11/5	26	32	29	29
Средняя по акватории	**32**	**35**	**32**	**33**

Таблица 6.

Пространственная и сезонная динамика количества видов фитопланктона в Шершневском водохранилище.

Станция отбора проб	Июль	Август	Сентябрь	Среднее по станции
ШВ3	23	24	21	23
ШВ4	24	30	29	28
ШВ5	24	26	21	24
Средняя по акватории	**24**	**27**	**24**	**25**

Таблица 7.

Пространственная и сезонная динамика индекса сапробности Пантле-Букка в водоеме В-11.

Станция отбора проб	Июль	Август	Сентябрь	Среднее по станции
В11/1	2,03	1,87*	1,78*	1,89
В11/2	1,9*	1,81*	1,74*	1,82
В11/3	1,86*	1,77*	1,75*	1,79
В11/4	1,91*	1,68*	1,75*	1,78
В11/5	1,9*	1,86*	1,84*	1,87
Средняя по акватории	1,92	1,80	1,77	1,83

* - достоверные значения индекса сапробности (количество индикаторных видов в пробе более 12)

Таблица 8.

Пространственная и сезонная динамика индекса сапробности Пантле-Букка в Шершневском водохранилище.

Станция отбора проб	Июль	Август	Сентябрь	Среднее по станции
ШВ3	1,93*	2,01*	1,95	1,96
ШВ4	1,97*	2,02*	1,94	1,98
ШВ5	1,98*	2,00	1,95	1,98
Средняя по акватории	1,96	2,01	1,95	1,97

* - достоверные значения индекса сапробности (количество индикаторных видов в пробе более 12)

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. ГОСТ 17.1.3.07-82 **Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков;**

2. *Коршиков, О. А.* **«Визначник прісноводних водоростей Украінскоі РСР»** [Текст]: Том 5. Підклас протококові / Коршиков О. А.; Киев: Видавнитцтво Академіі наук Украінскоі РСР, 1953;

3. «Методика массового гамма-спектрометрического анализа проб природной среды» [Текст] / Под ред. Силантьева А. Н., Махонько К. П. Л.: «Гидрометеоиздат, 1984. 64 с.;

4. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды [Текст] / Под ред. Марея А. Н., Зыковой А. С. М., 1980. 336 с.;

5. *Оксиюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П.* **«Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши»** [Текст] / Оксиюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П. // «Гидробиологический журнал», 1993. Т.29. №4. 62-77 с.;

6. «Определитель низших растений» [Текст]: В пяти томах / Под ред. Курсанова Л. И. Том 1. Водоросли. М.: «Сов. наука», 1953. 394 с.;

7. «Определитель пресноводных водорослей СССР» [Текст]: Т. 1-14. / Под ред. Голлербах М. М.; М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1951-1986 гг.

ФЕНОМЕНОЛОГИЯ АДАПТИВНЫХ РЕАКЦИЙ КЛЕТОК КОСТНОГО МОЗГА В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ПОЛЯРИЗАЦИИ ЭЛЕКТРОМАГНИТНЫХ ПОЛЕЙ РАДИОЧАСТОТНОГО ДИАПАЗОНА И ДЛИТЕЛЬНОСТИ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА МЫШЕЙ СВА

Тряпицына Г. А., Коломиец И. А., Андреев С. С., Полевик Н. Д., Аклеев А. В., Пряхин Е. А.

ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины», г. Челябинск.

ГОУ ВПО «Челябинский государственный агроинженерный университет», г. Челябинск.

В России и за рубежом за последние два десятилетия был опубликован ряд результатов научных исследований, указывающих на особенность развития биоэффектов при воздействии на организм модулированного электромагнитного излучения по сравнению с непрерывным немодулированным излучением [2, 3, 14, 18, 21]. В то же время, существует крайне ограниченное количество работ по оценке биологического действия электромагнитных полей радиочастотного диапазона (ЭМП РЧ) с различной поляризацией.

Ядерная физика, оптика и радиофизика по-разному определяют направление эллиптической (в частном случае циркулярной, круговой) поляризации. В ядерной физике правополяризованной считается частица (или квант), спин которой направлен по импульсу, левополяризованной – против импульса (говорят соответственно о правой и левой спиральности) [6]. Таким образом, с оговорками, правополяризованная частица в пространстве формирует правый винт, а левополяризованная частица формирует левый винт.

В оптике эллиптическую или круговую поляризацию определяют по вращению вектора Е в плоскости, перпенди-

кулярной направлению распространения волны, если смотреть навстречу вектору её распространения [2]. Правосторонне поляризованной волну определяют в том случае, если вращение вектора E происходит по часовой стрелке, а левосторонне поляризованной, если вращение вектора E происходит против часовой стрелки [2].

В радиофизике правосторонне поляризованная волна (или волна с поляризацией по ходу часовой стрелки) определяется как эллиптически поляризованная волна или волна круговой поляризации, в которой вектор напряженности электрического поля, наблюдаемый в любой фиксированной плоскости, нормальной направлению распространения, вращается по ходу часовой стрелки с точки зрения наблюдателя, смотрящего в направлении распространения. Левосторонне поляризованная волна (или волна с поляризацией против хода часовой стрелки) определяется как эллиптически поляризованная волна или волна круговой поляризации, в которой вектор напряженности электрического поля, наблюдаемый в любой фиксированной плоскости, нормальной направлению распространения, вращается против хода часовой стрелки с точки зрения наблюдателя, смотрящего в направлении распространения [9].

В радиофизике недавно возникло новое направление, связанное с созданием и исследованием искусственных сред, которые проявляют хиральные свойства не в оптике (оптическая активность), а в радиочастотном диапазоне ЭМП РЧ [7]. Возможности, которыми могут обладать искусственные хиральные среды в диапазоне ЭМП РЧ, шире, чем в оптическом диапазоне. В частности, они могут проявлять резонансные свойства, изменять распространение, дифракцию и рассеяние эллиптически поляризованного ЭМП РЧ, несмотря на то, что размеры элементов (длинные спирали, цилиндры с проводимостью вдоль винтовых линий, решетки из них) несопоставимо малы по сравнению с длиной волны [7, 19].

Исследования электрофизических свойств воды при воздействии ЭМП РЧ с различной поляризацией позволили установить, что дипольно-релаксационные потери и теплоемкость дистиллированной воды в значительной степени зависят от поляризации ЭМП РЧ [10]. В этой работе было высказано предположение, что такие эффекты связаны с асимметрией водных структур.

В нескольких экспериментальных работах было показано, что эллиптическая поляризация модифицирует биологические эффекты ЭМП РЧ миллиметрового диапазона. В КВЧ диапазоне электромагнитных излучений зависимость биологических эффектов ЭМП РЧ разной мощности от состояния его поляризации наблюдали в цикле экспериментов, обзор которых дан в работе Беляева, Щеглова и др. [17]. Кроме этого, было выявлено, что действие КВЧ-излучения (42,2 ГГц, ППМ = 10 мВт/см^2 в течение 1 часа) с правой поляризацией вызывает значительную регрессию перевиваемой опухоли Льюиса у мышей (CBA□C57Bl)F1 и снижает среднюю продолжительность жизни в условиях комбинированного воздействия с циклофосфаном, тогда как КВЧ-излучение с левой поляризацией не оказывает значительного противоопухолевого эффекта [15].

Что касается модифицирующего действия эллиптической поляризации ЭМП РЧ дециметрового диапазона, имеется лишь несколько публикаций по оценке влияния ЭМП РЧ с различной поляризацией на прорастание семян [4, 12, 5]. В этих работах установлено, что семена растений обладают амплитудной поляризационной избирательностью к воздействию ЭМП РЧ. При этом наименьший амплитудный порог воздействия проявляется при правополяризованном ЭМП РЧ, а наибольший при левополяризованном ЭМП РЧ. Порог появления эффекта при воздействии линейно поляризованного ЭМП РЧ занимает промежуточное положение. Было высказано предположение интерпретировать такой результат как

следствие молекулярной асимметрии биополимерных структур, имеющих, соответственно, некоторую поляризационную избирательность [4, 12, 5].

В то же время, нами не обнаружено работ по оценке влияния поляризации ЭМП РЧ дециметрового диапазона на млекопитающих.

В данной работе внимание авторов сконцентрировано на определении феноменологии адаптивных реакций биологических систем в зависимости от длительности воздействия и поляризации ЭМП РЧ.

Материалы и методы исследования.

Эксперименты проводили на базе экспериментального отдела ФГУН УНПЦРМ. В экспериментах использовали самцов и самок мышей линии СВА.

Животных облучали импульсным потоком электромагнитной энергии с частотой следования импульсов и скважностью сигнала, соответствующими сигналу подвижной станции мобильной связи стандарта GSM без речевой модуляции и скачков по частоте.

Основные параметры сигнала следующие. Сигнал представлял собой непрерывную последовательность радио-импульсов трапециевидной формы с частотой повторения импульсов 217 Гц и несущей частотой электромагнитного поля (ЭМП РЧ) – 925 МГц. Средняя плотность потока мощности эквивалентной плоской волны (S) была равна 1,2 мВт/см^2 (12 Вт/м^2). Средний уровень плотности потока мощности в наших экспериментах был равен максимально допустимому уровню, соответствующему предельно допустимой энергетической экспозиции (200 мкВт×ч/см^2), принятой Санитарными правилами и нормами РФ для электромагнитных излучений радиочастотного диапазона [16]. Животных облучали в диэлектрическом контейнере цилиндрической формы,

в верхней части которого располагался излучатель электромагнитной энергии. Контейнер располагали в специальной камере, поверхность которой была покрыта радиопоглощающим материалом.

В качестве излучателя использовали турникетную антенну эллиптической поляризации, которая состояла из двух ортогональных полуволновых вибраторов, запитанных со сдвигом фаз ± $\pi/2$. Смена направления вращения поляризации осуществлялась переключением полуволновых вибраторов с одного выхода направленного ответвителя на другой. Основные характеристики излучателя были следующие. КСВ полуволновых вибраторов был равен 1,1 на частоте 925 МГц, коэффициент эллиптичности поляризационной характеристики излучателя составлял 0,89. Использование этой антенны позволяло создавать ЭМП с различной поля-ризацией: линейной, левой и правой.

Мышей подвергали воздействию ЭМП РЧ в течение 10 мин. в первой серии экспериментов однократно, во второй - ежедневно по 10 мин. в течение 3-х сут. Животных контрольной группы подвергали «ложному» облучению.

Оценку адаптивных реакций на воздействие ЭМП РЧ с различной поляризацией проводили согласно модели радиационного адаптивного ответа: γ-облучение животных прово-дили на установке ИГУР-1 с мощностью дозы 0,7 Гр/мин. и неравномерностью γ-поля в рабочем пространстве не более 5% через 5 ч после последней экспозиции ЭМП РЧ [11].

Через 1 сут после последней экспозиции животных умерщвляли методом дислокации шейных позвонков; извлекали из бедренной кости красный костный мозг; готовили мазки и окрашивали их по Романовскому-Гимза [8]. В мазках определяли частоту эритроцитов с микроядрами [13].

Достоверность полученных результатов оценивали с использованием t-критерия Стьюдента.

Результаты и обсуждение.

В экспериментах, где животных подвергали однократному воздействию ЭМП РЧ с различной поляризацией, было выявлено, что частота микроядер в полихроматофильных эритроцитах (ПХЭ) костного мозга у мышей СВА в контрольной группе («ложное» облучение) составила 6,6±0,27 ‰, в нормальных хроматофильных эритроцитах (НХЭ) – 2,4 ±0,3 ‰ и во всех эритроцитах костного мозга - 4,37±0,12 ‰ (Таблица 1). Статистически значимое повышение частоты микроядер в ПХЭ на 30% по отношению к контролю регистрировали при однократном воздействии ЭМП РЧ с правой поляризацией; в других экспериментальных группах увеличение частоты микроядер в ПХЭ не достигало статистической значимости. Достоверное повышение частоты микроядер в НХЭ на 45% относительно контроля выявлено в группах, где животных подвергали воздействию ЭМП РЧ с линейной и с правой поляризацией. Наименьшая частота микроядер в НХЭ в экспериментальных группах была зарегистрирована в случае, когда животных подвергали воздействию ЭМП РЧ с левой поляризацией. В результате регистрировалось достоверное повышение частоты микроядер в эритроцитах костного мозга у мышей линии СВА в среднем на 25%, за исключением группы ЭМП РЧ с левой поляризацией. Достоверных отличий между показателями в экспериментальных группах, подвергшихся воздействию ЭМП РЧ с различной поляризацией, не наблюдалось.

Оценку адаптивных возможностей на субклеточном уровне оценивали по реакции клеток костного мозга на внешнее острое γ-облучение. Для этого животных через 5 ч после однократного воздействия ЭМП РЧ подвергали острому внешнему γ-облучению в дозе 2 Гр. Такая схема эксперимента соответствовала схеме адаптивного ответа, описанного для ионизирующих излучений [20].

В этих исследованиях было выявлено, что общее внешнее γ-облучение в дозе 2 Гр привело к высоко достоверному, почти 9-ти кратному повышению частоты микроядер в ПХЭ, достигавшей 57,8±1,2 ‰ в группе «ложного» облучения (Таблица 2). Воздействие ЭМП РЧ с различной поляризацией за 5 ч до острого γ-облучения в дозе 2 Гр привело приблизительно к одинаковому достоверному снижению частоты микроядер по сравнению с действием одного γ-облучения. При анализе частоты микроядер в ПХЭ не было выявлено принципиальных отличий в различных экспериментальных группах. Однако в таком режиме воздействия на животных наблюдалось достоверное повышение частоты микроядер в НХЭ костного мозга в группе ЭМП РЧ с правой поляризацией и не достоверное в группе ЭМП РЧ с левой поляризацией. В группе ЭМП РЧ с линейной поляризацией, напротив, наблюдалось значимое снижение содержания микроядер в НХЭ по сравнению с γ-облученным контролем. В результате, во всех эритроцитах костного мозга достоверное снижение частоты микроядер регистрировалось только в группе ЭМП РЧ с линейной поляризацией, в группе ЭМП РЧ с правой поляризацией также наблюдалось снижение данного показателя, но эти изменения не были статистически значимы. Частота микроядер во всех эритроцитах в группе ЭМП РЧ с левой поляризацией была практически равна значению этого показателя в группе γ-облученного контроля.

Таким образом, при анализе результатов, полученных при однократном воздействии на мышей СВА ЭМП РЧ с различной поляризацией, выявлены следующие особенности реакции клеток костного мозга. Наименьшие изменения исследуемых показателей (частота микроядер в ПХЭ, НХЭ и во всех эритроцитах) наблюдаются при воздействии ЭМП РЧ с левой поляризацией; более выраженные изменения показателей регистрируются при воздействии ЭМП РЧ с правой поляризацией; показатели в группе, где животных подвергли воздействию ЭМП РЧ с линейной поляризацией, занимают промежуточное положение. В модели адаптивного

Таблица 1 .

Частота микроядер в эритроцитах костного мозга у мышей СВА при однократном воздействии ЭМП РЧ с различной поляризацией.

Экспериментальные Группы	Частота микроядер, ‰		
	в ПХЭ	в НХЭ	во всех эритроцитах
Контроль («ложное» облучение)	6,60 ± 0,27	2,40 ± 0,30	4,37 ± 0,12
ЭМП РЧ с левой поляризацией	7,40 ± 0,60	3,05 ± 0,57	5,23 ± 0,50
ЭМП РЧ с правой поляризацией	*8,30 ± 0,76	*3,86 ± 0,48	*5,94 ± 0,45
ЭМП РЧ с линейной поляризацией	6,90 ± 0,66	*3,83 ± 0,32	*5,31 ± 0,36

Примечание: * - достоверные отличия по сравнению с группой контроля; $p \leq 0,05$.

Таблица 2 .

Частота микроядер в эритроцитах костного мозга у мышей СВА при однократном воздействии ЭМП РЧ с различной поляризацией и последующем γ-облучении в дозе 2 Гр.

Экспериментальные Группы	Частота микроядер, ‰			
	Ожидаемая частота в ПХЭ при аддитивном эффекте	в ПХЭ	в НХЭ	во всех эритроцитах
Контроль («ложное» облучение) +2Гр		57,8 ± 1,2	2,28 ± 0,15	12,28 ± 0,51
ЭМП РЧ с левой поляризацией +2Гр	58,6 ± 1,4	*#46,7 ± 1,9	†2,53 ± 0,11	12,15 ± 0,67
ЭМП РЧ с правой поляризацией +2Гр	59,5 ± 1,4	*#45,7 ± 1,9	*†2,71 ± 0,14	10,69 ± 0,63
ЭМП РЧ с линейной поляризацией +2Гр	58,1 ± 1,4	*#45,4 ± 2,4	*1,56 ± 0,09	*9,33 ± 0,33

Примечание: * - достоверные отличия по сравнению с группой контроля, † - достоверные отличия от ЭМП РЧ с линейной поляризацией, # - достоверные отличия от ожидаемой частоты микроядер в ПХЭ при аддитивном эффекте исследуемых факторов и внешнего общего γ-облучения в дозе 2 Гр; $p \leq 0,05$.

ответа при однократном облучении ЭМП РЧ показано, что воздействие ЭМП РЧ в указанном режиме приводит к индукции адаптивных реакций (вероятнее всего направленных на повышение эффективности репарации ДНК), но влияние поляризации ЭМП РЧ на биологический эффект оказывается менее выраженным.

Для верификации выявленных биологических эффектов ЭМП РЧ был проведен эксперимент, где мышей СВА подвергали воздействию ЭМП РЧ с ППМ 1,2 мВт/см^2 и различной поляризацией в течение 3-х сут по 10 мин. ежедневно. Частоту микроядер определяли в эритроцитах костного мозга через сутки после последней экспозиции.

В этой серии экспериментов частота микроядер в ПХЭ у мышей контрольной группы составила 1,65 ± 0,34 ‰ (Таблица 3). Воздействие ЭМП РЧ с правой поляризацией приводило к некоторому повышению частоты микроядер в ПХЭ костного мозга мышей, которое, однако, не достигало статистической значимости.

Частота микроядер в ПХЭ костного мозга у животных в группе ЭМП РЧ с линейной поляризацией, по существу, не отличалась от значений этого показателя в контрольной группе, а его значение в группе ЭМП РЧ с левой поляризацией оказалось достоверно меньше (на 60%), чем в контроле. Аналогичная зависимость просматривалась и при анализе частоты микроядер в НХЭ и во всех эритроцитах костного мозга.

Примечательно, что также как и в первой серии экспериментов, максимальная частота микроядер была зарегистрирована в группе ЭМП РЧ с правой поляризацией, минимальная в группе ЭМИ с левой поляризацией, а значение показателя в группе ЭМП РЧ с линейной поляризацией занимало промежуточное положение. При этом различия в экспериментальных группах между некоторыми показателями достигали статистической значимости.

При оценке реакции клеток костного мозга мышей, подвергнутых трехкратному воздействию ЭМП РЧ, на острое внешнее γ-облучение в дозе 2 Гр были получены результаты, представленные в таблице 4.

В этом случае адаптивные реакции были выражены в еще большей мере, чем в предыдущем эксперименте с однократным воздействием ЭМП РЧ. Так, если однократное воздействие на мышей линии СВА исследуемого фактора снижало эффективность последующего γ-облучения в дозе 2 Гр в среднем на 20%, то трехкратное воздействие ЭМП РЧ приводило к достоверному снижению эффективности последующего ионизирующего облучения в среднем на 30%. В этом случае более эффективными в плане индукции адаптивных реакции оказались воздействия ЭМП РЧ с левой и правой поляризацией.

С точки зрения радиофизики, в случае поляризации электромагнитного излучения качественный прием радиосигнала возможен при условии использования приемной антенны с конструкцией, соответствующей поляризации излучаемого сигнала [9]. Аналогично, при воздействии на биологические объекты ЭМП РЧ с различной поляризацией биологические эффекты могут быть более выраженными в случае совпадения пространственной структуры антенны (молекулярных биологических мишеней) и поляризованного излучения. Таким образом, особенности биологического действия ЭМП РЧ с различной поляризацией позволяют предположить, что у мышей мишени, способные индуцировать неспецифические клеточные адаптационные реакции, имеют пространственную структуру, соответствующую ЭМП РЧ с правой поляризацией – т. е. представляют собой левую спи-раль или, может быть, имеют в своей структуре несколько левых α-спиралей. Как известно, ЭМП РЧ с линейной поляризацией можно рассматривать как суперпозицию ЭМП РЧ с левой и правой поляризацией [9]. В этом случае биологические мишени, имеющие пространственную стру-

Таблица 3 .

Частота микроядер в эритроцитах костного мозга у мышей СВА при трехкратном воздействии ЭМП РЧ с различной поляризацией.

Экспериментальные Группы	Частота микроядер, ‰		
	в ПХЭ	в НХЭ	во всех эритроцитах
Контроль («ложное» облучение)	1,65 ± 0,34	1,71 ± 0,39	1,71 ± 0,31
ЭМП РЧ с левой поляризацией	*†‡ 0,60 ± 0,22	*‡ 0,50 ± 0,22	*‡ 0,56 ± 0,14
ЭМП РЧ с правой поляризацией	2,54 ± 0,54	1,46 ± 0,25	†1,99 ± 0,35
ЭМП РЧ с линейной поляризацией	1,40 ± 0,34	0,74 ± 0,35	1,09 ± 0,29

Примечание: * - достоверные отличия по сравнению с группой контроля, † - достоверные отличия от ЭМП РЧ с линейной поляризацией, ‡ - достоверные отличия от ЭМП РЧ с правой поляризацией; $p \leq 0,05$.

Таблица 4 .

Частота микроядер в эритроцитах костного мозга у мышей СВА при трехкратном воздействии ЭМП РЧ с различной поляризацией и последующем γ-облучении в дозе 2 Гр.

Экспериментальные Группы	Частота микроядер, ‰			
	Ожидаемая частота в ПХЭ при аддитивном эффекте	в ПХЭ	в НХЭ	во всех эритроцитах
Контроль («ложное» облучение) +2Гр		48,17 ± 5,07	5,07 ± 0,79	19,37 ± 1,79
ЭМП РЧ с левой поляризацией +2Гр	48 ± 5	*#30,47 ± 3,58	*2,18 ± 0,78	*10,06 ± 1,53
ЭМП РЧ с правой поляризацией +2Гр	50 ± 5	*#27,79 ± 6,44	*2,26 ± 0,60	*†8,52 ± 2,03
ЭМП РЧ с линейной поляризацией +2Гр	49 ± 5	40,02 ± 3,84	*2,46 ± 0,55	*13,74 ± 1,41

Примечание: * - - достоверные отличия по сравнению с группой контроля, † - достоверные отличия от ЭМП РЧ с линейной поляризацией, # - достоверные отличия от ожидаемой частоты микроядер в ПХЭ при аддитивном эффекте исследуемых факторов и внешнего общего γ-облучения в дозе 2 Гр; $p \leq 0,05$.

ктуру, соответствующую ЭМП РЧ с правой поляризацией, могут воспринимать ЭМП РЧ с линейной поляризацией как правополяризованное, однако не могут взаимодействовать или взаимодействуют значительно меньше с ЭМП РЧ, имеющим левую поляризацию. Именно этим можно объяснить выявленные особенности реакции биологических систем на ЭМП РЧ с различной поляризацией.

ВЫВОДЫ

1. Однократное воздействие на мышей линии СВА электромагнитных полей радиочастотного диапазона с уровнями, соответствующими предельно допустимой энергетической экспозиции, принятой Санитарными правилами и нормами РФ для электромагнитных излучений радиочастотного диапазона, может приводить к повышению частоты микроядер в эритроцитах костного мозга;

2. Воздействие на мышей ЭМП РЧ индуцирует в клетках костного мозга адаптивные реакции, направленные, вероятно, на повышение эффективности репарации ДНК, что проявляется, во-первых, в снижении частоты микроядер в эритроцитах при более длительном воздействии (ежедневно по 10 мин. в течение 3 сут.), во-вторых, в снижении генотоксического действия последующего ионизирующего облучения;

3. Пространственная поляризация электромагнитного излучения радиочастотного диапазона приводит к модификации биологических эффектов, вызванных воздействием ЭМП РЧ. Наименьшие изменения исследуемых показателей (частота микроядер в ПХЭ, НХЭ и во всех эритроцитах) наблюдаются при воздействии ЭМП РЧ с левой поляризацией; более выраженные изменения показателей регистрируются при воздействии ЭМП РЧ с правой поляризацией; значения показателей в группе, где животных подвергали воздействию ЭМП РЧ с линейной поляризацией, занимают промежуточное положение;

4. При использовании модели адаптивного ответа показано, что воздействие ЭМП РЧ в указанных режимах приводит к индукции адаптивных реакций, вероятно, направленных на повышение эффективности репарации ДНК, но влияние поляризации ЭМП РЧ на биологический эффект оказывается менее выражено.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Бинги, В. Н.* **«Магнитобиология: Эксперименты и модели»** [Текст] // М.: «Милта», 2002. 592 с.;

2. *Волкова, Е. А.* **«Поляризационные измерения»** [Текст] // М.: «Наука», 1974. 563 с.;

3. *Григорьев, Ю. Г.* **«Биоэффекты при воздействии модулированных электромагнитных полей в острых опытах (по итогам отечественных исследований)»** [Текст] // Ежегодник Российского Национального Комитета по защите от неионизирующих излучений 2003. Сборник трудов. М.: «АЛЛАНА», 2004. 16-73 с.;

4. *Изаков, Ф. Я., Полевик, Н. Д., Жданов, Б. В.* **«Влияние поляризационной пространственно-временной структуры ЭМП РЧ СВЧ на всхожесть семян растений»** [Текст] // II Всесоюзная конференция по сельскохозяйственной радиологии: Тезисы докладов. Обнинск, 1990. Т. IV. 33 с.;

5. *Изаков, Ф. Я., Полевик, Н. Д., Жданов, Б. В.* **«Влияние поляризационной пространственно-временной структуры электромагнитных полей СВЧ на всхожесть семян»** [Текст] // Вестник ЧГАУ. 1995. Т. 11. 89-94 с.;

6. *Капитонов, И. М.* **«Введение в физику ядра и частиц»** [Текст]. М.: «Едиториал УРСС», 2004. 384 с.;

7. *Кацеленбаум, Б. З., Коршунова, Е. Н, Сивов, А. Н., Шатров, А. Д.* **«Киральные электродинамические объекты»** [Текст] // «Успехи физических наук». 1997. Т.167, №11. 1201-1212 с.;

8. **«Лабораторные методы исследования в клинике»** / Под ред. Меньшикова В. В. М.: «Медицина», 1987. 364 с.;

9. **«Международный союз электросвязи. МСЭ. Регламент радиосвязи»** [Текст]: Статьи. Женева, 1998. Т. 1. 563 с.;

10. *Полевик Н. Д.* **«Исследование электрофизических свойств воды при воздействии электромагнитного излучения различной поляризационной пространственной структуры»** [Текст] // Вестник ЧГАУ. 2002. Т. 37. 24-38 с.;

11. *Пряхин Е. А.* **«Динамика изменения репарации ДНК клеток костного мозга у мышей при облучении ^{90}Sr»** / Автореф. дис. … канд. биол. наук. М. 1997;

12. **«Разработка теоретических основ воздействия амплитудно-манипулированных полей сверхвысокой частоты на семена»** [Текст]: отчет по НИР (заключ.): № ГР 01860022329. Челябинск, 1990. 156 с.;

13. **Руководство по краткосрочным тестам для выявления мутагенных и канцерогенных химических веществ** [Текст] // ВОЗ. Женева. 1989. 212 с.;

14. *Семин, Ю. А., Шварцбург, Л. К., Дубовик, Б. В.* **«Изменение вторичной структуры ДНК под влиянием внешнего электромагнитного поля малой интенсивности»** [Текст] // «Радиационная биология. Радиоэкология». 1995. Т. 35, вып. 1. 280-297 с.;

15. **«Способ КВЧ терапии онкологических заболеваний в эксперименте на животных»** [Текст]: пат. 2053812 Рос. Федерация: МПК7 А 61 N 5/00 / Мудрик Д. Г., Круглякова О. П., Голант М. Б.; заявитель и патентообладатель Мудрик Д. Г., Круглякова О. П., Голант М. Б. № 5054710/14; заявл. 07.10.1992; опубл. 02.10.1996;

16. **Физические факторы окружающей среды. Электромагнитные излучения радиочастотного диапазона (ЭМИ РЧ). Санитарные правила и нормы СанПин** 2.2.4/2.18.055-96;

17. *Belyaev I. Ya., Shcheglov V. S., Alipov Ye. D., Uchskov V. L.* **«Nonthermal effects of extremely high-frequency microwaves on chromatin conformation in cells in vitro – dependence on physical, physiological and generic factors»** // «IEEE. Microw. Theory». 2000. V. 48(11). 2172-2179 p.;

18. *Foster K. R., Repacholi M.* **«Biological. effects of radiofrequency fields: Does modulation matter».** [Text] / K.R. Foster, M. Repacholi // Rad Res. 2004. Vol. 162. 219-225 p.;

19. *Lindell I.* **«Electromagnetic Waves in Chiral»** и **«Bi-isotropic Media»** // «Artech House». 1994. 269 p.;

20. *Olivieri G. , Bosi A., Grillo R. et al.* **«Interaction of low dose irradiation with subsequent mutagenic treatment. Studies with human lymphocytes» // «Low Dose Irradiation and Biological Defense Mechanisms»** / Sugahara T., Sagan L. A. and Aoyama T., eds., The Netherlands, «Elsevier Science Publishers», 1992. 279-282 p.;

21. «Risk Evaluation of Potential Environmental Hazards From Low Frequency Electromagnetic Field Exposure Using Sensitive in vitro Methods» [Text] // «REFLEX Final report». 2004. 291 p.;

22. *Salford L., Brun A., Eberhardt J. et al.* **«Microwaves emitted by mobile phones damage neurons in the rat»** [Text] // Proc. 3rd Int. EMF seminar in China EMF и biological. effects, Guilin (Chin), Oct. 2003. 33-34 p.

РАДИАЦИЯ И ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ

Тестов Б. В.
Естественнонаучный институт Пермского университета.

В настоящее время очень большое внимание правительства и население многих стран мира большое внимание уделяют решению экологических проблем. Значительное место среди этих проблем занимает радиоактивное загрязнение территории, возникшее результате радиационных аварий на предприятиях ядерно-топливного цикла. Крупнейшую из этих аварий в 1986 году на Чернобыльской АЭС, многие газеты называли катастрофой, предрекая серьезные последствия для населения и окружающей среды. Но мы сейчас видим, что никаких серьезных последствий нет. Произошло изъятие из сферы использования достаточно большой плодородной площади, однако эта территория может быть использована для других целей. Поэтому страхи, связанны с последствиями радиоактивного загрязнения, и опасения последствий радиоактивного загрязнения Земли в результате развития ядерной энергетики оказались несколько преувеличенными.

Причин огромной радиофобии, которая возникла после второй мировой войны, связана с тем, что радиация вошла в сознание людей с большим отрицательным потенциалом последствий ядерной бомбардировки японских городов Хиросима и Нагасаки. Широкие протесты населения против использования ядерного оружия в военных целях, поддержанные крупнейшими учеными мира, создали атмосферу страха и неуверенности на фоне масштабной подготовки к мировой войне между странами НАТО и Варшавского договора. Эта атмосфера поддерживалась состоянием секретности материалов по действию ионизирующего излучения на теплокровных животных и человека. Поэтому среди населения всего мира существовало мнение, что наиболее опасным экологическим фактором на Земле является ионизирующая радиация.

Чем опасно радиационное излучение?

Радиационное излучение очень опасно для всего живого тем, что на клетку губительно действуют очень небольшие энергии излучения. Живой организм погибает от энергии достаточной для нагревания на 0,002° С. Поэтому стали говорить о высокой радиочувствительности клеток. Для объяснения этого явления была привлечена уникальная способность радиационного излучения ионизировать атомы и молекулы любого вещества. При ионизации атомы вещества приобретают заряд и происходит разрушение химических связей макромолекул организма. На первых порах такое объяснение всех устраивало и сформировалось мнение, что любое количество радиационного излучения является вредным, поскольку связано с разрушением вещества клеток.

Но по мере накопления информации о действии радиации на организм возникло много фактов, которые были необъяснимы с позиций теории ионизации. Начнем с того, что радиационной излучение создается находящимися в Земле радионуклидами (радиоактивными атомами), которые образовались при формировании химических элементов в момент образования Земли. В период образования Земли из газового облака радиоактивность Земли была очень высокой. Но постепенно короткоживущие радионуклиды распадались и постепенно уменьшалась радиоактивность на нашей планете. В какой-то момент на ней возникли живые организмы, которые являются очень чувствительными к ионизирующему излучению. Поэтому жизнь должна была продолжаться на планете в точках с меньшей радиоактивностью. Но в таких условиях, радиационное излучение должно было являться сильным селективным фактором, позволяющим расселяться живым организмам на территории с меньшим действием радиационного фактора. То есть у организмов должны появиться рецепторы, сигнализирующие о силе действия радиационного фактора. Такие рецепторы у организмов не выявлены. Считается, что организм не имеет рецепторов к ионизирующему излучению. Кроме того, простые расчеты

показывают, что смертельные для клетки дозы радиации способны ионизировать один атом из 10 миллионов, то есть очень небольшое количество атомов.

Эти и другие необъяснимые факты привели к созданию нескольких теорий действия ионизирующего излучения на клетки, на основе которых ученые пытаются объяснить последствия расширяющегося использования ядерной энергии. Не останавливаясь на детальном анализе существующих теорий, объясняющих механизм действия ионизирующего излучения, мы хотим изложить собственный взгляд на эти вопросы и дать прогноз использования ионизирующего излучения для улучшения условий жизнеобеспечения населения нашей планеты.

Энергетическая концепция действия ионизирующего излучения.

Суть энергетической концепции в том, что под действием ионизирующего облучения в клетках организма происходит резкое повышение теплопродукции. Это предположение основано на экспериментальных данных, показывающих, что при облучении в клетках животных (от мыши до человека) зарегистрировано повышение температуры на 1-2°С, а в организме собак повышение температуры на 5°С [1, 2]. Это повышение теплопродукции может быть обеспечено только энергией самого животного, которое подвергается облучению [3]. Все биохимические реакции в клетках организма происходят за счет энергии, выделяющейся при гидролизе АТФ. Молекулы АТФ образуются в митохондриях клеток в процессе метаболических реакций и обеспечивают энергией все биохимические реакции. Кроме того, организм создает резервный запас молекул АТФ, используемый в период опасности для жизни, когда возникает резкая потребность в дополнительной энергии. Запас АТФ создается во время сна (отдыха) за счет снижения потребления энергии мышцами и головным мозгом. В ночной период эта энергия накапливается в лимфоцитах, которые в критический период подходят

к нуждающимся в энергии клеткам и через щелевой контакт передают им молекулы АТФ [4]. Таким образом, в организме существуют два пути поступления энергии работающим клеткам. Основой путь – обеспечение клеток питательными веществами через кровоток. И второй путь (дополнительный) - обеспечение нуждающихся в дополнительной энергии клеток молекулами АТФ с помощью лимфоцитов, поступающих к ним по лимфатической системе.

Основной путь поступления энергии осуществляется с помощью постоянно действующего кровотока, обеспечивающего энергией все клетки организма. Дополнительное обеспечение энергией клеток происходит избирательно. Лимфоциты адресно направляются в те системы, которые в данный момент испытывают особенно высокое энергетическое напряжение. Адресная передача возможна при наличии сигналов, испускаемых отдельными клетками, которые воспринимаются направляющимися к ним лимфоцитами. Мы предполагаем, что эти сигналы представляют поток электромагнитного излучения определенной частоты, то есть некоторый диапазон биолюминесценции. Подтверждением этого является митогенетическое излучение, открытое А.Г. Гурвичем в 30-х годах прошлого века [5]. Это излучение, испускаемое быстро делящимся корешком ускоряло деление клеток другого корешка. Механизмом, который мог вызвать подобный эффект может быть локальное повышение температуры в медленно делящемся корешке, за счет усиления гидролиза АТФ. А усиление гидролиза АТФ могло вызвать излучение расположенного рядом быстро делящегося корешка. Биолюминесцентное излучение клетки может, по-видимому, передавать информацию, обеспечивая интенсивность и строгую последовательность метаболических реакций. Это возможно, если излучение Солнца не влияет на интенсивность митогенетического излучения. По определению А. Г. Гурвича открытое им митогенетическое излучение имело длину волны 200 нм и относилось к жесткому ультрафиолету. Ультрафиолетовое излучение не проходит через покровные ткани

животных, что позволяет клеткам использовать эти частоты для передачи информации. В то же время чувствительность кожи и глаз к этим частотам ультрафиолета (бактерицидные лампы) примерно на 4 порядка выше, чем к меньшим частотам ультрафиолетового излучения. Такое резкое увеличение действия на организм УФС по сравнению с УФА и УФВ можно объяснить лишь качественно новым (информационным) воздействием этого излучения.

Чувствительность клеток к УФС столь же высока, как к ионизирующему излучению. Связано это с единым механизмом действия на организм. Ионизирующее (рентгеновское и гамма) излучение при рассеивании на электронах молекул вещества постепенно теряют энергию на ионизацию и возбуждение электронов атомов и переходят в область ультрафиолетового (митогенетического) излучения. При больших интенсивностях облучения происходит бессистемный массовый гидролиз АТФ, который приводит к резкому повышению температуры и тепловому шоку облучаемых клеток. При этом гибель вызывает собственная энергия клеток, а излучение приводит к нарушению информационных связей, регулирующих постепенный расход энергии для поддержания строгой последовательности биохимических реакций.

Из этой теории следует очень важный вывод о том, что опасность воздействия ионизирующего излучения на клетки определяется не дозой, а мощностью дозы. Мощность дозы определяется величиной энергии, поглощаемой клетками в единицу времени. Если мощность дозы небольшая, то организм может справиться с повышенной теплопродукцией и сбросить избыток тепла в окружающую среду. Поэтому величиной, определяющей опасность облучения организма, в нормативной документации должна быть не суммарная доза, а величина мощности дозы. При малой мощности дозы, что бывает обычно при хроническом облучении, может происходить адаптация (привыкание) животных к радиационному облучению за счет изменения интенсивности метаболизма.

Это мы наблюдали на диких животных, обитающих в зоне высокого радиационного загрязнения после Чернобыльской аварии [6].

На следе радиоактивного облака, возникшего после взрыва реактора, мощность дозы была очень высокой, что привело к гибели растений и животных. В сентябре-октябре 1986 года в районе станции Янов (наиболее загрязненный участок) численность мышевидных грызунов была близка к нолю. Однако к маю следующего года, когда произошел значительный спад мощности дозы, численность животных восстановилась и затем она была больше, чем на участках с меньшим радиационным загрязнением.

К гибели организма, при действии ионизирующего излучения большой мощности, приводит не та энергия, которая вырабатывается в клетках постоянно за счет метаболизма, а запас энергии, накопленный в процессе отдыха. Этот запас АТФ, накопленный человеком за 8 часов ночного сна, представляет достаточно большой резерв, используемый организмом на протяжении трудового дня. Этот резерв в значительной мере используется клетками для деления, поэтому запас энергии больше у молодых организмов, клетки которых интенсивно делятся. Экспериментально установлено: чем моложе организм, тем он чувствительнее к действию ионизирующего излучения (к радиации). Поэтому одним из принципов понижения радиочувствительности организма является снижение запаса энергии. Понижение радиочувствительности организма является очень актуальной проблемой, особенно при возникновении аварийных ситуаций, когда человек может получить смертельные дозы облучения. Учеными было затрачено много усилий для поисков химических веществ, введение которых в организм приводит к уменьшению его радиочувствительности. Наиболее успешно понижают радиочувствительность клеток препараты, уменьшающие интенсивность метаболизма. При этом в организме снижается интенсивность окислительных процессов и организм более активно использует запас энергии, что

приводит к существенному снижению запаса. В результате понижения интенсивности запаса энергии при облучении происходит меньшее выделение тепла и меньший эффект поражения клеток. Однако во всех остальных случаях функционирования организма большой запас энергии является необходимым условием безопасности жизнедеятельности.

Проблемы, связанные с накоплением и расходованием энергии.

Человеческий опыт говорит, что хорошо себя чувствует и эффективно может работать только выспавшийся человек. Если организм проводит бессонную ночь, его производительность на следующий день резко снижается. Однако способность накапливать большой запас энергии зависит от условий расходования энергии. Если энергия, запасенная во время, сна расходуется не полностью, то запас накапливаемой энергии будет уменьшаться. Это происходит при старении организма, когда падает активность жизнедеятельности. Постепенно организм расходует все меньше энергии и запас накапливаемой за ночь энергии падает. Старость – естественный процесс и все с этим смирились. Но молодой организм чувствует постоянную потребность расходовать энергию, чтобы поддерживать запас энергии на высоком уровне. Поэтому первые 3-4 года малыша бывает очень трудно заставить спокойно сидеть на месте. Он должен находиться постоянно в каком-то движении. Без движения малыш не сможет развиваться и просто зачахнет. Мы провели эксперимент с лабораторными мышами, которые были помещены в небольшие коробочки, где они могли спокойно лежать, поворачиваться, но не могли бегать и лазить по потолку, как они это делали в клетке. В клетку их выпускали 1 раз в сутки на 1 час во время кормления, затем их снова помещали в коробочки. При таких условиях содержания мыши погибали быстрее, чем после гамма-облучения смертельной дозой 10 Гр. Эти животные быстро худели несмотря на то, что получали обычный рацион и погибали после потери 35-40% первоначальной массы (табл.1).

Мы объясняем полученные данные тем, что находясь в вынужденном малоподвижном состоянии животные не могли израсходовать запас энергии, поэтому не могли нормально отдыхать и создавать запас энергии, который необходим для обеспечения нормального деления клеток. То же самое может произойти, если животному долго не давать спать. Опыты, поставленные еще в дореволюционное время М. Н. Манасеиной, показали, что щенки, лишенные сна, умирали через 4 – 5 суток, а взрослые собаки выносили лишение сна 18 – 20 суток [7]. То есть для нормальной жизнедеятельности люди должны израсходовать запас энергии, накопленный во время сна, и затем создавать новый запас для очередного трудового дня. Известно, что люди, обреченные по причине травм на неподвижный образ жизни, очень быстро слабеют и погибают. Причиной гибели в данном случае является не травма, а состояние неподвижности. Первые космонавты, после недельного пребывания в космическом пространстве, где они не получали достаточной физической нагрузки, сразу после приземления не могли самостоятельно передвигаться. В настоящее время в космическом пространстве они для поддержания нормального состояния вынуждены принимать определенные физические нагрузки.

Отсутствие возможности израсходовать накопленную за ночь энергию может вызывать состояние неудовлетворения. Обычно эта неудовлетворенность проходит, когда у человека появляется возможность заняться интересным занятием, спортом, совершить интересную прогулку, встретиться с любимым человеком. Все это сопровождается снижением запаса энергии и приносит человеку удовлетворение. Однако постоянное отсутствие возможности легко израсходовать запас энергии может привести к состоянию депрессии. Депрессия характеризуется снижением интереса ко всему, общей неудовлетворенностью, понижением активности. Часто это наблюдается и детей, у которых нет увлечения, спортивных занятий или хорошей компании. Часто такие дети легко привыкают к алкоголю и наркотикам.

Наши эксперименты показали, что прием алкоголя сопровождается снижением потребления кислорода. При этом организм расходует накопленный запас энергии. Снижение запаса энергии и приносит человеку удовлетворение. Однако обычно человек относит это на счет небольшого помутнения сознанию (кайфа). В состоянии опьянения человек может быть активным до тех пор, пока не израсходует запас энергии, после чего он падает и засыпает. Поэтому часто люди используют алкоголь и наркотики, чтобы уйти от состояния неудовлетворения и депрессии и приобретают наркозависимость.

Для снятия состояния неудовлетворенности и депрессивного состояния можно использовать малые мощности доз рентгеновского или гамма излучения. Облучение при малых мощностях доз вреда организму нанести не может, но приведет к уменьшению запаса энергии. Варьируя продолжительностью облучения при малой мощности дозы, можно достичь желаемого результата по снижению у людей неизрасходованного запаса энергии.

Насколько опасно радиационное облучение.

Проблема опасности радиационного облучения трактуется в зависимости от механизма действия ионизирующего излучения на клетки. В настоящее время все нормативы, регламентирующие допустимые дозы облучения, основаны на ионизации атомов и молекул клеток за счет энергии излучения. При этом априори люди считают, что чем больше ионизаций произошло – тем большее должно быть повреждение. Поэтому долгое время наиболее важной зависимостью считали «доза–эффект». И хотя многие исследователи говорят, что наблюдаемый эффект зависит не от дозы, а от мощности дозы, в нормативах это никак не отражается.

Энергетическая концепция связывает величину поражения с величиной теплопродукции. При этом большое количество тепла, выделившееся за короткое время, приводит

клетки к гибели. То же количество тепла, полученное за длительное время, приводит к эффектам стимуляции, поскольку избыток тепла организм легко можно сбросить в окружающую среду. Небольшие количества тепла никогда не вредят организму, поэтому радиация может использоваться нами для улучшения благосостояния человека значительно шире, чем в настоящее время.

Сейчас ионизирующее излучение широко используется для рентгеновской и флюорографической диагностики, для лечения онкозаболеваний. Воздействие излучений используют для получения изменения наследственной информации, для подавления активности микрофлоры, для подавления иммунитета при проведении операций с трансплантацией органов и тканей человеку. В дальнейшем ионизирующие излучения можно будет применять для продления жизни человека, находящегося в экстремальной ситуации. Об этом свидетельствуют полученные нами данные о состоянии животных, находящихся в условиях ограниченной подвижности.

Для изучения возможности увеличения жизнеспособности в экстремальных условиях мы поместили две группы животных в условия ограниченной подвижности. При этом одна группа была контрольной, а другую подвергали ежедневному 4-х часовому гамма-облучению с энергией квантов 6-10 кэВ, при мощности дозы 100 мкГр/час.

Через неделю после такого содержания с кормлением одинаковым рационом животных кормить перестали, чтобы определить их способность к выживанию в экстремальных условиях. После прекращения кормления контрольные животные погибли гораздо быстрее, чем мыши получавшие облучение. Средняя продолжительность жизни (СПЖ) мышей в контроле (2,1 суток) оказалась достоверно ниже, чем у животных подвергавшихся радиационному воздействию (6,0 суток). При этом средняя потеря массы животных за сутки у опытной группы составила примерно 4%, а в кон-

трольной группе 5% (таблица 2). Эти данные показывают, что воздейст-вие ионизирующим излучением при малой мощности дозы облучения не только не вредит, но способствует выживаемости животных в экстремальных ситуациях. При расчете опасности от ионизирующего облучения следует ориентироваться не на величину полученной дозы, а на величину мощности дозы облучения. При этом необходимо обращать особое внимание на условия при которых происходило облучение. Облучение при высокой температуре окружающей среды или в теплоизолирующей одежде приводит к сильному повышению радиочувствительности организма. Облучение при низких температурах и в условиях, способствующих быстрому сбросу избытка тепла в окружающую среду, может существенно увеличить радиорезистентность любого организма.

Способность организма приспосабливаться к колебаниям температуры лежит в основе адаптации к хроническому облучению. Хроническое облучение создается при радиационных авариях на производстве, когда происходит выброс радиоактивности в окружающую среду. Большие мощности дозы, возникающие на первых этапах выброса радиоактивности, приводят к гибели растений и животных. Однако после снижения мощности дозы облучения растения и животные снижают интенсивность метаболизма, реагируя на повышение радиоактивности как на усиление инсоляции. Поэтому они достаточно быстро приспосабливаются к хроническому облучению и не испытывают вредных последствий от хронического облучения. Это бы наблюдали природных популяциях диких мышевидных грызунов, обитающих на территории с высоким радиоактивным загрязнением, возник-шим в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Через год после загрязнения территории радиоактивными веществами, численность мышевидных грызунов восстановилась и постоянно была не ниже чем на контрольных участках.

Таблица 1.

Динамика гибели лабораторных мышей, при содержании с ограничением подвижности.

Средняя масса, г	Коли-чество	Пол	Параметр	Время с начала эксперимента, сутки						Средняя продолжи-тельность жизни животных, сутки
				2	4	6	8	10	12	
Лабораторные мыши массой 24,9 ± 0,8	20	Самцы	Средняя масса, %	78	73	71	64	71	70	8,2 ± 1,3
			Гибель, %	0	10	25	60	80	100	
Лабораторные мыши массой 28,7 ± 0,2	20	Самцы	Средняя масса, %	76	74	64	-	-	-	4,5 ± 0,4
			Гибель, %	0	63	100	-	-	-	

Таблица 2.

Динамика гибели животных при ограничении подвижности и голодании.

Вариант	Начальный вес, г	Среднее значение массы через неделю, %	Среднее значение массына период гибели,%	СПЖ, сутки	Мощность дозы, мкГр/час	Число мышей	Потеря массы засутки, %
Облучение	17,2 ± 0,3	93 ± 1,2	68,8 ± 1,0	6,0 ± 1,0	100	20	4,1
Контроль	18,0 ± 1,0	86 ± 1,9	75,1 ± 0,8	2,1 ± 0,3	0,01	20	5,2

Поэтому мы считаем, что радиационные аварии опасны только при больших мощностях доз облучения в период пока не произошла адаптация организма постоянному действию фактора радиационного облучения. А радиационное облучение при малых мощностях доз можно с успехом использовать для повышения здоровья населения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Kandasamy S. B., Hunt W. A.* **«Involvement of prostaglandins and histamine in radiation-induced temperature response in rats»** / Radiat. Res. 1990. V. 121. 84-95 p.;

2. *Пегель В. А., Докшина Г. А.* **«Влияние радона на температуру внутренних органов животных»** // Мед. Радиол., 1961. Т.6. №11. 54-58 с.;

3. *Тестов Б. В.* **«Запас АТФ – основа безопасности жизнедеятельности».** / Сунгульская конф. Труды и материалы. Снежинск: Изд. РТЯЦ-ВНИИТФ, 2001. 196-216 с.;

4. *Тестов Б. В.* **«Сон как способ формирования запаса энергии». / «Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин».** Вып. 11. Екатеринбург, 2007. 259-273 с.;

5. *Гурвич А. Г.* **«Митогенетическое излучение».** // М.: «Госмедиздат», 1932. 271 с;

6. *Тестов Б. В.* **«Адаптация животных к радиации в зоне чернобыльской аварии»** / Радиоэкологические исследования в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. Сыктывкар, 2006. 99-106с. (Труды КНЦ УрО РАН; № 180);

7. *Ротенберг В. С.* **«Адаптивная функция сна: причины и проявления ее нарушения».**// М.: «Наука», 1982. 135 с.

ОСОБЕННОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОГО КРУГОВОРОТА ^{137}Cs И ИЗОТОПОВ КАЛИЯ В ЛЕСНЫХ И АГРОФИТОЦЕНОЗАХ ЛЕСОСТЕПИ В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ

Цветнова О. Б., Щеглов А. И.
Московский государственный университет
им. М. М. Ломоносова.

Введение. В настоящее время одной из основных проблем в области биогеохимии является оценка участия в биологическом круговороте тех элементов, которые в период доактивного антропогенеза были слабо распространены в биосфере. В первую очередь, это относится к техногенным радионуклидам [7]. Исследованию данного направления посвящен ряд классических трудов Н. В. Тимофеева–Ресовского, В. М. Клечковского, в которых была разработана система представлений о типах круговорота радиоизотопов в биогеоценозах, их избирательном накоплении в организмах и миграции по трофическим цепям в различных сообществах [12, 24 и др.]. В последующем разработки их учеников и последователей: Р. М. Алексахина, Н. В. Куликова, Ф. А. Тихомирова, Э. Б. Тюрюкановой и других [1,2,13,25,26] позволили сформулировать ряд положений биогеохимии техногенных радионуклидов. Особенности биологического круговорота (БК) и биогеохимических циклов техногенных радионуклидов на первых этапах после чернобыльских выпадений наиболее полное отражение нашли в работах А. И. Щеглова с соавторами [28-30,33]. В этих исследованиях впервые было показано, что в биогеохимических циклах техногенных радионуклидов соотношение потоков существенно отличается от таковых макроэлементов, в частности, неизотопных аналогов ^{137}Cs и ^{90}Sr – К и Са. Для указанных макроэлементов возврат в почву с опадом в большинстве случаев в 2 - 3 раза меньше, чем их поступление в

растения за счет корневого потребления. Для радионуклидов данное соотношение меняется, причем степень изменения зависит от ландшафтных особенностей. В лесах аккумулятивных ландшафтов ежегодное корневое поступление радионуклидов в годичную продукцию по абсолютной величине приблизительно равно их возврату с опадом. В лесах элювиальных ландшафтов возврат с опадом в 2 -5 раз больше их годового потребления корневым путем. Полученные закономерности позднее были подтверждены и дополнены в работах других исследователей [17,20,22 и др.].

Вместе с тем, в рамках данной проблемы большое значение имеют положения, связанные не только с количественной оценкой потоков радионуклидов и макроэлементов в системе «почва – растение» и соотношением данных потоков, но и с оценкой изменения этого соотношения во времени. По мнению ряда специалистов, в отдаленные периоды после выпадений, когда состояние радионуклидов достигает динамического квазиравновесия в системах «техногенные радионуклиды - стабильные изотопы – химические аналоги» и «почва-растение», различия в показателях БК техногенных радионуклидов и их химических аналогов сглаживаются [18,20,23,30]. Однако на сегодняшний день эта гипотеза остается дискуссионной, в связи с чем возникает необходимость проведения сравнительной оценки показателей биологического круговорота данных элементов в отдаленные периоды после радиоактивных выпадений. Последнее явилось целью настоящих исследований.

Объекты и методы исследования.

Исследования по указанному направлению проводились в 1999-2005 гг. в северной лесостепи (Плавский район Тульской области). Эта часть Тульской области относится к территориям с напряженной экологической обстановкой, здесь в результате аварии на ЧАЭС радиоактивному загрязнению подверглись 18 районов, Плавский район является одним из наиболее загрязненных [4].

Объектами исследований послужили различные искусственные одновозрастные (60-летние) 2 бонитета насаждения дуба черешчатого (Qercus robur L.), березы повислой (Betula pendula Roth) и сосны обыкновенной (Pinus sylvestris L.), а также участок агроценоза с посевами яровой пшеницы (сорт Московская-39) на темно-серых лесных почвах. Участки леса и агроценоза расположены в непосредственной близости друг от друга (10-50 м) на одном типе мезорельефа (слабо пологая вершина межбалочного водораздела). На данных территориях были заложены стационарные пробные площади (СПП), где проводилось изучение показателей биологического круговорота техногенных (^{137}Cs) и естественных (^{40}K) радионуклидов, а также стабильного ^{39}K, являющихся изотопами химического аналога ^{137}Cs. Исследования по данному направлению осуществляли по методикам, традиционно принятым в области изучения биологического круговорота веществ [5] .

Экспериментальный материал для оценки показателей биологического круговорота органического вещества и исследуемых элементов (^{137}Cs, ^{40}K и ^{39}K) получали непосредственно на СПП. Для этого проводили выбор модельных деревьев, он осуществлялся с учетом таксационного описания растительного покрова экспериментальных участков. Затем выбранное модельное дерево, близкое по параметрам к среднему для данной возрастной категории, спиливали и разделяли на структурные части: листья/прирост хвои текущего года формирования, хвоя прошлых лет, ветви крупные (толщиной > 1 см), ветви мелкие (толщиной < 1 см). Отбор компонентов производили равномерно по всей кроне. Отбор проб коры наружной (мертвые покровные ткани, кутикула, эпидерма, пробка) и внутренней (флоэма), а также древесины осуществляли из выпилов, сделанных на разной высоте ствола: вершине, середине, у комля.

Запасы фитомассы и годичной продукции в древесном ярусе исследуемых лесных насаждений рассчитывали на основании экспериментального материала и математических зависимостей, полученных для исследуемых фитоценозов в наших предшествующих исследованиях на СПП Тульской области [28,29,33].

Количественную оценку поступления органического вещества и химических элементов в составе опада осуществляли с помощью опадоуловителей, которые устанавливались на каждой площадке в 10-кратной повторности. Сбор опада проводили поздней осенью после окончания массового листопада.

Для характеристики показателей биологического круговорота в посевах пшеницы растительные пробы отбирали методом укосных площадок размером 1x1 м в 10-кратной повторности. Полученные пробы разделяли на основные структурные компоненты фитомассы пшеницы (зерно, солому, стерню), после чего пробы взвешивали для определения биологической продуктивности культуры.

Для определения содержания подвижного калия и степени загрязнения темно-серых лесных почв техногенными и естественными радионуклидами на стационарных пробных площадей отбирали образцы минеральных слоев почв с глубин 0-5 и 5-15 см, а в лесных БГЦ также образцы лесной подстилки в 25 - кратной повторности по каждой из глубин.

Пробы почв и предварительно измельченной растительности высушивали при температуре 105°С и тщательно размалывали до однородной массы, после чего в них проводили определение содержания химических элементов. Подготовка образцов почв и растительности к определениям и измерение удельной активности ^{137}Cs и ^{40}K проводилось по общепринятым методикам на сцинтилляционном гамма - спектрометре с обработкой амплитудного спектра импульсов с помощью программы «ПРОГРЕСС». Подготовку образцов

почв и растений для определения содержания стабильного калия осуществляли стандартными методами: определение содержания обменного К в почве проводили по методу Чирикова, в растениях - методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на масс-спектрометре Agient-750a [10, 27].

Результаты исследований.

Проведенные исследования показали, что обследуемая территория подверглась значимому радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС (1986 г). Непосредственно перед аварией средние показатели плотности радиоактивного загрязнения по ^{137}Cs составляли 2,2 кБк/м^2, после аварии – 185-555 кБк/м^2 (5-15 Ки/км^2) [4].

По данным на 2005 г., суммарная плотность загрязнения почв (в 0-15 см слое) по ^{137}Cs, несмотря на относительную близость расположения контрольных участков, колеблется от 163 кБк/м^2 в почвах агроценоза до 275,5 - 353,5 кБк/м^2 в почвах под лесными насаждениями [32]. Меньшие запасы ^{137}Cs в почвах агроценоза, видимо, обусловлены особенностями распределения первичных выпадений (при чернобыльской аварии на лесные массивы выпало примерно на 30% больше активности, чем на прилегающие необлесенные участки [28,33]), а также заглублением основной части активности в слои глубже 15 см вследствие перепашки с оборотом пласта при проведении технологической рекультивации этих территорий сразу после чернобыльских выпадений [16].

Плотность загрязнения исследуемых почв лесных и агрофитоценозов естественным радионуклидом ^{40}K определяется особенностями их минералогического состава, показателями биологического круговорота, а также количеством вносимых на данной территории калийных удобрений. В исследуемых фитоценозах запасы ^{40}K в слое 0-15 см характеризуется меньшими средними величинами и диапазоном варьирования (80- 106,1 кБк/м^2) по сравнению с таковыми для ^{137}Cs. При

этом максимальные запасы ^{40}K (106,1 кБк/м^2) отмечаются в дубраве, что, по-видимому, связано с особенностями биологического круговорота К в дубравах. Вследствие этого в почвах дубравы содержание подвижного калия выше (174, 6 мг/кг в слое 0-15 см) по сравнению с почвами других фитоценозов (142, 4 мг/кг и 155 мг/кг соответственно в сосняке и березняке). В наибольшей степени обеднены подвижным калием (89,6 мг/кг) почвы агроценоза, что, по-видимому, связано с выносом данного элемента за пределы ценоза с урожаем сельскохозяйственных культур и невосполнением этих потерь за счет внесения минеральных удобрений.

Исследования продукционных процессов в лесных и агрофитоценозах показали, что по величине годичной продукции данные растительные сообщества существенно различаются и ранжируются в следующий ряд: агроценоз > дубрава > березняк > сосняк (табл.1). То есть наибольшими показателями годичного прироста органического вещества характеризуются агрофитоценозы, в лесных насаждениях интенсивность продукционных процессов в 1,2-1,6 раз ниже.

В более ранних исследованиях по биологическому круговороту органического вещества в посевах сельскохозяйственных культур и природных экосистемах было установлено, что эти показатели близки между собой [11,14,21 и др.]. Полученные нами данные, свидетельствующие о заметном различии в показателях годичной продукции природных и агроэкосистем, по-видимому, обусловлены различными трендами динамики продукционных процессов в этих фитоценозах в многолетнем ряду.

Известно, что интенсивность продукционных процессов в агроценозах с течением времени нарастает вследствие совершенствования системы земледелия и селекционной работы, в то время как в лесных насаждениях, в особенности рекреационных зон, снижается в результате усиления техногенной нагрузки на эти участки и, как следствие, изреживания древостоя в указанных условиях [8]. В особенности это каса-

ется видов, произрастающих в не характерных для них почвенных условиях, в частности, сосны на темно-серых лесных почвах лесостепной зоны.

На фоне отмеченных различий в интенсивности годичного прироста органического вещества в исследуемых фитоценозах его максимальное количество, удерживаемое в фитомассе (в абсолютных и относительных единицах), отмечается в агроценозе. Однако здесь эта статья относится к категории отчуждаемой с урожаем, то есть в отличие от лесных насаждений безвозвратно выносится за пределы биогеоценоза (табл. 1). Вместе с тем возврат органического вещества в почву больше в лесных фитоценозах, особенно в дубраве, где он доминирует над всеми другими статьями БК в абсолютных и относительных единицах.

Таким образом, наибольший годичный прирост органического вещества в условиях лесостепной зоны в целом отмечается в агроценозах, а наименьший – в сосняках. Дубравы по этому показателю приближены к агроценозам.

Анализ распределения запасов фитомассы по структурным частям растений лесных и агрофитоценозов не выявил значимых отличий от известных закономерностей [1,3, 18-20, 23, 28 и др.].

В структуре общих запасов фитомассы всех древесных пород абсолютно доминирует древесина, ее вклад составляет 57,3 – 71,1%, при этом наибольший процент характерен для древостоя сосняка (табл. 2). Второе место занимает фракция корней (12,8- 20,5%), на 3-ем месте по вкладу в общую фитомассу у всех пород стоит фракция ветвей крупных (5,6 -9,2%). Вклад других структур древостоя невелик и колеблется от 0,7 до 4,2%. По величине вклада в фитомассу годичной продукции древостоев также доминируют фракция древесины (33- 46,1%) и ассимилирующих органов - 28,1% - 40,5% .

Таблица 1.

Круговорот органического вещества в лесных и агрофитоценозах.

Фитоценоз	Годичный прирост, ц/га	Удерживается в фитомассе/ отчуждается с урожаем		Поступает в почву с опадом и отпадом	
		ц/га/год	%	ц/га/год	%
Сосняк	58,5	30,0	51,3	28,5	48,7
Березняк	64,3	34,8	54,1	29,5	45,9
Дубрава	79,4	34,3	43,2	45,1	56,8
Агроценоз	95,2	57,1	60,0	38,1	40,0

Таблица 2.

Структура и запасы фитомассы (т/га) и годичной продукции (т/га/год) в лесных фитоценозах.

Компонент фитомассы	Сосна		Береза		Дуб	
	Запасы, т/га	Годичная продукция, т/га/год	Запасы, т/га	Годичная продукция, т/га/год	Запасы, т/га	Годичная продукция, т/га/год
Древесина	173,63	2,70	183,29	2,65	141,74	2,69
Кора наружная	10,30	0,07	6,54	0,1	9,89	0,18
Кора внутренняя	2,70	0,02	14,16	0,28	7,92	0,13
Ветви мелкие	1,96	0,25	11,44	0,25	11,13	0,27
Ветви крупные	13,73	0,47	18,25	0,42	22,76	0,46
Листья (прирост хвои)	1,64	1,64	2,03	2,03	3,22	3,21
Хвоя прошлых лет	4,90	-	-	-	-	-
Корни	35,32	0,69	34,59	0,70	50,71	0,99
Всего	**244,19**	**5,85**	**270,28**	**6,43**	**247,37**	**7,94**

Фракция корней, которая в структуре общей фитомассы древостоев по вкладу занимала 2-ое место, в годичной продукции перемещается на 3 место и составляет 10,9% - 12,5%. Следующей по значимости в годичном приросте древостоев является фракция «ветви крупные», ее вклад варьирует от 5,8 % (у дуба) до 8,1 % (у сосны). Вклад остальных фракций невелик и колеблется от 0,4 до 4,3%.

Вструктуреобщейрастительнойпродукциикультурыагроценоза – пшеницы (сорт Московская-39) основная часть приходится на надземные органы – 76, 6% или 72,9 ц/га (рис. 1).

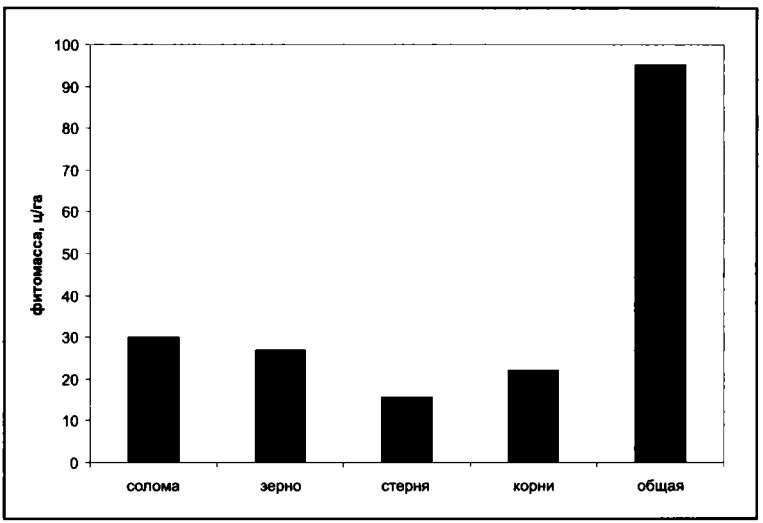


Рисунок 1. Показатели структуры и запасов фитомассы в посевах пшеницы.

Доля корней составляет 23,4%. В структуре надземной фитомассы приблизительно одинаковый процент составляет масса вегетативных и репродуктивных органов, а их соотношение равняется 1: 0,9. В целом, полученные нами данные по продуктивности пшеницы близки к средним показателям по Тульской области [6,9].

Полученные нами результаты по накоплению и распределению исследуемых элементов по структурным компонентам растений не показали существенных отличий от известных закономерностей (табл. 3). Они в основном согласуются с таковыми, выявленными ранее для древесных пород и сельскохозяйственных культур, в том числе и в наших предшествующих исследованиях [1,3,11,15,18-20,28,31].

Не останавливаясь детально на особенностях распределения ^{39}K в структурных компонентах растений (они достаточно хорошо известны), рассмотрим особенности загрязнения ^{40}K и ^{137}Cs древостоев лесостепной зоны в современный период (более чем через 20 лет после чернобыльских выпадений). Как известно, уровни загрязнения ^{40}K определяются только корневым потреблением и находятся в прямой зависимости от потребления ^{39}K, то есть от содержания в почве доступных форм данного элемента. В противоположность этому ^{137}Cs до настоящего времени в максимальной степени аккумулирован в структурах, первоначально экспонированных к аэральным выпадениям, то есть в поверхностных слоях коры. В наиболее яркой форме это проявляется в дубовом насаждении. Наблюдаемые особенности изменения удельной активности ^{137}Cs по структурным компонентам древесных пород на современном этапе в целом согласуются с выводами, сделанными в наших предшествующих исследованиях на начальных этапах после чернобыльских выпадений. Для этого периода нами отмечалось, что на участках автоморфных ландшафтов, особенно на почвах тяжелого гранулометрического состава (черноземах, серых лесных) долевой вклад в загрязнение древостоев органов, первоначально экспонированных к выпадениям, в долговременной перспективе будет нарастать [28,33] . Данная закономерность четко проявилась в настоящих исследованиях.

Следует отметить, что опад в лесных формациях в результате выщелачивания калия в процессе вегетации растений

относительно обедняется ^{39}K и соответственно ^{40}K. В противоположность этому опад, в особенности в дубовом насаждении, обогащается ^{137}Cs, как правило, за счет его наиболее активных компонентов – наружных слоев коры.

В отличие от древесных растений в радионуклидном составе фитомассы сельскохозяйственных растений преобладает ^{40}K (табл. 4). Удельная активность ^{137}Cs в структурах урожая пшеницы невелика, что является результатом слабой интенсивности корневого поступления радионуклида в растения вследствие его необменного закрепления в ППК темно-серых лесных почв агроценоза, а также отсутствия внешнего загрязнения, которое отмечается в лесных биогеоценозах.

Вместе с тем, среди исследуемых структур фитомассы сельскохозяйственных растений повышенная удельная активность ^{137}Cs отмечается в соломе и стерне, основная товарная продукция – зерно - практически не содержит этого радионуклида. Отличительной особенностью загрязнения растений агроценоза также является и то, что и корни (растительные остатки, поступающие в почву) в основном обогащены изотопами К, а не ^{137}Cs, как это наблюдается у растений в лесных сообществ.

Для оценки показателей статей БК мы рассчитали накопление ^{39}K (кг/га), ^{40}K и ^{137}Cs (Бк/м^2) в общей фитомассе и го-дичной продукции исследуемых фитоценозов (табл. 5).

Полученные данные свидетельствуют, что исследуемые растительные формации отличаются по общим запасам ^{39}K, ^{40}K, ^{137}Cs и интенсивности вовлечения данных элементов в биологический круговорот. В структуре общей фитомассы исследуемых фитоценозов основные запасы ^{39}K, ^{40}K и ^{137}Cs сосредоточены в надземной части растительного яруса – 70-80%. В годичной продукции этот показатель максимален в лесных насаждениях (88-97%) и минимален в посевах сельскохозяйственной культуры (73-78%).

Таблица 3.

Концентрация К (%) и удельная активность ^{40}К и ^{137}Cs (Бк/кг) в структурных компонентах древесных пород.

Порода (фито-ценоз)	Элемент	Структурный компонент древостоя								Опад
		Древе-сина	Кора		Ветви		Ассимилирующие органы		Корни	
			Внут-ренняя	Наруж-ная	Мелкие	Круп-ные	Текущего года	Прошлых лет		
Сосна	^{39}К, %	0,04	0,45	0,04	0,25	0,06	0,46	0,49	0,13	0,24
	^{40}К,Бк/кг	9,70	110,69	10,54	50,90	11,12	120,64	135,97	24,1	50,26
	^{137}Cs,Бк/кг	0,86	20,13	141,19	7,63	3,51	19,71	6,9	9,41	123,86
Береза	^{39}К, %	0,05	0,17	0,05	0,39	0,12	1,44	-	0,21	0,44
	^{40}К,Бк/кг	10,15	33,96	13,73	75,61	23,97	357,66	-	39,94	96,9
	^{137}Cs,Бк/кг	0,15	15,06	284,82	23,68	4,85	20,16	-	14,24	246,07
Дуб	^{39}К, %	0,11	0,37	0,12	0,32	0,25	0,76	-	0,27	0,43
	^{40}К,Бк/кг	21,1	73,04	23,69	63,17	49,50	199,3	-	53,3	92,7
	^{137}Cs,Бк/кг	0,10	10,14	747,44	7,15	11,16	22,09	-	30,85	282,72

Таблица 4.

Концентрация ^{39}К (%) и удельная активность ^{137}Cs и ^{40}К (Бк/кг) в компонентах урожая пшеницы.

Компонент урожая	^{39}К	^{40}К	^{137}Cs
	%	Бк/кг	
Солома	1,14	284,0	10,99
Зерно	0,44	104,0	1,93
Стерня	0,87	197,0	12,41
Корни	0,79	178,7	7,92

Сравнивая величины емкости БК ^{39}K, ^{40}K и ^{137}Cs следует отметить, что по этому показателю лесные фитоценозы располагаются в следующий ряд: дубрава > березняк > сосняк, при этом различия между граничными значениями достигают: для изотопов калия – 1,6 - 2,7 раз, для ^{137}Cs – 3,5-5 раз. В то же время, оценивая вклад структурных компонентов растений в емкость БК, следует еще раз подчеркнуть, что для изотопов калия он в большей степени определяется фитомассой рассматриваемых структур, а для ^{137}Cs - его концентрацией в этих структурах. Так, по относительному накоплению ^{39}K и ^{40}K в различных компонентах древостоя исследуемых растительных сообществ можно построить следующие ряды:

– сосна: древесина > корни > хвоя прошлых лет формирования > кора внутренняя > ветви крупные > прирост хвои текущего года > кора наружная > ветви мелкие;

– береза: древесина > корни > ветви мелкие > листья > кора внутренняя > ветви крупные > кора наружная;

– дуб: древесина > корни > ветви крупные > ветви мелкие > кора внутренняя > листья > кора наружная.

Анализ данных рядов показывает, что они, несомненно, отражают особенности накопления фитомассы в различных структурных компонентах и, в связи с этим, особенности вовлечения К в биологический круговорот.

Для ^{137}Cs эти ряды существенным образом видоизменяются:

– сосна: кора наружная > корни > древесина > кора внутренняя > ветви крупные > хвоя прошлых лет формирования > прирост текущего года > ветви мелкие;

– береза: кора наружная > корни > ветви мелкие > кора внутренняя > ветки крупные > листья > древесина;

– дуб: кора наружная > корни > ветки крупные > кора внутренняя > ветви мелки > древесина.

Анализ этих рядов показывает, что на первое место по вкладу в загрязнение древостоев выходят компоненты, экспонированные к первичным аэральным выпадениям (наружные слои коры), а древесина, характеризующаяся максимальными запасами фитомассы, перемещается на последнее место (исключая сосну). Это обусловлено тем, что, как нами уже подчеркивалось, на автоморфных почвах удаленных от источника выброса территорий основной вклад в загрязнение надземной части древесного яруса вносит кора наружная. При этом в ряду почв автоморфных ландшафтов вклад данного компонента нарастает по мере утяжеления гранулометрического состава почв, достигая максимума в фитоценозах на черноземных и серых лесных почвах. Величина рассматриваемого показателя также сильно зависит от строения поверхности коры древесных пород; наибольший вклад в суммарное загрязнение среди всех пород вносит шероховатая, глубокорассеченная кора дуба [28,31,33] .

Исследуемые нами лесные формации также различаются по интенсивности биологического круговорота (табл. 5), которая, как известно, определяется особенностями годичного прироста фитомассы древостоев и его химическим составом [11,21 и др.].

Так, в рассматриваемых условиях интенсивность вовлечения в БК изотопов калия в лиственных фитоценозах больше, чем в хвойных. При этом в исследуемых лиственных насаждениях она примерно одинакова. В соответствии с общими закономерностями формирования годичного прироста максимальное количество изотопов К ежегодно вовлекается в круговорот с ассимилирующими органами и минимальное – со структурами коры. Для ^{137}Cs вследствие указанных выше причин отмечаются иные закономерности: максимальная интенсивность вовлечения в круговорот данного элемента характерна для дубравы и минимальная – для сосняка. Березняк по рассматриваемому показателю занимает проме-

жуточное положение. При этом в отличие от изотопов калия, в круговороте ^{137}Cs нисходящие потоки в 4-6 раз превышают восходящие потоки, что в основном обусловлено аккумуляцией данного радионуклида в поверхностных слоях коры при первичных радиоактивных выпадениях.

По величине интенсивности БК изотопов калия в посевах пшеницы агроценоз в 1,3 – 2,5 раза превосходит лесные сообщества. Вместе с тем по интенсивности вовлечения в БК ^{137}Cs лесные фитоценозы (за исключением сосняка) в 1,2-3,2 раза превосходят агроландшафты.

Как уже подчеркивалось, в агроценозе значительная часть элементов, вовлекаемых в круговорот растениями пшеницы, выносится с урожаем за его пределы – 50,7- 61,0%. При этом в большей степени выносятся изотопы калия и в меньшей - ^{137}Cs. Это, возможно, связано с повышенным накоплением изотопов К и дискриминированием накопления ^{137}Cs в зерне данной культуры.

Полученные нами данные свидетельствуют, что максимальные различия между исследуемыми фитоценозами отмечаются в показателях возврата химических элементов в почву с опадом и отпадом в почву (табл. 6).

В лесных фитоценозах поступление ^{137}Cs в почву, как уже отмечалось, в 4-6 раз превосходит его накопление в фитомассе, и наибольшие различия по этому показателю наблюдаются в березняке. Причины отмеченного явления рассматривались нами выше.

В абсолютных единицах большее поступление изотопов К в составе опада отмечается в дубраве: в 1,5 раза по сравнению с березняком и 2,7 раз по сравнению с сосняком. Однако в относительных единицах поступление калия максимально в сосняке и минимально – в березняке. По всей видимости, это обусловлено различной интенсивностью выщелачивания

Таблица 5.

Запасы ^{39}K (кг/га), ^{40}K и ^{137}Cs (Бк/м^2)

в общей фитомассе и годичной продукции исследуемых фитоценозов.

Структурный компонент	Химические элементы					
	^{39}K		^{40}K		^{137}Cs	
	Общая фитомасса	Годичная продукция	Общая фитомасса	Годичная продукция	Общая фитомасса	Годичная продукция
	кг/га	кг/га/год	Бк/м^2	Бк/м^2/год	Бк/м^2	Бк/м^2/год
Сосняк						
Древесина	63,42	0,99	168,43	2,62	14,93	0,23
Кора наружная	4,48	0,03	10,86	0,07	145,43	0,99
Кора внутренняя	12,22	0,09	29,89	0,22	5,44	0,04
Ветки мелкие	4,86	0,62	9,82	1,25	1,50	0,19
Ветки крупные	8,80	0,30	15,27	0,52	4,82	0,16
Прирост хвоя	7,63	7,63	19,78	19,78	3,23	3,23
Хвоя	23,82	-	66,63	-	3,38	-
Надземная фитомасса	125,23	9,66	320,68	24,46	178,73	4,84
Корни	44,67	0,87	85,12	1,66	33,24	0,65
Всего	**169,90**	**10,55**	**405,80**	**26,12**	**211,97**	**5,49**
Дубрава						
Древесина	161,57	3,07	339,86	5,84	1,61	0,03
Кора наружная	11,89	0,21	26,63	0,43	840,12	13,45
Кора внутренняя	29,33	0,49	65,74	0,95	9,13	0,13

Ветки мелкие	35,26	0,86	79,91	1,71	9,04	0,19
Ветки крупные	57,67	1,16	128,01	2,28	28,86	0,51
Листья	24,56	24,56	72,74	63,98	8,06	7,09
Надземная фитомасса	320,28	30,35	712,89	75,19	896,82	21,4
Корни	139,43	2,73	307,17	5,28	177,79	3,05
Всего	**459,71**	**33,08**	**1020,06**	**80,47**	**1074,61**	**24,45**
Березняк						
Древесина	83,02	1,20	186,04	2,69	2,75	0,04
Кора наружная	3,19	0,05	8,98	0,14	186,27	2,85
Кора внутренняя	24,38	0,48	48,09	0,95	21,32	0,42
Ветки мелкие	44,35	0,97	86,50	1,89	27,09	0,59
Ветки крупные	22,39	0,52	43,75	1,01	8,85	0,20
Листья	29,29	29,29	72,60	72,60	4,09	4,09
Надземная фитомасса	206,63	32,51	445,96	79,28	250,37	8,19
Корни	73,60	1,49	138,15	2,80	49,29	1,00
Всего	**280,23**	**34,00**	**584,11**	**82,08**	**299,63**	**9,19**
Агроценоз						
Солома	-	34,31	-	85,48	-	3,31
Зерно	-	11,88	-	28,08	-	0,52
Стерня	-	13,75	-	31,13	-	1,96
Надземная фитомасса	-	59,94	-	144,69	-	5,79
Корни	-	21,63	-	39,85	-	1,77
Всего	**-**	**81,57**	**-**	**184,54**	**-**	**7,56**

Таблица 6.

Биологический круговорот ^{39}K, ^{40}K и ^{137}Cs в лесных и агрофитоценозах.

Фитоценоз	Химические элементы					
	^{39}K	^{40}K	^{137}Cs	^{39}K	^{40}K	^{137}Cs
	кг/га/год	Бк/м^2/год		%		
Накапливается в фитомассе						
Сосняк	10,54	26,14	5,50	100	100	100
Дубрава	33,09	80,45	24,46	100	100	100
Березняк	33,99	82,08	9,19	100	100	100
Агроценоз	81,57	184,54	7,56	100	100	100
Удерживается в фитомассе/отчуждается с урожаем						
Сосняк	5,35	13,62	«- 21,9»	50,7	52,1	-
Дубрава	17,92	47,82	«- 78,11»	54,2	59,4	-
Березняк	24,08	57,48	«- 47,17»	70,8	70,0	-
Агроценоз	46,19	113,56	3,83	56,6	61,5	50,7
Поступает в почву						
Сосняк	5,19	12,52	27,40	49,3	47,9	498
Дубрава	15,16	32,63	102,57	45,8	40,6	419
Березняк	9,91	24,60	56,36	29,2	30,0	613
Агроценоз	35,38	70,98	3,73	43,4	38,5	49,3

калия из компонентов опада исследуемых лесных фитоценозов. Очевидно, из опада лиственных пород К выщелачивается быстрее, чем из компонентов опада хвойных растений. В целом же, возврат ^{137}Cs в почву в 2-3 раза (в относительных единицах) превосходит возврат изотопов калия.

В противоположность этому в почву агроценоза с пожнивными остатками и корнями растений в основном возвращаются изотопы К и в незначительной степени ^{137}Cs. Причины данного явления также анализировались нами выше.

Заключение.

Биологический круговорот изотопов калия и ^{137}Cs в лесных и агрофитоценозах, сформированных на темно-серых лесных почвах Тульской области, в отдаленный период после радиоактивных выпадений по-прежнему существенно различается .

По интенсивности БК изотопов калия исследуемые фитоценозы образуют следующий ряд: агроценоз > дубрава > березняк > сосняк, причем интенсивность БК этих элементов в агроценозах в 2-3 раза выше, чем в лесных формациях. Вместе с тем по показателям возврата изотопов калия в почву максимальные величины отмечаются в сосняке и минимальные – в березняке. По данному показателю агроценоз и дубрава занимают промежуточное положение и очень близки между собой.

По интенсивности вовлечения ^{137}Cs в БК исследуемые фитоценозы ранжируются по-иному: дубрава > березняк > агроценоз > сосняк, при этом в лесных сообществах нисходящий поток ^{137}Cs с опадом в 4-6 раз превосходит его поступление в фитомассу. Это подтверждает сделанный нами ранее вывод о том, что в элювиальных ландшафтах дальней зоны выпадений на черноземных и серых лесных почвах возврат ^{137}Cs с опадом в несколько (2-5) раз превышает его корневое потребление [28,33].

В агроценозе в круговороте ^{137}Cs нисходящий и восходящий потоки примерно одинаковы: с урожаем сельскохозяйственной культуры отчуждается 50,7% и поступает в почву с пожнивными остатками 49,3% запаса ^{137}Cs.

Таким образом, на стадии динамического квазиравновесия в почве в отдаленный период после чернобыльских выпадений (более 20 лет) БК ^{137}Cs на темно-серых лесных почвах элювиальных ландшафтов отличается от БК изотопов калия и по-прежнему характеризуется значительным доминированием нисходящих потоков элемента над его восхо-дящими потоками.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексахин Р. М., Нарышкин М. А.* **«Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах».**// М.: «Наука», 1977. 144 с;

2. *Алексахин Р. М., Тихомиров Ф. А.* **«Биогеохимические аспекты миграции естественных и искусственных радионуклидов». // «Биогеохимические циклы в биосфере».** // М.: «Наука», 1976. 285-291 с.;

3. *Алексахин Р. М., Васильев А. В., Дикарев В. Г. и др.* **«Сельскохозяйственная радиоэкология».**// М.: «Экология», 1991. 400 с.;

4. **Атлас загрязнения Европы цезием после чернобыльской аварии.**// ЕК/ ИГКЭ, «Росгидромет» // «Минчернобыль» (Украина), «Белгидромет», 1998. 65 с.;

5. *Базилевич Н. И., Титлянова А. А., Смирнов В. В. и др.* **«Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах».**// М.: «Мысль», 1978. 183 с.;

6. *Бандушубнге Д.* **«Агротехническая оценка линий АЦПГ озимой пшеницы в условиях Тульской области».** // Автореф. канд. диссер. М., 2000. 24 с.;

7. *Богатырев Л. Г., Цветнова О. Б., Щеглов А. И.* **«Биогеохимия – от биологического круговорота к биогеохимическим циклам». // «Проблемы биогеохимии и геохимической экологии».** 2007. № 2 (4). 5-15 с.;

8. *Большаков Н. М.* **«Постиндустриальный лес: современное состояние и перспективы».//** Сыктывкар: «СЛИ», 2006. 136 с.;

9. *Войтович Н. В., Сандухадзе Б. И., Чумаченко И. Н., Капралов В. Н.* **«Плодородие, удобрение, сорт и качество продукции зерновых культур в нечерноземной зоне».//** М.: «ЦИНАО», 2002. 196 с.;

10. *Воробьева Л. А.* **«Химический анализ почв».//** М.: МГУ, 1998. 272 с.;

11. **«Биологический круговорот и его роль в почвообразовании».//** М.: МГУ, 1974. 128 с.;

12. *Клечковский В. М.* **«О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растениях и накоплении в урожае».//** М.: АНСССР, 1956. 175 с.;

13. *Куликов Н. В., Пискунов Л. И.* **«О роли растений в вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почве».//** «Агрохимия», 1970. № 7. 115-121 с.;

14. *Левин Ф. И., Маркин В. А., Багновец Е. А.* **«Биопродуктивность культурных почв лесостепи и система мер по ее увеличению». // «Вопросы повышения продуктивности почв лесостепной зоны».** Пущино-на-Оке, 1974.178-196 с.;

15. *Левин Ф. И., Маркин В. А., Рашковецкая А. С.* **«Биологический круговорот органического вещества и элементов питания в посевах культурных растений на черноземах». // «Биологические науки».** 1975. № 3. 105-109 с.;

16. *Липатов Д. Н., Манахов Д. В., Вежливцева Л. А.* **«Миграция ^{137}Cs в залежных и пахотных почвах агроландшафтов Тульской области». //** «Вестник Моск. ун-та». сер.17. «Почвоведение», 2003, № 3. 42-48 с.;

17. *Орлов А. А., Краснов В. П., Косинский В. П.* **«Особенности биогеохимия ^{137}Cs в олиготрофных болотных экосистемах». // «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий».** СПБ, 2005. В30-В31 с.;

18. **«Основи лісової радиоекології».** Київ, 1999. 252 с.;

19. *Парфенов В. И., Якушев Б. И., Мартинович Б. С. и др.* **«Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС)».** Мн.: «Навука і тэхніка», 1995. 582 с.;

20. *Переволоцкий А. Н.* **«Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах».** Гомель, 2006. 255 с.;

21. *Родин Л. Е., Базилевич Н. И.* **«Динамика органического вещества и биологический круговорот в основных типах растительности земного шара».** М.-Л.: «Наука», Ленинградское отд., 1965. 263 с.;

22. *Сак М. М.* **«Баланс радиоцезия в компонентах сосновых фитоценозов».** // Тез. докл. 3съезда по радиационным исследованиям. Пущино. 1997. Т.2. 366-367 с.;

23. *Санжарова Н. И., Фесенко С. В.. Алексахин Р. М.* **«Динамика биологической доступности ^{137}Cs в системе почва – растение после аварии на Чернобыльской АЭС».** //Доклады Академии наук. 1994. Т. 338. № 4. 564-566 с.;

24. *Тимофеев–Ресовский Н. В.* **«О радиоактивных загрязнениях биосферы и о мерах борьбы с этим загрязнением».** // Труды ин-та биологии Уральского филиала АН СССР. Свердловск, 1962. Вып. 22. 7-16 с.;

25. *Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М., Федоров Е. А.* **«Миграция радионуклидов в лесах и действие ионизирующих излучений на лесные насаждения». // «Peaceful uses of atomic energy».** Vienna: IAEA, 1972. V.11. 675-684 p.;

26. *Тюрюканова Э. Б., Беляева Л. И., Левкина Н. И., Емельянов В. В.* **«Ландшафтно-геохимические аспекты поведения Sr-90 в лесных и пойменных биогеоценозах полесья».** М.: ГК по использованию атомной энергии СССР, 1973. 40 с.;

27. ЦВ 5.18,19.01-96 "А". **«Методика выполнения измерений содержания металлов в твердых объектах (почвах, компостах, кеках, осадках очистных сооружений, пробах растительного происхождения) методами спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой»;**

28. *Щеглов А. И.* **«Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах».** М.: «Наука», 1999. 268 с.

29. *Щеглов А. И., Тихомиров Ф. А., Цветнова О. Б. и др.* **«Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах Европейской части СНГ». // «Радиационная биология. Радиоэкология».** 1996. Т. 36. Вып.4. 437- 446 с.;

30. *Щеглов А. И., Цветнова О. Б.* **«Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: достижения и задачи». // «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях».** СПб.: «Гидрометеоиздат», 2000. Т. 2. 178-186 с.;

31. *Щеглов А. И., Цветнова О. Б., Кучма Н. Д.* **«Многолетняя динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурные компоненты древостоя». // «Проблемы экологии лесов и лесопользования в полесье Украины».** Вып. 4 (10). Житомир: «Волынь», 2004. 62-76 с.;

32. *Щеглов А. И., Цветнова О. Б., Богатова М. К.* **«Особенности содержания и распределения ^{137}Cs в почвах различных фитоценозов на современном этапе». // «Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин».** Екатеринбург, 2006. Вып. 9. 122-158 с.;

33. *Shcheglov A. I., Tsvetnova O. B., Klyashtorin A. L.* **«Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems».** M.: «Nauka». 2001. 235 p.

О СОЗДАНИИ КОМПЛЕКСНОЙ СИСТЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ОБЬ-ИРТЫШСКОГО БАССЕЙНА

Спиридонова С. Ф., Булатов В. И.
Югорский государственный университет,
Ханты-Мансийск, ktrmpi@mail.ru

Радиационные воздействия продолжают оставаться существенным экологическим аспектом, трансформирующим окружающую природную среду в общероссийском масштабе. Об этом свидетельствуют анализ информационных потоков в виде публикаций, научных отчетов, сведения о выполняемых проектах, постоянное возобновление региональных и государственных программ, призванных обеспечить мониторинг радиоэкологической ситуации вблизи объектов ядерно-топливного цикла, мест проведения подземных ядерных взрывов, военных баз с ядерно-опасными объектами, АЭС, научных центров с исследовательскими реакторами, облучателями, физическими стендами. Продолжается анализ последствий радиационных катастроф и инцидентов, испытаний ядерного оружия, разрабатываются и реализуются программы реабилитации регионов с масштабным радиоактивным загрязнением. Обсуждается план сохранения и расширения атомной энергетики, создаются международные ядерные центры, модернизируются созданные в период холодной войны предприятия ядерной индустрии, ведутся опытно-конструкторские работы по созданию реакторов нового типа, отвечающих повышенным стандартам безопасности.

Обеспечение региональной безопасности и качества жизни населения невозможно без анализа всей доступной информации о естественных и техногенных источниках радиации и ее воздействии на человека и окружающую среду. Анализ фундаментальных исследований показывает, что даже слабейшие проявления радиоактивности, суммиро-

ванные механизмами каскадного усиления, оказывают мощное возбуждающее и организующее влияние на геосистемы. Формируется принципиально новая радиогенная среда, изучение которой требует новых естественно-научных подходов из арсенала наук, изучающих ландшафтно-геоэкологическое пространство, включающее природные среды, естественные ландшафты, а также природно-технические системы, формируемые современным природопользованием.

Управление окружающей средой по ИСО 14001 включает анализ пространственной организации человеческой деятельности, который невозможен без учета существования геосистем речных бассейнов, опоры на методы ландшафтного планирования и территориального зонирования. Известно, что в становление бассейнового подхода значительный вклад внесло развитие зонально-ландшафтного гидрологического районирования (В. Г. Глушков, П. С. Кузин), разработка представлений о системоформирующей роли стока, структуре и функциях водосборов (К. Н. Дьяконов, Л. М. Корытный, А. Ю. Ретеюм), типологической и региональной неодно-родности бассейнов рек (Ф. Н. Мильков), формах упорядо-ченности геосистемной структуры (В. Н. Солнцев), классификации рек (Г. В. Бачурин). Интеграция рекой всего пространства водосбора и устьевой области, не устраняя региональных различий, приводит к формированию упорядоченной целостной системы, как одной из наиболее значимых частей реального мира. Объективное существование и обособление бассейнов разного уровня (порядка) выступает как одно из фундаментальных свойств ландшафтной сферы (В. И. Булатов).

Дальнейшая разработка бассейнового подхода привела к развитию ландшафтно-гидрологического анализа, идей ландшафтной индикации формирования речного стока (А. Н. Антипов, В. Н. Федоров). Речной сток выступает как важнейшая интегральная составляющая функционирования

бассейновой системы, и любое изменение его качества, загрязнение, в том числе радионуклидами, тяжелыми металлами, органическими компонентами может быть зафиксировано системами мониторинга, формируемого в соответствии с бассейновой организацией атомного природопользования. Такой подход обеспечивает контроль за реальными ядерно-опасными объектами, загрязненными территориями, накоплением и трансграничным переносом радионуклидов в речных системах и атмосфере. Значительный вклад в изучение этих процессов вносит научное направление «радиоэкология пресноводных экосистем», разработанное А.В. Трапезниковым на примере Южного Урала и Западной Сибири.

Опыты бассейнового районирования России в разных его аспектах (водно-ресурсных, социально-экономических, управленческих, регионально-палеопрогнозных) активно обсуждаются в научных публикациях (Л. М. Корытный, И. В. Жерелина, Г. А. Приваловская, И. Н. Волкова, Ю. И. Винокуров, Э. Г. Коломыц). Анализу воздействия крупных ядерных объектов на радиационное загрязнение речных систем посвящены десятки публикаций. В числе подверженных активному воздействию необходимо назвать бассейны Волги, Днепра, Дона, Енисея. В их числе выделяется Обь-Иртышская бассейновая система, характеризующаяся особо сложной радиационной обстановкой, связанной с размещением в ее пределах крупнейших ядерно- и радиационно-опасных объектов мирового масштаба. Среди них НПО «Маяк» (г. Озерск Челябинской области), Сибирский химический комбинат (г. Томск), ПО «Новосибирский завод химконцентратов», Ульбинский металлургический комбинат (Казахстанский Алтай). Кроме того, территория бассейна подвергалась воздействию Семипалатинского, Новоземельского и частично Лобнорского (Китай) ядерных полигонов, испытаний ядерного оружия и подземных ядерных взрывов, повсеместно отмечаются глобальные чернобыльские остаточные загрязнения, широко известен Восточно-Уральский

радиационный след. Курганская область, Урал и Северный Казахстан являются местами добычи урана. Вблизи ядерных центров сосредоточены накопления крупных объемов техногенных радиоактивных отходов высокой и средней активности, значительные площади загрязнены. В ряде регионов (Алтайский край, Новосибирская и Челябинская области, Ямало-Ненецкий автономный округ) остро стоит проблема облучения населения в результате ядерных испытаний и аварий, их медико-генетических последствий. В результате производственной деятельности (добыча угля, нефтедобыча, сжигание топлива) в добывающих регионах (Кузбасс, ХМАО-Югра) и местах производства электроэнергии отмечается накопление значительных объемов природных радионуклидов.

В свете изложенного можно сформулировать следующие положения георадиоэкологического изучения Обь-Иртышского бассейна:

- оценка масштабов и инвентаризация источников радиоактивного загрязнения техногенными и естественными радионуклидами;
- выявление и анализ региональных проблем радиационной дестабилизации окружающей среды;
- разработка экогеохимических критериев совокупного воздействия существующего природопользования, радиационного и химического факторов;
- анализ факторов радиационного риска в контексте общей экологической безопасности;
- комплексная оценка экологического неблагополучия на основе критериев выявления зон экологического бедствия;
- прогноз биогеохимических и радиоэкологических процессов, синергических эффектов;
- научное обоснование мер по локализации радио-активного загрязнения, захоронение и хранение РАО, содержание временных могильников, дезактивация;

- защита и сохранение природных барьеров геохимической миграции, использование природных и искусственных сорбентов;
- районирование территории по радиологическим, внутрибассейновым, ландшафтно-экологическим показателям с использованием методологии оценки здоровья среды и качества жизни населения.

При бассейновом подходе важнейшим элементом анализа функционирования системы является трансграничный перенос, причем наиболее ярко процесс транзита радионуклидов проявляется в водных потоках – и челябинские, и томские сбросы заканчивают свой путь в Обской губе. Актуальным представляется исследование миграции, накопления и распределения техногенных радионуклидов ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{234}Pu в пресноводных и наземных экосистемах, подверженных воздействию предприятий ядерно-топливного цикла. Оно невозможно без знания истории изучения естественной и искусственной радиоактивности природных объектов, воссоздания и анализа особенностей ее основных временных этапов. Предстоит обобщить результаты многолетних исследований по многим параметрам радиационного ландшафтогенеза и накопления активности в разных природных средах. Такое исследование должно соединить в единой пространственно-генетической модели многие развивающиеся аспекты георадиоэкологии и близкие к ним направления смежных наук:

- накопление техногенных радионуклидов компонентами ландшафтов, экосистем рек и водоемов (Л. П. Рихванов, А. В. Трапезников, А. В. Торопов);
- комплексная оценка и радиохимическая типизация урбанизированных территорий (В. В. Селегей, Е. Г. Язиков);
- ретроспективные оценки радиоэкологической ситуации районов с различной техногенной нагрузкой (Т. А. Архангельская);

- гипергенное перераспределение естественных радиоактивных элементов в ландшафтных зонах и становление современного радиогеохимического фона в почвенно-элювиальных профилях (А. Е. Богуславский);
- оценка уровней загрязнения природных сред и типов ландшафтов по отдельным регионам (В. И. Мигунов, С. Д. Ширапова);
- оценки радиоэкологической ситуации в речных бассейнах разных природных зон Западной Сибири, а также прилегающих территорий Урала, Северного Казахстана и Алтая (В. И. Булатов, С. Ф. Спиридонова);
- историко-технические аспекты и инженерно-экологические аспекты вывода из эксплуатации объектов атомной энергетики (Озерск, Северск) (В. М. Кузнецов);
- цитогенетические исследования популяций коренного и пришлого населения, подверженных влиянию различных доз облучения (Н. Н. Ильинских, Л. П. Осипова, В. П. Суслин, А. В. Пономарева).

Главной геоэкологической задачей остается анализ поведения радионуклидов, их распространение и концентрирование в конкретных ландшафтно-геохимических условиях окружающей среды, способность включаться в биохимические и геохимические циклы и бассейновые круговороты. От этого зависит качество окружающей среды, и, прежде всего ее важнейшего для жизни компонента – воды. Этот аспект является одним из важнейших при создании системы мониторинга и радиационного контроля Обь-Иртышской бассейновой системы, к построению которой совместно с российскими организациями приступил в 2006 г. Европейский Союз в рамках проекта ЕС TACIS № R4.01/04.

СООТНОШЕНИЕ ПОЛОВ: К АНАЛИЗУ ЗООЛОГИЧЕСКОГО МАТЕРИАЛА В РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ

Оленев Г. В., Григоркина Е. Б.
Институт Экологии Растений и Животных УрО РАН,
Екатеринбург, grigorkina@ipae.uran.ru

Известно, что хромосомный механизм определения пола у млекопитающих обеспечивает равное соотношение самцов и самок при рождении, а динамика половой структуры, имея непосредственное отношение к размножению и изменению численности популяции, оказывает влияние на микроэволюционный процесс [1]. В зависимости от стадии онтогенеза различают первичное, вторичное и третичное соотношение полов [2]. *Первичное* – это соотношение полов в зиготах после оплодотворения; *вторичное* – соотношение полов при рождении и, наконец, *третичное* – соотношение полов зрелых, способных размножаться особей популяции. Многочисленные литературные данные свидетельствуют, о сбалансированном соотношении полов при рождении у большинства раздельнополых организмов, относящихся к разным таксонам. Равное вторичное соотношение полов зарегистрировано в лабораторных колониях красно-серой полевки [3] и трех видов иглистых мышей [4], в природе – у разных видов сусликов [5, 6] и др.

Но в лабораторных колониях животных, разводимых под контролем человека, при рождении обнаруживаются отклонения в соотношении потомков разного пола, к примеру, при разведении на зверофермах лисиц, норок и соболей [7]. При этом, на лисицах не установлено влияния возраста родителей и размера помета на долю самцов в потомстве [8]. В последние десятилетия показано, что интегрированное влияние внешних и внутренних факторов сказывается на фи-

зическом статусе и репродуктивной способности особей [9], причем метаболические ресурсы матери в период беременности влияют на вторичное соотношение полов потомства [10]. Имеются также данные, что внутриутробная позиция плода (нахождение рядом с особями женского или мужского пола) и определенные социальные условия ускоряют время полового созревания домовых мышей [11, 12]. Однако, несмотря на то, что этот фактор не является предиктором эструса и не определяет предпочтение самцов в репродукции, самки, внутриутробно находящиеся рядом с особями своего пола, демонстрируют репродуктивную супрессию, что влияет на их будущий репродуктивный успех [13].

Интерпретация данных. В практической работе почти каждый исследователь считает своим долгом приводить обсуждение данных по половой структуре мелких млекопитающих в природных популяциях, с легкостью находя объяснения полученным результатам, при этом, нисколько не смущаясь, противоречивости данных, сообщаемых другими авторами. Кроме того, на основе этих данных, а также при анализе собственных результатов (в однократных выборках) [14] авторы делают выводы по смещению соотношения полов в ту или иную сторону, причем используют самые разнообразные методы исследования, в том числе, метод окрашивания корма. Однако мало кто из них всерьез занимался изучением данного вопроса, особенно в динамике. Такая ситуация, с одной стороны, связана с реальной сложностью популяционных событий, с другой - с малочисленностью долговременных комплексных стационарных наблюдений, в течение которых одновременно изучают численность, демографическую структуру популяции, биотопические особенности обитания и другие характеристики. По мнению Н. В. Башениной [15] нет единого мнения относительно значения преобладания животных того или иного пола в процессах репродукции.

В литературе имеется обобщающая публикация [16], в которой рассмотрена видовая специфичность первичного и вторичного соотношения полов у млекопитающих, выделены четыре основных типа динамики полового состава. Существует также крупное монографическое исследование [1], в котором проанализированы особенности соотношения полов у млекопитающих разной таксономической принадлежности, динамика полового состава и механизмы регуляции этого процесса, роль изменений половой структуры популяций в колебаниях численности животных. Здесь также представлены материалы по влиянию антропогенных факторов на внутрипопуляционные преобразования. К их числу относятся промысел и охота, истребительные мероприятия, загрязнение среды обитания ядохимикатами, поступающими в природу из промышленных предприятий и сельскохозяйственного производства, а также общее антропогенное изменение среды обитания многих видов млекопитающих.

Однако во второй половине XX века в связи с испытанием ядерного оружия новым экологическим фактором, интенсивно воздействующим на биоту, стало глобальное радиоактивное загрязнение окружающей среды [17]. Кроме того, в результате крупных радиационных аварий (Кыштымской 1957 г. и Чернобыльской 1986 г.), а также в процессе штатной работы атомно-энергетических объектов, к примеру, производственного объединения (ПО) «Маяк» (Челябинская область), произошло локальное загрязнение окружающей среды техногенными радионуклидами [18-20]. В открытой печати опубликовано мало данных, касающихся отдаленных последствий действия хронического облучения на популяции мелких млекопитающих в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа), сформировавшегося в результате Кыштымской радиационной аварии. Однако в некоторых работах, выполненных на грызунах, обитающих на радиоактивно загрязненных территориях, есть упоминание об увеличении плодовитости [21, 22] и изменении в соотношении

полов [23]. В наших исследованиях [24, 25], проведенных в Восточно-Уральском радиационном заповеднике, показаны интенсификация размножения фоновых видов мышевидных грызунов, снижение эмбриональной смертности и доли самок с эмбриональными потерями по сравнению с контролем. Однако половой состав мышеобразных в зоне ВУРСа и его динамика у внутрипопуляционных группировок, выполняющих разную роль в жизни популяции, практически не изучены. Между тем, половой состав популяции имеет прямое отношение к репродукции животных, следовательно, и к динамике численности. С.С. Шварц [26] писал, что динамика популяционной структуры, включая ее половой состав, представляет собой один из важнейших экологических механизмов эволюционного процесса. Поэтому оценка соотношения полов у грызунов в зонах техногенного неблагополучия важна для понимания причин динамики половой структуры популяции и ее роли в процессах популяционной адаптации.

Влияние методов отлова. В практике зоологических и экологических исследований среди методов популяционного анализа наиболее широкое распространение получил *метод безвозвратного изъятия* животных одноместными ловушками разных типов (давилками и живоловками). Отмечая практичность этого метода, в частности, для оценивания численности и топографической структуры животных С. С. Шварц [27], указывал на ограничения, связанные с миграцией и естественным воспроизводством (рождаемостью и смертностью), что существенно снижает возможности его использования при исследовании природных популяций мелких млекопитающих. Кроме того, безвозвратное изъятие в течение длительного отлова искусственно меняет плотность населения и приводит к вакууму в облавливаемом участке [28]. Возможно также, сказывается избирательность вылова, вследствие существования конкуренции животных за орудия лова, что замечено некоторыми исследователями [29, 30].

По их мнению, конкуренция зверьков за одноместные ловушки при одно- или двухразовой проверке в течение суток, приводит к недоотлову животных и к искажению оценок численности и улавливаемости, особенно на фазах подъема и пика численности. Не исключено, что в фазу депрессии численности конкуренция между особями за ловушки также не менее интенсивна, поскольку на этой фазе популяционного цикла грызунам свойственно агрегированное размещение зверьков в пространстве [31].

В связи с этим особую значимость приобретают данные, полученные в естественных условиях на меченных животных, ибо только *индивидуальное мечение* может дать объективную динамическую картину по истинному соотношению полов. В противоположность методу безвозвратного изъятия, индивидуальное мечение животных на определенном участке позволяет за длительный период времени путем ретроспективного анализа, получить картину наиболее приближенную к реальности. Следует упомянуть, что определенные перспективы в плане изучения соотношения полов имеет метод огораживания участков и полного вылова животного населения, однако при его использовании невозможно отследить реальную ситуацию в динамике и работать на этом участке в год проведения исследований (по причине создания вакуума).

Принимая во внимание сказанное выше, отметим, что изучение полового состава популяции представляется весьма трудоемким.

В настоящей работе нами рассмотрены основные факторы, которые могут повлиять на получение объективной картины по соотношению полов у животных из природных популяций. К их числу можно отнести следующие: последовательность (неодновременность) гибели животных разного пола, изолированность поселения, фазы популяционной чис-

ленности, плотность населения (годовая), видовые особенности, принадлежность животных к разным типам онтогенеза, а также соотношение по полу детенышей в пометах при разведении грызунов в виварии. Подчеркнем, что настоящая работа имеет методическую направленность. Примеры, представленные в ней, отражают феноменологию соотношения полов в природных популяциях грызунов и необходимы для иллюстрации масштаба возможных заблуждений.

Нулевая гипотеза нашей работы заключалась в том, что соотношение полов в популяции соответствует 1:1.

Материал и методы.

Объекты исследования – мышевидные грызуны: рыжая (европейская лесная) полевка (*Clethrionomys glareolus* Schreber, 1780), пашенная (темная) полевка (*Microtus agrestis* Linnaeus, 1761), малая лесная мышь (*Sylvaemus uralensis* Pallas, 1811), полевая мышь (*Apodemus agrarius* Pallas, 1771), лабораторные мыши линии СВА. Анализ третичного соотношения полов проведен на примере этих видов грызунов в природных популяциях.

Материалом для работы послужили авторские сборы в Ильменском государственном заповеднике (ИГЗ) (Южный Урал) в двух типах биотопов на двух стационарных площадках и на участке мечения (полуостров площадью 1.5 га и остров площадью 2.2 га). Доминирующим видом в этом регионе, территория которого входит в сосново-березовую подзону южной тайги, является рыжая полевка, второе по чис-ленности место принадлежит малой лесной мыши. С 1975 г. (в течение более чем 30 лет) осуществляли непрерывный мониторинг ведущих популяционных параметров, в том числе *тонкой возрастной структуры*. За этот период получены материалы по половому составу природных популяций разных видов, его сезонной и межгодовой изменчивости, его

зависимости как от биотопической приуроченности, так и от фазы популяционной динамики и др. Аналогов столь длительных непрерывных наблюдений в литературе нами не обнаружено.

Под *тонкой возрастной структурой* (элемент демографической структуры) мы понимаем структуру на уровне внутрипопуляционных единиц надорганизменного уровня, позволяющую проводить детальный анализ внутрипопуляционных событий [32, 33].

Другими территориями для сбора материала была зона Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа), образовавшегося в результате Кыштымской аварии 1957 г., плотность загрязнения почвы ^{90}Sr варьирует в пределах 6740-16690 кБк/м^2 [34] и сопредельный с ним фоновый участок, расположенный за пределами радиационного заповедника. Численно доминирующим видом на обоих участках является малая лесная мышь, доля которой в отловах разных лет варьирует от 40% до 60%, второе по численности место занимает полевая мышь. Для анализа соотношения полов выбраны 2005-2007 гг.

Использованы как традиционные, так и оригинальные подходы и методы полевых исследований: метод индивидуального мечения грызунов с многократными последующими отловами (CMR-метод), метод безвозвратного изъятия, метод морфофизиологических индикаторов [35]. Во время регулярных ежемесячных отловов всех зверьков взвешивали, регистрировали функциональное состояние, отмечали начало созревания и вступление в размножение, количество беременностей и другие характеристики. Это позволило четко определить время нахождения каждой особи в конкретной функциональной группировке, четко знать ее функциональный статус.

Анализ действия факторов различной природы на популяции грызунов проведен на основе функционально-онтогенетического подхода [см. подробно 32, 33, 36], основанного на поливариантности развития мелких грызунов. Суть его состоит в том, что при выделении внутри-популяционных структурных единиц в качестве основного критерия принимается функциональное единство особей в группировках, соответствующих двум типам онтогенеза. Иными словами, главный критерий - функциональный статус животных (функциональное состояние, связанное со спецификой роста, развития, участия в репродукции), а также последовательность его изменений во времени. Каждую группировку составляют особи, связанные функциональным единством в воспроизводстве популяции.

Отметим, функционально-онтогенетический подход при изучении популяций цикломорфных млекопитающих, дал возможность интерпретации широкого круга явлений, относящихся к различным сторонам взаимодействия животных со средой в условиях действия широкого спектра средовых и антропогенных факторов. Выявлена функциональная детерминированность большинства биологических характеристик: демографическая и пространственная структуры, онтогенетические, морфологические, морфофизиологические, интерьерные нетрадиционные показатели [32, 33], а также устойчивость к острому (лабораторный эксперимент) [37, 38] и хроническому (длительное обитание в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа – ВУРСа) радиационному воздействию [39, 40].

Анализ вторичного соотношения полов проведен на лабораторной колонии рыжей полевки (1984 г.), основатели которой доставлены из Ильменского заповедника. Было сформировано 22 пары животных, от которых получено и отслежено 39 пометов (150 детенышей). При содержании и разведении зверьков руководствовались рекомендациями, изложенными с монографии [41].

Кроме того, вторичное соотношение полов было оценено в эксперименте у лабораторных мышей линии СВА на фоне медикаментозного воздействия, модифицирующего иммунный статус самок [24].

Статистическая обработка проведена с использованием ПСП EXCEL 6.0 и STATISTICA 5.0.

Результаты и обсуждение.

Особый интерес для анализа представляют экстремальные по условиям годы, которые можно рассматривать в качестве контрастного фона, на котором наиболее ярко проявляются адаптивные изменения на разных уровнях организации, как организменном, так и популяционном [42]. Ранее мы [43-45] использовали стресс, как контрастный фон, для оценки роли генотипической и средовой составляющих в радиорезистентности грызунов с разной степенью близости генотипов (линейные и беспородные лабораторные мыши, рыжие полевки из природной популяции).

Таким экстремальным фоном для популяций мышевидных грызунов, типичных видов лесной зоны, явилась засуха 1975 г. За последние 80 лет наблюдений метеостанции, столь сильная засуха зарегистрирована в Уральском регионе впервые. Ниже представлены данные по соотношению полов у разных видов грызунов в контрастный по условиям год.

1. Соотношение полов у рыжей полевки в 1975 г. (меченные животные). Контрастный год.

В популяции рыжей полевки – вида доминирующего в районе исследований, происходили процессы, характерные для зимнего периода, связанные с максимальным снижением энергозатрат за счет прекращения роста и блокировки полового созревания молодняка. Все сеголетки (100%) пошли по одному – II типу онтогенеза (несозревающие сеголетки), а особи I типа (созревшие сеголетки) – отсутствовали вовсе

[46, 47]. Таким образом, вследствие засухи были зарегистрированы значительные нарушения популяционных процессов, включая репродукцию, которые в итоге привели к формированию нетипичной возрастной структуры. Задача популяции в данных условиях сводилась к сохранению уже появившегося молодняка, а не к наращиванию численности за счет размножения сеголеток. Именно из этих соображений данный год был взят нами для анализа соотношения полов, который также был выполнен с учетом типов онтогенеза грызунов.

Результаты детального анализа свидетельствуют, что в популяции рыжей полевки наблюдается равное соотношение полов как среди зимовавших животных (Рис. 1 а), так и среди сеголеток (Рис. 1 б). Напомним, что все прибылые индивидуально помеченные животные, отловленные с июня по октябрь, были представлены несозревающими сеголетками, поэтому избирательности при вылове, связанной с воспроизводством, в анализируемом году не выявлено.

Из полученных данных следует два важных вывода: (1) соотношение полов у рыжей полевки из природной популяции даже в экстремальный по условиям год соответствует 1:1;. (2) несмотря на экстремальные условия в популяции не отмечено избирательной элиминации особей по полу.

2. Соотношение полов у пашенной (темной) полевки на изолированном участке (остров) в 1975 г. (меченные животные). Контрастный год.

Особую ценность при изучении соотношения полов имеют данные, полученные на грызунах, обитающих на изолированном участке, где в силу определенных изолирующих преград животным сложно покинуть территорию. Эти данные наиболее полно отражают реальную картину в рассматриваемом аспекте.

Сезонную динамику соотношения полов и численности зимовавших и сеголеток пашенной (темной) полевки изучали на меченных животных, которых отлавливали ежемесячно, взвешивали и отслеживали генеративное состояние. На рисунках видно, что число самцов и самок как старших возрастных групп (зимовавших) (Рис. 1 в), так и сеголеток (Рис. 1 г) в разные туры отлова незначительно варьировало и не зависело от численности. При этом весной число зимовавших самцов в отловах было равно или даже чуть выше, чем самок, в разные летние месяцы их количество было меньше или равное самкам, в августе и сентябре попадались одни самки. За сезон число зимовавших самцов на острове составило 43 %, самок – 57 %, в то время как среди сеголеток самцы преобладали практически на протяжении всего сезона размножения. В итоге, за весь период отлова прибылые самцы составляли 62 %, самки - 38 %.

Суммарно по результатам индивидуального мечения число самцов пашенной полевки на острове в полтора раза превышало число самок.

3. Соотношение полов у пашенной полевки на частично изолированном участке (полуостров) в 1975 г. (меченые животные). Контрастный год.

Аналогичный синхронный по времени анализ того же вида полевок. Оказалось, что среди зимовавших пашенных полевок самцы преобладали в отловах с середины мая по начало августа (70 % - самцы; 30 % - самки). Примечательно, что в дальнейшем зимовавшие особи в отловах больше не регистрировались, и численность грызунов формировалась практически за счет сеголеток, у которых в соотношении полов наблюдали сходную картину - большинство принадлежало самцам (60 %).

Суммарно соотношение самцов и самок пашенной полевки на частично изолированном участке составило 64 % и 46 %, соответственно.

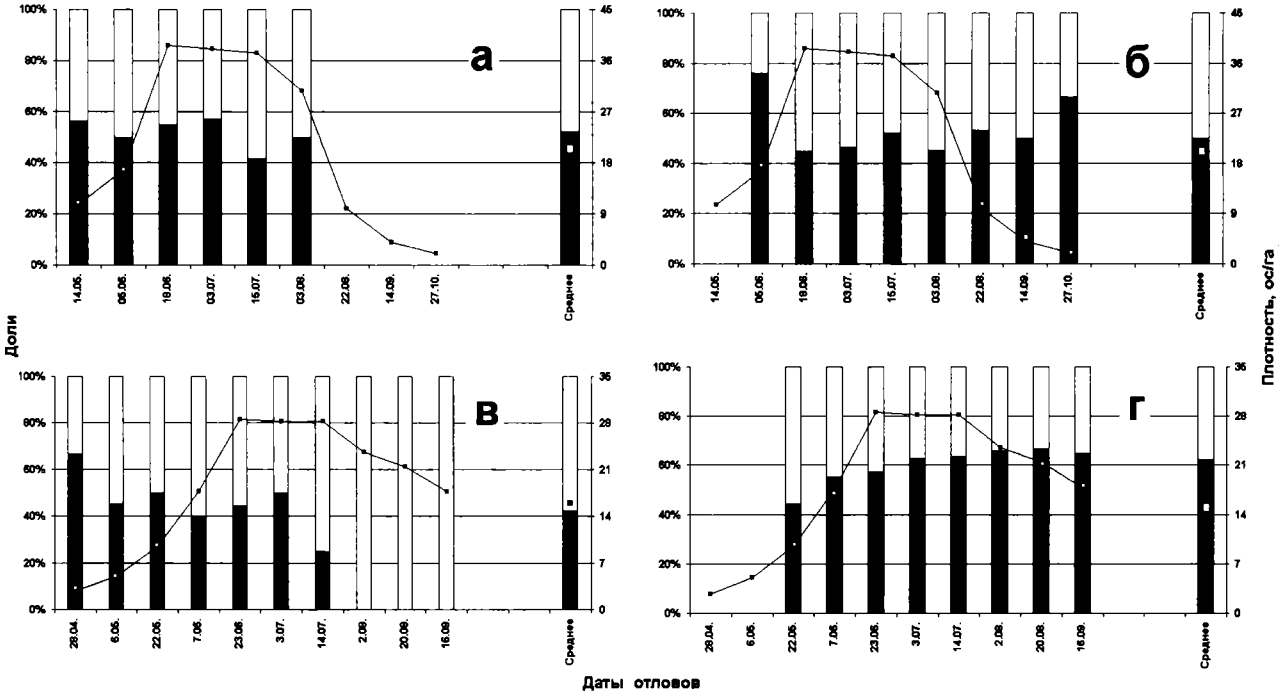


Рисунок 1. Сезонная динамика соотношения полов (доли, столбики: с заливкой – самцы, без заливки - самки) и общая численность (ос/га, кривая линия), экстремальный год (засуха). а – рыжая полевка, полуостров, зимовавшие; б – рыжая полевка, полуостров, сеголетки; в - пашенная полевка, остров, зимовавшие; г – пашенная полевка, остров, сеголетки.

Таким образом, у серых полевок, населяющих изоли-рованный (остров) и частично изолированный (полуостров) участки, проиллюстрировано преобладание (в 1.5 - 1.7 раза) самцов в отловах.

4. Соотношение полов у малой лесной мыши при разной численности (полуостров) (меченные животные).

Одним из важных разделов нашей работы был анализ соотношения полов на разных фазах популяционной динамики. Как мы уже отмечали, малая лесная мышь в Ильменском заповеднике является вторым по численности видом. Поскольку регион исследования для них представляет неоптимальную часть ареала [48], во все годы наблюдений численность грызунов этого вида была низкой и редко достигала высоких значений.

1979 г. низкой численности мышей (на сезонном пике достигала 15 ос/га). В разные месяцы отлова картина по соотношению полов у зимовавших была неоднозначной (Рис. 2 а), однако, в итоге, число самцов и самок не различалось.

1980 г. высокой численности (более 20 ос/га). Это единственный год, когда численность мышей превысила численность рыжих полевок. С апреля по июль у зимовавших мышей в выборках преобладали самцы, однако в августе и сентябре, напротив, попадались одни самки (Рис. 2 б). Среди сеголеток с мая по сентябрь картина по соотношению полов также варьировала, но в целом число самцов и самок было практически равным (53% и 47%, соответственно).

Суммарно этот год характеризовался незначительным (в 1.2 раза) преимуществом самцов.

5. Соотношение полов у рыжей полевки в год высокой численности (полуостров) (меченные животные)

1977 г. – год высокой численности рыжей полевки, на участке мечения - 52 ос/ га [32]. Группировка зимовавших была

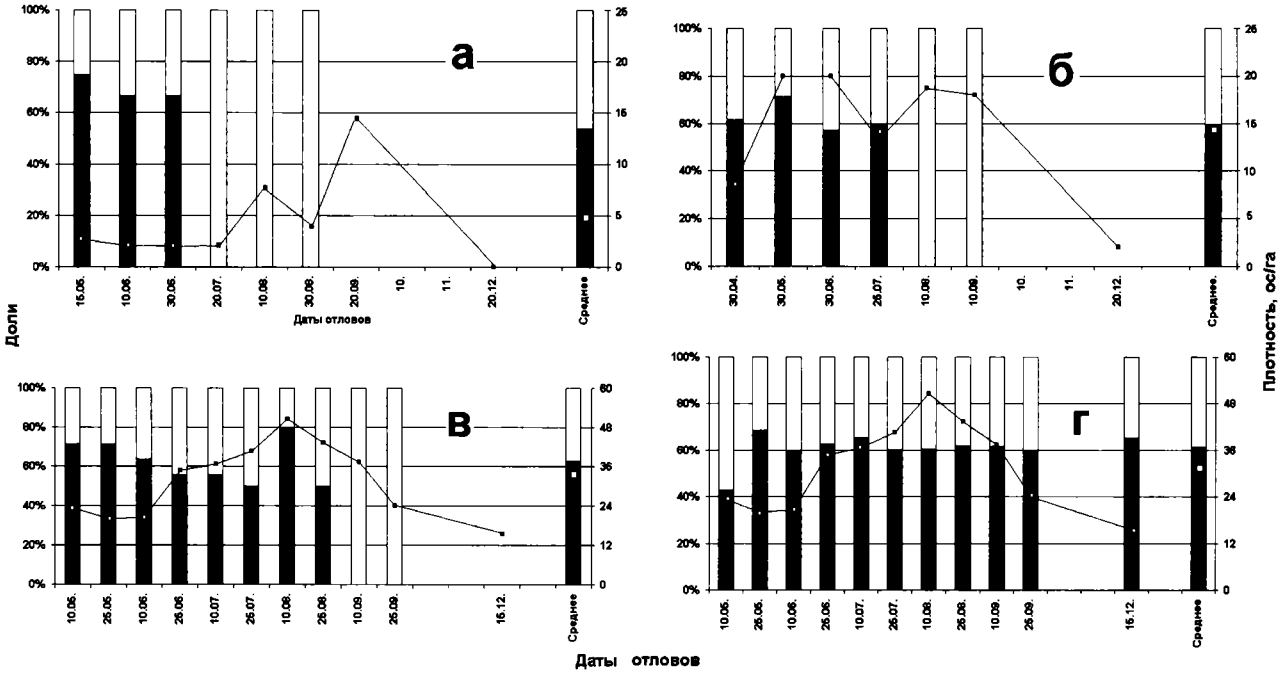


Рисунок 2. Сезонная динамика соотношения полов (доли, столбики: с заливкой – самцы, без заливки - самки) и общая численность (ос/га, кривая линия) в годы с разными уровнями численности. а – малая лесная мышь, полуостров, зимовавшие, год низкой плотности; б - малая лесная мышь, полуостров, зимовавшие, год высокой плотности; в – рыжая полевка, полуостров, зимовавшие, год высокой плотности; г - рыжая полевка, полуостров, сеголетки, год высокой плотности.

разнородной по происхождению (в ее составе наличествовали представители всех пяти когорт прошлого 1976 года рождения), масса самцов и самок была максимальной (до 33 г). Кроме того, в этой группировке была отмечена самая короткая продолжительность жизни отдельных когорт [49], существенная доля сеголеток (70% в июне) участвовала в размножении [32].

По анализу соотношения полов выявлена сходная картина по количеству самцов и самок как у зимовавших, так и у и сеголеток (Рис.2 в, 2 г) - в течение всего репродуктивного периода число самцов в выборках было в 1.7 – 1.6 раза больше, чем самок. Эта ситуация наблюдалась также и по результатам декабрьского отлова. В сумме, в год высокой численности число самцов превышало количество самок в 1.6 раза.

Таким образом, год высокой численности популяции рыжей полевки, также как и у лесной мыши, характеризовался преобладанием размножающихся самцов. Отметим, что зимовавшие самки элиминировали из популяции на месяц раньше самцов, что, скорее всего, было связано с высокой интенсивностью размножения, поскольку период воспроизводства для самок является наиболее энергозатратным.

Рассматривая межвидовые особенности, следует иметь в виду образ жизни животных, их численность и тип онтогенеза. К примеру, экологические особенности вида напрямую определяют размеры их участков обитания. Так, для изучения серых полевок (экономки, пашенной полевки) размер площадки может быть 2-3 га [50], для лесных полевок (рыжей, красной, красно-серой) – 5-8 га [51, 52]. При изучении лесных и полевых мышей – зверьков, отличающихся высокой подвижностью, площадка должна быть не менее 15 га [53]. Мыши круглогодично активны, относятся к числу видов с высокой миграцией, которую некоторые авторы объясняют дефицитом корма и неравномерностью его распределения в

природе. Кроме того, общей закономерностью для мышей является увеличение площади участков самцов в сезон размножения, что связано с поиском рецептивных самок. Участки размножающихся самок обособлены в пространстве. Длина максимального суточного пробега лесной мыши составляет 1.6 км, для домовой мыши – 2.3 км [54].

Наблюдения за распределением участков обитания лесных мышей показали [55], что взрослые самцы объединяются в агрегации, существующие как вне сезона размножения (январь-февраль), так и в репродуктивный период (март-август). Отчетливые, но менее выраженные агрегации образуются и у самок. Причем до начала размножения группировки самцов и самок разобщены, но в репродуктивный период они объединяются, формируя группировки разнополых особей (breeding colonies). О сезонных биотопических миграциях лесных мышей сообщали многие исследователи [56-59].

Детальный анализ пространственного распределения на примере рыжих полевок разных типов онтогенеза свидетельствует, что размеры участков напрямую связаны с функциональным состоянием животных - у репродуктивно активных особей (зимовавших и созревших сеголеток) они всегда значимо больше, чем у несозревающих сеголеток [60].

В Ильменской популяции малой лесной мыши нами были зарегистрированы все возможные варианты соотношения полов, причем, зачастую, эти различия носили случайный характер. Кроме того, даже в один и тот же тур отлова, в разных биотопах («сухие» и «влажные») отмечены различия в соотношении самцов и самок. В литературе также имеются указания на крайне неустойчивый половой состав мышей, который свойственен всем возрастным группам животных этого вида [16].

6. Соотношения полов и межгодовая динамика численности. Рыжая полевка (метод безвозвратного изъятия)

Межгодовая динамика соотношения полов и численность рыжей полевки были проанализированы нами за семилетний период (1993 – 1999 гг.) по данным, полученным методом безвозвратного изъятия животных на разных фазах популяционной динамики. На рис. 3 г можно видеть, что какой-либо закономерности между обилием животных и соотношением полов не наблюдается. В годы спада (1993, 1994 гг.) и низкой численности (депрессии) (1996 г.), а также в период подъема численности (1998, 1999 гг.), соотношение самцов и самок близко к 1. В год высокой численности (1995 г.) отмечено явное преобладание самцов (58 %), однако практически такую же долю самцов можно видеть и в год подъема численности (1997 г.).

В целом можно заключить, что за обозначенный семилетний период в популяции рыжей полевки не выявлено какой-либо закономерности в изменении соотношения полов в зависимости от уровня и фазы численности популяции. Однако в сумме также можно говорить о численном преобладании (в 1.4 раза) самцов.

Малая лесная мышь (метод индивидуального мечения).

Сходный анализ соотношения полов проведен на примере малой лесной мыши за пятилетний период (1979–1983 гг.), включающий разные фазы популяционной динамики. Сводные данные (зимовавшие и сеголетки), представленные на Рис. 3 а, иллюстрируют практически равное соотношение полов с незначительным преобладанием самцов, как впрочем, и у рыжей полевки. Дифференцированное изучение соотношения полов у животных разных типов онтогенеза, свидетельствует, что у зимовавших число самцов и самок одинаково (Рис. 3 б), у сеголеток - оно характеризуется некоторым преобладанием (в 1.2 раза) особей мужского пола (Рис. 3 в).

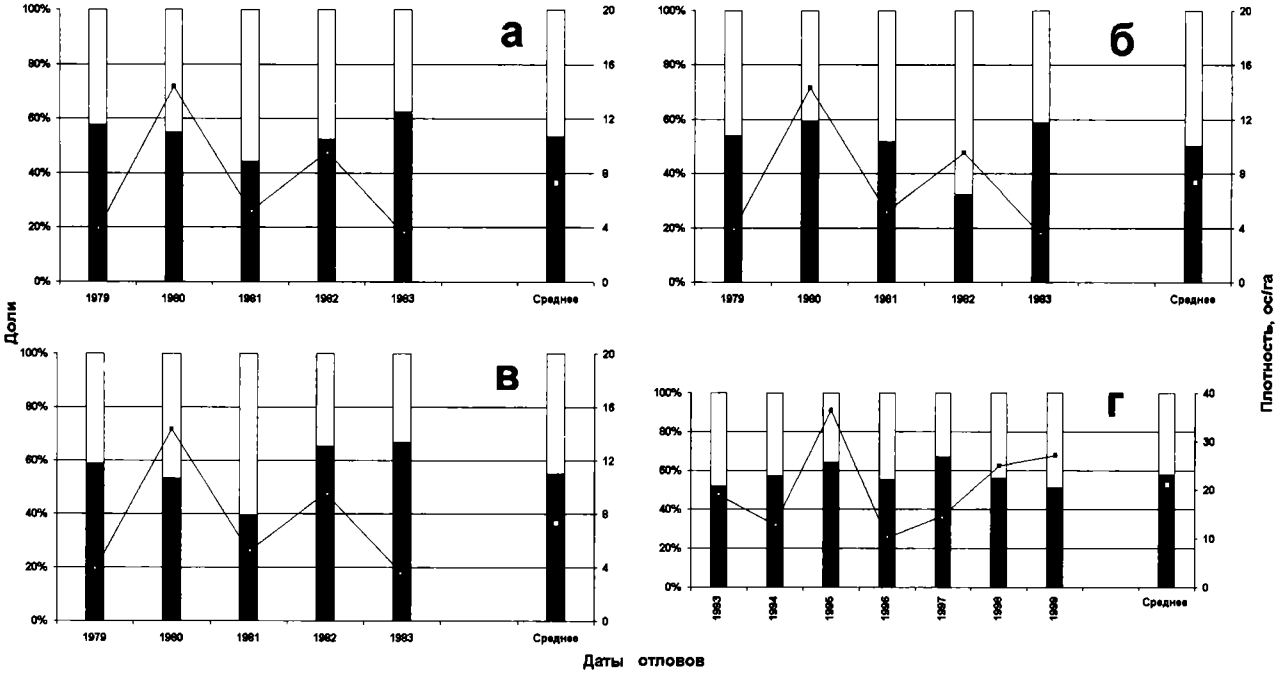


Рисунок 3. Межгодовая динамика соотношения полов (доли, столбики: с заливкой – самцы, без заливки - самки) и общая численность (ос/га, кривая линия). а – малая лесная мышь, полуостров, зимовавшие и сеголетки суммарно, среднегодовые значения; б - малая лесная мышь, полуостров, зимовавшие, среднегодовые значения; в - малая лесная мышь, полуостров, сеголетки, среднегодовые значения; г – рыжая полевка, материк, безвозвратное изъятие зимовавшие и сеголетки суммарно, среднегодовые значения.

7. Соотношение полов в популяции рыжей полевки при перезимовках (неразмножающаяся часть популяции).

Как было отмечено ранее [32, 33], отразмножавшиеся грызуны (зимовавшие и созревшие прибылые сеголетки), выполнив свою функцию (наращивание численности популяции) элиминируют с признаками глубокой старости, и популяция в осенне-зимний период практически полностью представлена несозревающими сеголетками. В этой связи, самостоятельный интерес представляло сопоставить соотношение полов у грызунов при перезимовках, которое мы проанализировали внутри группировки неразмножающихся сеголеток с момента их ухода в зиму до весеннего созревания на следующий год, когда по определению [32] они становятся группировкой зимовавших. Это позволило нам за ряд лет (1994-1999 гг.) оценить избирательность смертности животных в осенне-зимний период и ответить на вопрос – существует ли дифференцированная смертность при перезимовках на Урале? Полученные результаты показывают, что в целом, за анализируемый период картина на «входе» и «выходе» из зимы может быть неодинаковой (Рис. 4 а). В одних выборках число уходящих зимовать животных было больше, чем впоследствии ловилось весной (1996-1997 гг.), в других – наблюдали практически равное количество животных в осенних и весенних отловах (1995-1996, 1997-1998, 1998-1999 гг.), в третьих – весной отлавливали больше зверьков, чем осенью (1994-1995 гг.). Такие варианты являются следствием действия различных факторов на эффективность отловов (погодные условия, локальные миграции и т.п.).

Несмотря на то, что в целом при перезимовках в разные годы наблюдали пеструю картину, соотношение полов в осенних выборках предыдущего года и в весенних выборках следующего года было сохранено (рис. 4 а). Отметим лишь, что зимовавшие самцы, являясь наиболее подвижной частью популяции, не имеют, в отличие от самок, жестко закрепленной территории. Поэтому, чаще всего доля самцов в весенних отловах грызунов разных видов бывает выше.

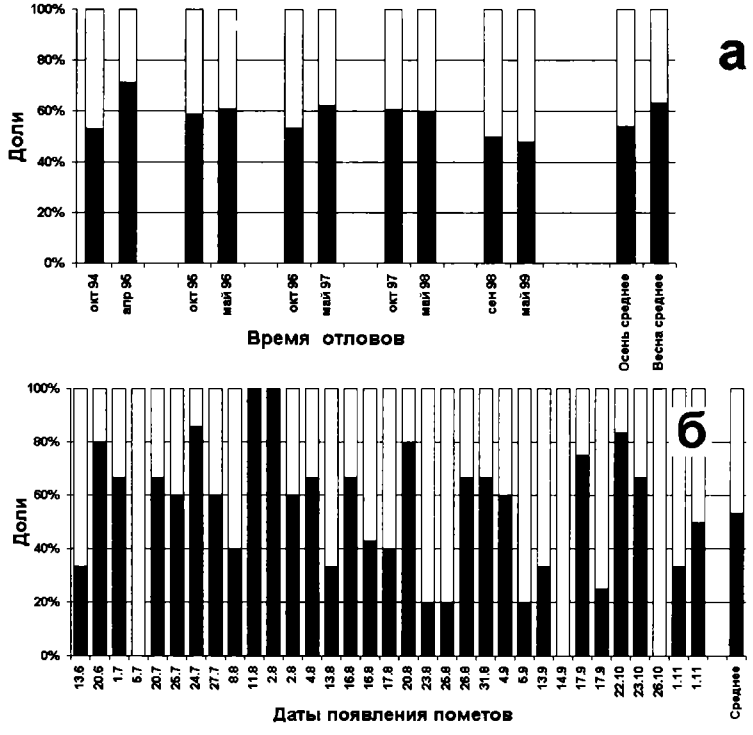


Рисунок 4. а – Соотношения полов при перезимовках: рыжая полевка, безвозвратное изъятие. б – Соотношения полов детенышей в пометах (доли, столбики: с заливкой – самцы, без заливки - самки): рыжая полевка, лабораторная колония (основатели взяты с участка отловов)

В итоге, на основе представленных материалов по перезимовкам можно говорить лишь о кажущемся изменении в соотношении полов. На самом деле в целом отсутствует избирательная элиминация особей по полу в неблагоприятный (зимний) период и соотношение полов при перезимовках сохраняется. Безусловно, это связано с функцией животных этой группировки (II тип онтогенеза) – пережить неблагоприятные периоды в жизни популяции и, став группировкой зимовавших, начать весной цикл ее обновления.

8. Последовательность гибели самцов и самок в природных популяциях грызунов (размножающаяся часть популяции).

Таблица 1.

Последовательность отхода (гибели) зимовавших особей (II тип онтогенеза вторая фаза)на разных участках.

Вид	Место отлова	Способ отлова	Год	Даты последних отловов (поимок)	
				Самцы	Самки
Малая лесная мышь	Полуостров	Мечение	1979	30.06	**30.08**
	Полуостров	Мечение	1980	25.07	**10.09**
	Полуостров	Мечение	1981	10.08	**15.09**
	Полуостров	Мечение	1982	10.06	**15.09**
	Полуостров	Мечение	1983	15.06	**25.08**
Пашенная полевка	Полуостров	Мечение	1975	**03.08**	03.07
	Остров	Мечение	1975	01.07	**16.09**
Рыжая полевка	Полуостров	Мечение	1975	03.08	03.08
	Полуостров	Мечение	1977	25.08	**25.09**
	Полуостров	Мечение	1998	01.08	**01.09**
	Полуостров	Мечение	1999	**01.09**	01.08
Рыжая полевка	Материк	Изъятие	1994	**07**	06
	Материк	Изъятие	1995	**07**	06
	Материк	Изъятие	1996	07	**10**
	Материк	Изъятие	1997	**10**	07

В каждой паре жирным шрифтом выделены наиболее поздние даты поимок.

В настоящем разделе мы представляем результаты анализа смертности зимовавших самцов и самок (вторая фаза II типа онтогенеза) разных видов, поскольку различия в сроках их гибели могут иметь существенное значение при оценке соотношения полов. Для сравнения приводим данные отловов грызунов на участках с разной степенью изоляции (остров, полуостров, материк) (табл. 1), где можно видеть разные варианты сроков последних поимок самцов и самок у мышей и полевок.

Неоднозначная, на первый взгляд, картина сезонной динамики численности и времени гибели зимовавших рыжих полевок разного пола прослеживается на следующей серии рисунков (5 а-г). К примеру, в засушливый (1975 г.) год (Рис. 5 а) отмечены сходные сроки гибели зимовавших животных обоего пола, которые приходятся на начало августа. Этот год, как было отмечено ранее [46, 47], характеризовался ранним прекращением роста сеголеток и блокировкой их полового созревания. В год высокой численности (1977 г.) (Рис. 5 б) последние зимовавшие самцы рыжих полевок попадались в конце августа, в то время как последних зимовавших самок отловили на месяц позже. Напомним, что доля зимовавших самцов рыжих полевок была в 1.7 раза больше (данные за весь сезон), чем самок (Рис. 2 в). Возможно, в данном случае, плотностно-зависимые механизмы привели к более ранним срокам элиминации самцов из популяции [61].

Сезонная динамика самцов и самок ***пашенной полевки*** (меченные животные) на острове и полуострове (засуха 1975 г.), также демонстрирует разную картину. На острове (Рис. 5 в), самцы элиминировали из популяции на два месяца раньше самок, на полуострове (Рис. 5 г), наоборот, - на два месяца позже. Между тем заметим, что в течение всего сезона и на острове, и на мысе зимовавшие самцы в отловах численно преобладали над самками (Рис. 1 в; Рис. 1 г).

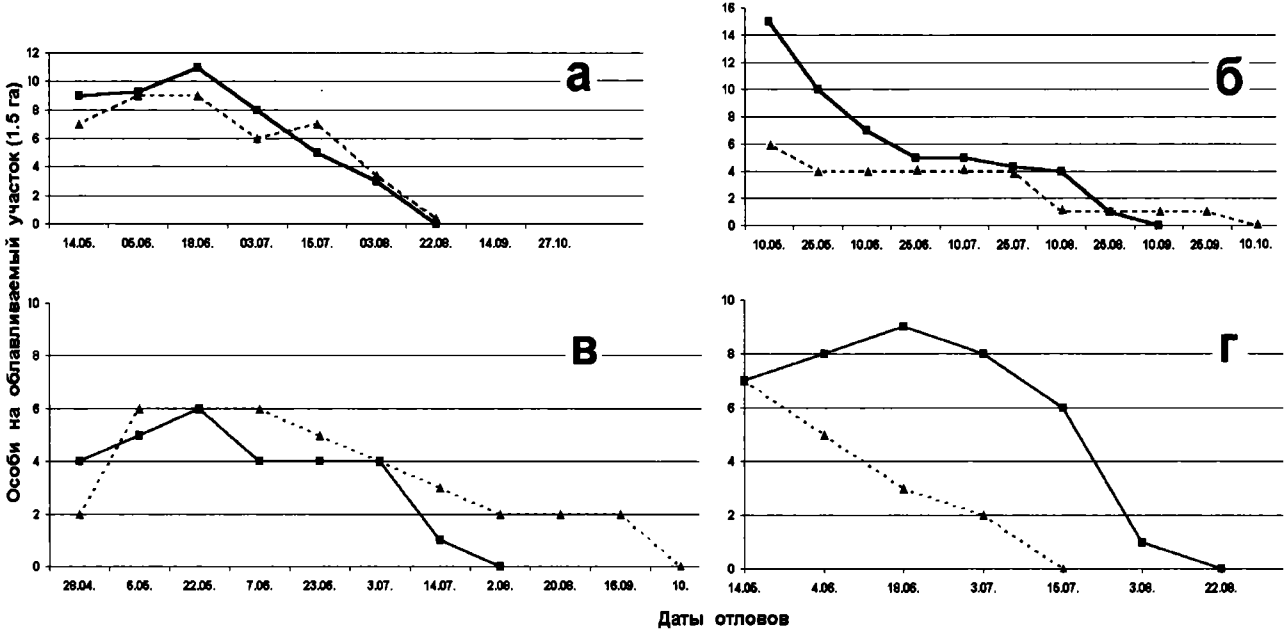


Рисунок 5. Сезонная динамика численности и время гибели самцов и самок (только зимовавшие) на участке мечения (сплошная линия – самцы, прерывистая линия – самки). а – рыжая полевка, полуостров, экстремальный год (засуха); б - рыжая полевка, полуостров, год высокой численности; в – пашенная полевка, изолированный участок (остров), экстремальный год (засуха); г - пашенная полевка, полуостров, экстремальный год (засуха).

Таким образом, представленные в этом разделе данные также свидетельствуют о разном, как реальном, так и, возможно, в некоторые периоды даже случайном, соотношении полов у грызунов в каждом конкретном случае. Комплексное рассмотрение многолетних материалов, полученных на грызунах разной специализации, позволяет констатировать, что наблюдаемое многими исследователями отклонение в соотношении полов в природных популяциях мелких млекопитающих, может быть далеким от реальной ситуации.

9. Соотношение полов у детенышей в пометах лабораторной колонии рыжей полевки.

В эксперименте на рыжих полевках (основатели из той же природной популяции) мы оценили вторичное соотношение полов у потомства, полученного в период с июня по ноябрь. Проанализированы данные из 33 пометов, величина которых варьировала от 2 до 7 детенышей (в среднем – 4.5) и уменьшалась к осени. Рис. 4 б иллюстрирует самые разнообразные варианты по количеству самцов и самок в многоплодных и малоплодных пометах – от равного соотношения до преобладания особей какого-либо пола или однополых пометов вовсе. Суммарно соотношение полов в потомстве (150 детенышей), полученном в результате виварного разведения рыжей полевки, практически было равным (53 % самцов, 47 % самок).

Одинаковое вторичное соотношение полов показано в лабораторной колонии красно-серой полевки (*Clethrionomys rufocanus*, основатели доставлены с г. Кукшик, Южный Урал) на 669 новорожденных, хотя в потомстве некоторых самок, как и в нашем случае, отмечен достоверный избыток сыновей или дочерей [3]. Авторами установлено отсутствие связи между весом самок и соотношением полов в их потомстве, отсутствие дифференциальной смертности по полу in utero (равная вероятность гибели мужских и женских эмбрионов) и в раннем онтогенезе. Заключение о равновероятной гибели

детенышей красно-серой полевки в раннем постнатальном онтогенезе (30 дней) также подтверждают данные по массе детенышей разного пола при рождении. У красно-серой полевки, как и у других микротин [62], вероятность гибели в раннем постнатальном онтогенезе обнаруживает достоверную связь с массой тела при рождении: детеныши, погибшие до 30-дневного возраста, весят при рождении значительно меньше (2.49 г, n=130), чем детеныши, дожившие до этого возраста (2.69 г, n=552). Вместе с тем, средний вес самцов (2.64, n=334) и самок (2.60, n=348) при рождении достоверно не различался, что также свидетельствует о равной вероятности гибели зверьков разного пола в раннем постнатальном онтогенезе. Это позволило авторам объединить материал по вторичному соотношению полов в полных и неполных пометах красно-серой полевки из лабораторной колонии и прийти к заключению, что оно не зависит от принадлежности помета к тому или иному виварному поколению или сезону (месяц рождения), как это имеет место у некоторых млекопитающих [63].

Отметим, что близкое (1:1) соотношение самцов и самок описано у трех видов иглистых мышей, доставленных из Египта, Турции и Израиля (*Muridae, Acomys*) [4]. Так всего было получено 1079 пометов, из 3126 новорожденных самцы составляют 48.6% (1518 ос.), самки - 51.4% (1608 ос.). На примере наземных беличьих (*Spermophilus*) также показано, что соотношение полов при рождении не различается от 1:1, однако среди взрослых особей (третичное) оно смещено в сторону самок [5, 64].

10. Соотношение полов по типам онтогенеза у рыжих полевок (1988 – 1997 гг.), механизм.

Выше нами были рассмотрены разные факторы, которые могут повлиять на соотношение полов в популяции. На заключительном этапе, мы представляем сводные данные по соотношению полов у рыжих полевок, которые пошли по разным типам онтогенеза. Следует подчеркнуть, что наибо-

лее объективная картина формирования половой структуры популяции может быть получена на основе использования функционально-онтогенетического подхода [32, 33], поскольку только на этой основе можно корректно проводить детальный анализ внутрипопуляционных событий. В табл. 2 суммированы данные по соотношению полов у рыжей полевки разных типов онтогенеза за десятилетний период.

Таблица 2.

Соотношение полов у рыжих полевок разных типов онтогенеза за 10 лет (1988-1997 гг., Ильменский заповедник).

Тип онтогенеза	Пол			
	Самцы		Самки	
I тип (созревшие сеголетки)	**76** шт.	(46.9%)	**86** шт.	(53.1%)
II тип 1-я фаза (несозревающие сегол.)	**261** шт.	(55.6%)	**208** шт.	(44.4%)
II тип 2-я фаза (зимовавшие)	**163** шт.	(58.4%)	**116** шт.	(41.6%)
Суммарно	**500** шт.	(54.9%)	**410** шт.	(45.1%)

Можно видеть, что в целом в группе созревших сеголеток число самок несколько выше, чем самцов. Следует особо остановиться на механизме возникновения такого несоответствия, который представляется нам следующим образом. Как правило, самки сеголетки оплодотворяются зимовавшими самцами, они более крупные и агрессивные. Половозрелые зимовавшие самцы блокируют созревание части прибылых особей своего пола, вследствие чего уменьшается доля самцов, идущих по I типу онтогенеза (созревших). Соответственно увеличивается доля самцов сеголеток, идущих по II типу онтогенеза (несозревающих). Это автоматически сказывается на их общей доле, что отчетливо видно в группировке уходящих зимовать животных. Столь же явное смещение соотношения полов в пользу самцов (в 1.4 раза) сохраняется и после перезимовки, свидетельствуя об отсутствии дифференцированной смертности особей по полу и определяя

глобальную (многолетнюю) картину. Естественно, в каждый конкретный год, как мы показали выше, картина может быть иной в соответствии с меняющимися условиями среды.

11. Соотношение полов в популяциях мышевидных грызунов, обитающих на техногенно неблагополучных территориях (зона ВУРСа), сравнение с контролем.

Априори следовало ожидать нарушения соотношения полов на фоне техногенного воздействия. Использован метод безвозвратного изъятия из популяций мышеобразных - малой лесной мыши и полевой мыши, обитающих в зоне радиоактивного загрязнения (ВУРС) и на сопредельном участке (2001-2007 гг.). В этом регионе также были зарегистрированы разные варианты в соотношении полов, что особенно хорошо было видно в динамике в разные сроки репродуктивного периода. Часто эти различия носили случайный характер, поскольку в один и тот же тур отлова в разных биотопах отмечены различия в соотношении зверьков разного пола.

Поэтому, исходя из изложенных выше материалов, анализ вторичного соотношения полов на радиоактивно загрязненной территории проведен нами на примере осенних выборок мышей за 2005-2007 гг. (табл. 3). Для иллюстрации результатов перезимовки мышеобразных в зоне ВУРСа в таблицу включены данные весенней выборки 2006 г.

Таблица 3.

Соотношение полов у грызунов (неразмножающиеся сеголетки) в зоне ВУРСа и на сопредельном участке (2005-2007 гг.)

Дата отлова	Зона ВУРСа				Сопредельный участок			
	Лесная мышь		Полевая мышь		Лесная мышь		Полевая мышь	
	самцы	самки	самцы	самки	самцы	самки	самцы	самки
18.08.2005	**26**	**26**	**33**	**32**	11	<21	1	3
15.09.2005	**42**	**42**	47	<55	14	<25	9	<14
17.05.2006	**10**	**10**	-	-	1	2	-	-
13.09.2006	**12**	**11**	18	>16	7	>4	**29**	**32**
20.08.2007	**0**	**0**	2	0	11	8	10	>4
20.09.2007	**0**	**2**	**4**	**4**	**13**	**13**	4	6

Жирным шрифтом выделены варианты равного числа самцов и самок.

На примере осенних (августовских и сентябрьских) выборок можно видеть одинаковое и разное соотношение полов у мышей обоих видов в зоне ВУРСа. Причем подобная картина наблюдается в разные годы популяционной динамики. Так 2005 и 2006 гг. характеризовались самой высокой среднегодовой численностью грызунов, которая на ВУРСе достигала 54-52 ос/100л-с, на сопредельном участке – 34-52 ос/100л-с [40].

2007 г. можно расценивать как год депрессии – среднегодовая численность на ВУРСе – 4 ос/ 100 л-с, в контроле – 17 ос/100 л-с. При этом на сопредельном участке мы также мо-жем видеть в отловах как равное количество самцов и самок, так и случайные отклонения в соотношении то в одну, то в другую сторону. Однако в большинстве случаев оно остается равным. Примечательно, что, например, в августе и сентябре 2005 г. у лесной мыши с импактного участка отмечено равное соотношение полов, в то время как на сопредельном участке в отловах преобладали самки, и их количество изменялось пропорционально.

Безусловно, как мы уже отмечали ранее, необходимо учитывать экологическую специфику вида и помнить, что мыши характеризуются неустойчивым типом полового состава и относительно легко реагируют изменением темпов размножения и смертности на изменение условий существования [16, 55], о чем свидетельствуют и данные табл. 3.

Обращает на себя внимание следующий момент: сезонный пик численности в 2005 г. пришелся на сентябрь, затем успешная перезимовка стала хорошей основой для последующего роста популяции мышей в 2006 г. (в мае численность мышей составляла на ВУРСе 40 ос./100 л-с., в контроле 10 ос./100 л-с.) [40]. Между тем, соотношение самцов и самок лесных мышей в сентябре 2005 г. и в мае 2006 г. четко соответствовало 1:1 (табл. 3), что также является доказательством успешной перезимовки и отсутствия избирательной элиминации животных по полу в зоне ВУРСа.

Таким образом, на примере рыжих полевок из эталонного биоценоза (Ильменский заповедник) и мышей из радиоактивно загрязненной зоны (Восточно-Уральский заповедник) показано отсутствие дифференцированной смертности животных по полу в зимний период. Эти материалы еще раз убедительно показывают, что осенью мы имеем дело с особями II типа онтогенеза (несозревающие сеголетки), которые физиологически идентичны, не воспринимают друг друга как половые партнеры, выполняют функцию сохранения популяции в зимний период. Поэтому любые отклонения в соотношении полов носят случайный характер и могут зависеть лишь от величины выборки.

Следует заметить, что в Восточно-Уральском заповеднике в зоне с высокой плотностью радиоактивного загрязнения можно было бы ожидать численного изменения в количестве самцов и самок, но при условии изоляции импактных группировок грызунов. Однако, как мы уже неоднократно отмечали [40, 65], зона ВУРСа имеет специфическую конфигурацию узкую и протяженную с быстро падающим градиентом загрязнения. В то же время вагильность и особый миграционный режим мышей позволяют им за короткое время осваивать значительные пространства, сопоставимые с поперечными размерами загрязненной зоны. Это приводит к формированию проточного населения [65], т. е. населения с меняющимся составом за счет вселенцев с чистых участков и выселенцев с импактной территории. Однако для части животных (самок во время беременности и кормления, ювенильных и резидентных особей) время пребывания оказывается достаточным для формирования нарушений, в том числе, имеющих наследственную природу, которые могут быть четко отслежены. Важно, что именно временная оседлость существенно снижает возможность закрепления тех или иных изменений в ряду поколений. Таким образом, грызуны подвижных видов ускользают от длительного воздействия повреждающего фактора, что препятствует развитию у них радиоадаптации [39, 65].

12. Соотношение полов у лабораторных мышей линии СВА в условиях эксперимента.

В нашем распоряжении имеется пример экспериментального изменения в соотношении полов у лабораторных линейных мышей на фоне медикаментозного воздействия, модифицирующего иммунный статус (также контрастный фон по Н.В. Глотову, [42]). В течение 7 дней перед спариванием самкам опытной группы интраперитониально вводили иммунодепрессант (Cyclophosphanum), контрольной – физиологический раствор. На фоне угнетенного иммунного статуса установлено увеличение (на 10%) доли репродуктивно активных самок и их фертильности, снижение уровня эмбриональной летальности и доли особей с эмбриональными потерями [24, 66]. Соотношение полов в опытном потомстве было смещено в пользу самок (2:1), в контроле оно было равным. В литературе имеются сведения о численном преобладании самок на территориях с повышенным (в 6-7 раз) фоном радиации [67] и участках, загрязненных радиоактивными отходами [23]. Учитывая, что у самок опытной группы в эксперименте был подавлен иммунобиологический статус, нам представляется правомерным интерпретировать полученные результаты как следствия снижения функциональной активности иммунной системы.

Заключение.

Итак, относительно интерпретации получаемых исследователями данных - в каких случаях они отражают истинную ситуацию, в каких - имеют разумное объяснение, а в каких - заслуживают лишь простой констатации. Наши многолетние (более 30 лет) исследования позволили прояснить отдельные моменты, некоторые из которых мы попытались здесь изложить.

О реальном соотношении полов, как мы отмечали ранее [68], корректно можно судить лишь при использовании индивидуального мечения и неоднократных отловов, что, однако весьма трудоемко.

По нашему мнению, основополагающее значение имеет учет принадлежности особей к тому или иному типу онтогенеза. Своеобразной альтернативой индивидуальному мечению, к сожалению не охватывающей всю сезонную жизнедеятельность, может служить анализ осенне-зимних выборок, когда в популяции уже завершены процессы воспроизводства и репродуктивно активные особи практически элиминировали. В этот период популяции мышеобразных представлены животными II типа онтогенеза (несозревающие сеголетки) - в основном представители последних когорт (однако при этом всегда имеется доля таких особей из первых когорт) [32]. По сравнению с созревшими сеголетками и зимовавшими, эти зверьки характеризуются низкими показателями метаболизма, стресс реактивности, процессов старения, наиболее толерантны к действию большинства повреждающих факторов естественной и антропогенной природы [34], в частности, к острому ионизирующему излучению (как по интегральному показателю - $ЛД_{50/30}$, так и по характеристикам системы гемопоэза) [37, 38]. Особенно важно, что до начала весеннего созревания, неразмножающиеся сеголетки не воспринимают друг друга как половые партнеры, являясь как бы бесполыми. Этот период характеризуется отсутствием различий между самцами и самками по подавляющему большинству параметров, они также не отличаются по подвижности и по попадаемости в ловушки.

Весной соотношение животных по полу сохраняется, поскольку зимой не наблюдается избирательной элиминации особей этой группировки, как на фоновых, так и на антропогенно нарушенных территориях. Весной период «консервации» завершается быстрым ростом и созреванием, животные становятся высоко стресс реактивными, интенсивность метаболизма, как и процессов старения, сходна с таковой у размножающихся сеголеток. Как правило, в весенних и летних отловах преобладают самцы, поскольку их миграционная активность в течение репродуктивного периода значительно выше, чем у самок. Поэтому весенние, а особенно

летние выборки, добытые в разгар репродуктивного периода за один временной срез, как это делают многие исследователи, не дают информации о реальном соотношении полов у грызунов и корректная интерпретация данных весьма проблематична. Это неопровержимо доказывают приведенные примеры многолетнего индивидуального прижизненного мечения и последовательных отловов, когда в одном из них могут преобладать самцы, а в следующем отлове наблюдается противоположная картина.

Несмотря на то, что имеются ограничения на предсказуемость популяционных событий (что неизбежно в постоянно меняющихся условиях среды), изложенные в работе представления могут быть полезны при анализе соотношения полов у грызунов. Мы ни в коей мере не исключаем возможность изменения соотношения количества самцов и самок в экстремальных экологических ситуациях и при различных антропогенных нагрузках, но в большинстве случаев истинная картина ускользает от «пытливого ума» исследователей.

Мышевидные грызуны относятся к цикломорфным млекопитающим. Для этой категории животных характерна высокая экологическая динамичность, основанная на крайне сложной внутрипопуляционной временной и пространственной структурированности, обеспечивающей популяции возможность адаптивного маневра при изменениях условий среды. В связи с этим хочется обратить внимание на чисто методические моменты, важные при оценке полового состава населения мелких грызунов в природных популяциях. Адекватность таких оценок с учетом динамических процессов при использовании метода безвозвратного изъятия требует:

1. достаточного по длительности периода сбора материала (однократные временные срезы недопустимы, необходим длительный мониторинг);

2. корректности подбора стационарных площадок, соответствующих основным типам биотопов с учетом мозаичности среды;

3. переноса линии ловушек в сторону в пределах однородного биотопа в каждый очередной отлов (непра-вомерно изымать животных с одного и того же места постановки линии ловушек более одного раза в год);

4. стандартизации методов учета животных;

5. достаточной величины выборки, обеспечивающей представительность всех имеющихся (на данный временной срез) в популяции возрастных группировок;

6. учета принадлежности особей к тому или иному типу онтогенеза;

7. синхронного использования различных методов отлова животных;

8. критического анализа собственных и литературных данных;

9. творческого подхода самого исследователя на всех этапах работы.

Работа частично поддержана РФФИ (проект 07-04-96091).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Большаков В. Н., Кубанцев Б. С.* **«Половая структура популяций млекопитающих и ее динамика».**// М.: «Наука», 1984. 223 с.;

2. *Геодакян В. А., Геодакян С. В.* **«Существует ли отрицательная обратная связь в определении пола?»** // Журнал общей биологии. 1985. Т. XLVI, № 2. 201-216 с.;

3. *Шляпникова М. С., Гилева Э. А.* **«Изменчивость соотношения полов в лабораторной колонии красно-серой полевки и гипотеза Трайверса-Уилларда». // «Экология».** 1990. № 5. 73-79 с.;

4. *Novakova M., Vasakova B., Charvatova V. et al.* **«Secondary sex ratio do not support maternal manipulation: extensive data from laboratory colonies of spiny mice (Muridae: Acomys)»** // Hystrix It. J. Mamm. 2006. 10 Int. Conf. «Rodens & Spatium» 97 p.;

5. *Gur H., Barlas N.* **«Sex ratio of a population of Anatolian ground squirrels Spermophilus xanthoprymnus in Central Anatolia, Turkey»** // **«Acta Theriologica».** 2006. V. 51. No 1. 61-67 p.;

6. **Бабицкий А. Ф. «Регуляция жизненного цикла крапчатого суслика (Spermophilus suslicus Guld, 1770)».** Автореф..... канд. биол. наук. Москва. 2008. 24 с.;

7. *Бекетов С. В.* **«Вторичное соотношение полов у млекопитающих».** // **«Успехи соврем. биологии».** 2001. Т. 121. № 4. 357-377 с.;

8. *Каштанов С. Н., Бекетов С. В., Лазебный О. Е.* **«Анализ вторичного соотношения полов у лисицы (Vulpes vulpes L.)»** // **«Генетика».** 2007. Т. 43. № 2. 240-244 с.;

9. *Евсиков В. И., Герлинская Л. А., Мошкин М. П. и др.* **«Генетико-физиологические взаимоотношения мать-плод и их влияние на адаптивные признаки потомков».** // **«Онтогенез».** 1998. Т. 29. № 6. 405-417 с.;

10. *Назарова Г. Г., Евсиков В. И.* **«Влияние метаболических ресурсов у водяной полевки (Arviaola terrestris) в период беременности на вторичное соотношение полов»** // Зоол. журн. 2004. Т. 83. № 12. 1488-1494 с.;

11. *Vandenberg J. G.* **«Coordination of social signals and ovarium function during sexual development»** // Journal of Animal Science. 1989. V. 67. 1841-1847 p.;

12. *Vom Saal F.* **«Sexual differentiation in litter-bearing mammals, influence of sex of adjacent fetuses in utero»** // Journal of Animal Science. 1989. V. 67. 1824-1840 p.;

13. *Zielinski W. J., Vandenberg J. G.* **«Effect of intrauterine position and social density on age of first reproduction in wild-type female house mice (Mus musculus)»** // Journal of Comparative Psychology. 1991. V. 105. N 2. 134-139 p.;

14. *Саздакова Г. К., Тарасовская Н. Е.* **«Динамика соотношения полов в популяциях мышевидных грызунов Павлодарской и Алмаатинской областей»** // «Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах»: III Междунар. науч. конф. Днепропетровск, Изд-во ДНУ, 2005. 511-513 с.;

15. *Башенина Н. В.* **«Пути адаптаций мышевидных грызунов».**// М.: «Наука», 1977. 356 с.;

16. *Кубанцев Б.* **С. «О половом составе популяций у млекопитающих»** // Журнал общей биологии. 1972. Т. 33. № 2. 196-204 с.;

17. *Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новикова Н. Я.* **«Глобальные выпадения цезия-137 и человек».**// М.: «Атомиздат», 1974. 166 с.;

18. *Израэль Ю. А., Соколовский В. Г., Соколов В. Е. и др.* **«Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской АЭС»** // **«Атом. Энергия».** 1988. Т. 64. Вып. 2. 28-40 с.;

19. *Alexakhin R. M., Fesenko S. V., Sansharova N. I.* **«Serios radiation accidents and the radiological impact of agriculture»** // **«Radiat. Protect. Dosimetry».** 1996. V. 64. No ½. 37-42 p.;

20. *Трапезников А. В., Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Трапезникова В. Н.* **«Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах».**// Екатеринбург: Изд-во Уральского университета. 2007. Т. II. 399 с.;

21. *Ильенко А. И., Крапивко Т. П.* **«Экология животных в радиационном биогеоценозе».**// М.: «Наука», 1989. 223 с.;

22. *Тарасов О. В.* **«Радиоэкология наземных позвоночных головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа».**// Автореф. дисс..... канд биол наук. Озерск. 2000;

23. *Dunaway P. B., Kaye S. V.* **«Effects of ionizing radiation on mammal population on the White oak Lake Bed».**// In: Radioecology. N.Y. Reinhold Publ. Corp. Washington. D.C. Amer. Inst. Biol. Sci. 1963. 333-338 p.;

24. *Григоркина Е. Б.* **«Репродуктивная стратегия и иммунный статус грызунов в техногенной среде»** // Доклады РАН. 2007. Т. 412. № 1. 129-131 с.;

25. *Григоркина Е. Б., Оленев Г. В., Тарасов О. В., Модоров М. В., Пашнина И. А.* **«Стратегия адаптации мелких млекопитающих в зоне радиоактивного загрязнения (Восточно-Уральский радиоактивный след)»** // XXXVI радиоэкологические чтения им. В. М. Клечковского. Под ред. акад. Р. М. Алексахина. М. 2008. 87-109 с.;

26. *Шварц С. С.* **«Эволюционная экология животных: Экологические механизмы эволюционного процесса»** // Свердловск: УФАН СССР, 1969. 199 с.;

27. *Шварц С. С.* **«Принципы и методы современной экологии животных»** // Труды Ин-та биологии Уральского филиала АН СССР. Свердловск, 1960. Вып. 21. 51 с.;

28. *Лукьянов О. А.* **«Оценивание численности оседлых и потока транзитных особей в популяциях мелких мле-копитающих методом многосуточного безвозвратного изъятия в одноместные ловушки»** // **«Экология».** 1989. № 2. 32-41 с.;

29. *Смирнов В. С.* **«Методы учета численности мелекопитающих»** // Труды Ин-та биологии Уральского филиала АН СССР, Свердловск, 1964. Вып. 39. 88 с.;

30. *Коли Г.* **«Анализ популяций позвоночных»** // М.: «Мир», 1979. 362 с.;

31. *Садыков О. Ф., Баженов А. В., Жигальский О. А., Лукьянов О. А.* **«Особенности использования лесными полевками территории мозаичных биотопов верхних высотных поясов гор Южного Урала»** // **«Териология на Урале».** Свердловск 1981. 84-86 с.;

32. *Оленев Г. В.* **«Альтернативные типы онтогенеза цикломорфных грызунов и их роль в популяционной динамике (экологический анализ)»** // **«Экология».** 2002. № 5. 341-350 с.;

33. *Оленев Г. В.* **«Функционально-онтогенетический подход в изучении популяций цикломорфных млекопитающих»** // Автореф. дис. … д.б.н. Екатеринбург, 2004. 47 с.;

34. *Позолотина В. Н., Молчанова И. В., Михайловская Л. Н., Ульянова Е. В.* **«Современные уровни радионуклидного загрязнения ВУРСа и биологические эффекты в локальных популяциях Plantago major L.»** // **«Экология»**. 2005. № 5. 353-361 с.;

35. *Шварц С. С., Смирнов В. С., Добринский Л. Н.* **«Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных»** // Свердловск. 1968. 387 с.;

36. *Оленев Г. В.* **«Функциональная детерминированность онтогенетических изменений возрастных маркеров грызунов и их практическое использование в популяционных исследованиях«** // **«Экология»**. 1989. № 2. 19-31 с.;

37. *Grigorkina E. B., Olenev G. V.* **«Functional approach to the study of animals populations (rodents adaptation to harmful factors)»** // 9 Intern. Congr. of Radiation Protection. Proceedings. Austria. 1996. V. 4. N 6. 124-126 p.;

38. *Оленев Г. В., Григоркина Е. Б.* **«Функциональная структурированность популяций мелких млекопитающих (радиобиологический аспект)»** // **«Экология»**. 1998. № 6. 447-451 с.;

39. *Grigorkina E., Olenev G.* **«Radioadaptation of small mammals on the East Urals Radioactive Trace zone (Kyshtym accident): 50 years on»** // Int. Conf. «Radioecology & Environmental radioactivity. Proceedings». «Oral & Oral» poster presentations. Bergen, Norway. 2008. Part 2. 201-204 p.;

40. *Григоркина Е. Б., Оленев Г. В., Модоров М. В.* **«Анализ населения грызунов в районах техногенного неблагополучия (на примере Apodemus (S.) uralensis из зоны ВУРСа)»** // «Экология». 2008. № 4. 299-306 с.;

41. *Покровский А. В., Большаков В. Н.* **«Экспериментальная экология полевок»** // М.: «Наука», 1979. 148 с.;

42. *Глотов Н. В.* **«Оценка генетической гетерогенности природных популяций: количественные признаки»** // «Экология». 1983. № 1. 3-10 с.;

43. *Lyubashevsky N. M., Grigorkina E. B.* **«Stress and radioresistance (genetic aspects)»** // «Radiat. Protect. Dosimetry». 1995. V. 62. No ½. 27-30 p.;

44. *Григоркина Е. Б., Любашевский Н. М., Оленев Г. В.* **«Оценка гетерогенности грызунов из лабораторных колоний и природной популяции по критерию радиорезистентности при стрессе» // «Экология».** 1999. № 4. 293-298 с.;

45. *Grigorkina E. B., Lyubashevsky N. M.* **«Genetic basis of radioresistance (stress as a loading)» // «Modern problems of radiobiology, radioecology and evolution».** Abstracts. Int. Conf. Dubna. 2000. 65 p.;

46. *Оленев Г. В.* **«Популяционные механизмы приспособлений к экстремальным факторам среды (на примере рыжей полевки)»** // Журнал общей биологии. 1981. № 4. 506-511 с.;

47. *Оленев Г. В. Григоркина Е. Б.* **«Единая неспецифическая адаптивная реакция популяций грызунов на действие факторов различной природы (функционально-онтогенетический подход)»** // Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского. Серия «Биология». 2005. Вып. 1 (9). 154-162 с.;

48. *Колчева Н. Е.* **«Многолетняя и сезонная динамика популяционной структуры и численности мелких грызунов в южно-таежных сообществах Урала» // «Природная и антропогенная динамика наземных экосистем».** Иркутск. 2005. 48-51 с.;

49. *Оленев Г. В.* **«Особенности возрастной структуры, ее изменения и их роль динамике численности некоторых видов грызунов: (на прим. рыжей полевки)» // «Динамика популяционной структуры млекопитающих и амфибий».** Свердловск, 1982. 9-23 с.;

50. *Карасева Е. В., Ильенко А. И.* **«Некоторые особенности биологии полевки-экономки, изучаемые методом мечения зверьков»** // Материалы по грызунам. **«Фауна и экология грызунов».** М.: МГУ, 1957. Вып. 5. 171-185 с.;

51. *Кошкина Т. А.* **«Взаимоотношения близких видов мелких грызунов и регуляция их численности» // «Материалы к познанию фауны и флоры СССР».** 1967. Т. 41. Вып. 56. 5-27 с.;

52. *Окулова Н. М., Аристова В. А., Кошкина Т. В.* **«Влияние плотности популяции на размер индивидуальных участков у мелких грызунов в тайге Западной Сибири»** // Зоол. журн. 1971. Т. 50. № 6. 908-915 с.;

53. *Никитина Н. А.* **«Результаты мечения мелких млекопитающих в Коми АССР»** // Бюл. МОИП . Отд. Биол. 1961. Т. 66. Вып. 2. 15-25 с.;

54. *Хляп Л. А.* **«Основные проблемы изучения связей мелких млекопитающих с территорией» // «Фауна и экология грызунов».** 1980. Вып.14. 44-62 с.;

55. *Громов В. С.* **«Пространственно-этологическая структура популяций грызунов»** // М.: Товарищество науч. изданий КМК., 2008. 581 с.;

56. *Watts C. H. S.* **«Long distance movement of bank voles and wood mice»** // J. Zool., Lond. 1970. Vol. 161. 247-256 p.;

57. *Флинт В. Е.* **«Пространственная структура популяций мелких млекопитающих»** // М.: «Наука», 1977. 169 с.;

58. *Большаков В. Н., Баженов А. В.* **«Радионуклидные методы мечения в популяционной экологии млекопитающих»** // М.: «Наука», 1988. 156 с.;

59. *Колчева Н. Е.* **«Грызуны пойменных сообществ в динамике биоразнообразия интразональных ландшафтов»** // Сибир. экол. журн. 2002. № 6. 811-818 с.;

60. *Маклаков К. В., Оленев Г. В., Кряжимский Ф. В.* **«Типы онтогенеза и территориальное распределение мелких грызунов« // «Экология».** 2004. № 5. 366-374 с.;

61. *Mamina V., Zhigalsky O.* **«Density-dependent regulatory mechanisms of the generative potency in the males of a bank vole Myodes glareolus» // «Acta Theriologica».** 2008. V. 53 (2). 175-184 p.;

62. *Гилева Э. А., Бененсон И. Е., Покровский А. В., Лобанова Н. А.* **«Анализ аберрантного соотношения полов и постнатальной гибели в потомстве копытного лемминга Dicrostonyx torquatus» // «Экология».** 1980. № 6. 46-52 с.;

63. *Clutton-Brok T. H., Iason G. R.* **«Sex ratio variation in mammals».** - Quart. Rev. Biol. 1986. V. 61. N 3. 339-374 p.;

64. *Hoffmann I. E., Millesi E., Huber S. et al.* **«Population dynamics of European ground squirrels (Spermophilus citellus) in a suburban area»** // «Journal of Mammalogy». - 2003. V. 84. 615-626 p.;

65. *Григоркина Е. Б., Оленев Г. В.* **«Роль конфигурации загрязненной территории в формировании проточных популяций (на примере грызунов)» // «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека».** Мат–лы II междунар. конф. Томск: Тандем–Арт. 2004. 60-162 с.;

66. *Григоркина Е. Б.* **«Роль иммунной системы в радиоадаптации мелких млекопитающих (экспериментальное исследование)»** // III Междунар. конф. «Генетические последствия чрезвычайных радиационных ситуаций». Москва. 2005. 35-37 с.;

67. *Раушенбах Ю. О., Монастырский О. А.* **«Исследование адаптации животных к повышенному естественному фону радиации» // «Влияние ионизирующих излучений на наследственность»** // М.: «Наука», 1966. 165-178 с.;

68. *Григоркина Е. Б., Оленев Г. В.* **«Соотношение полов: мифы и реальность (корректность интерпретации)» // «Биологические эффекты малых доз радиации и радиоактивное загрязнение среды».** «БИОРАД-2006». Сыктывкар. 2006. 76-77 с.

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ ВОДОСБОРНОЙ ТЕРРИТОРИИ ОЗЕР БОЛЬШОЙ И МАЛЫЙ ИГИШ, РАСПОЛОЖЕННЫХ В ЗОНЕ ВУРСА

Корман Г. Г.[1], Дерягин В. В.[1], Удачин В. Н.[2], Мухаметшина Л. Ф.[1], Левина С. Г.[1], Сутягин А. А.[1], Лихачев С. Ф.[1]

[1]Россия, г. Челябинск
Челябинский государственный педагогический университет.
[2]Россия, г. Миасс, Институт минералогии УрО РАН.

Представлены данные по физико-химическим свойствам почв, а также рассмотрено содержание и распределение микроэлементов в супераквальной позиции водосборных территорий озер Большой и Малый Игиш, расположенных в центральной зоне ВУРСа.

При анализе радиоэкологического состояния озерных экосистем необходимым звеном исследований является изучение водосборных территорий, так как для замкнутых водоемов (озер, прудов) поток вещества и энергии с водосборной площади является одним из важнейших внешних факторов по отношению к экосистеме замкнутого водоема [2].

Как сложная многофазная система, почва оказывает значительное влияние на миграцию различных химических поллютантов, таких как радионуклиды и тяжелые металлы. С одной стороны, происходит их сорбция твердой фазой почвы, с другой – процессы их перераспределения в более глубокие слои. Скорость этих процессов зависит от механического и минералогического состава почвы, содержания органического вещества, емкости катионного обмена и других физико-химических свойств почвы [10].

Обследуемая территория ВУРСа отличается обилием водных артерий и озер, поэтому особое внимание было уделено изучению почв супераквальных элементов ландшафта, для которых характерно повышенное увлажнение неглубоко залегающими грунтовыми водами. Данная особая совокупность почвенных разностей, с периодическим избыточным затоплением и близким к поверхности уровнем залегания грунтовых вод, создает особые условия аккумуляции и миграции радионуклидов, микроэлементов по почвенному разрезу [8, 17]. Кроме того, повышенное увлажнение обуславливает повышенную продуктивность прибрежных биоценозов. Их почвы имеют более высокое содержание гумуса, нежели почвы элювиальных территорий [9].

Целью данной работы явилось исследование физико-химических свойств, содержания и распределения химических поллютантов (тяжелых металлов) в почвах супераквальной позиции водоемов средней зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа на примере озер Большой и Малый Игиш.

Материалы и методика.

Исследуемые водоемы различаются морфометрическими параметрами, но являются однотипными по характеру протекания в них процессов, присущих озерам климатической зоны с достаточным увлажнением. Озера Большой Игиш (Б. Игиш) и Малый Игиш (М. Игиш) расположены на севере Челябинской области (Средний Урал), в зоне геоморфологических структур Зауральской всхолмленной равнины. Котловины их лежат на линии разрывных тектонических нарушений. Климат района исследований переходный между умеренно-континентальным и континентальным. Годовое количество осадков около 470 мм. Коэффициент увлажнения Высоцкого-Иванова (отношение количества осадков к испаряемости) составляет 0,8. Водосборы исследуемых озер лежат в зоне северных осиново-березовых лесостепей и вос-

точного выступа южной светлохвойной тайги, с доминированием сосново-березовых лесов [3, 6, 18].

Определение места закладки почвенных разрезов, показанных на рис. 1-2, основывалось на исследовании особенностей ландшафтных катен [5] и вычленении в них элювиальных и супераквальных элементов (позиций). Определение места закладки почвенных разрезов на супераквальных позициях ландшафта водосборных территорий озер ВУРСа проведено с учетом влияния грунтовых вод на приозерную территорию. Разрезы закладывались в нескольких метрах от уреза воды, в основном на приозерных террасах. В некоторых случаях подпорные грунтовые воды сравнительно быстро заливали нижнюю часть разреза, что подтверждает его статус как супераквального. Во всех случаях проводился анализ времени последнего антропогенного воздействия на почвы и выбирались точки с наибольшей вероятностью значительной длительности периода покоя.

Почву из почвенных разрезов вынимали слоями с учетом генетических горизонтов и площади отбора проб до глубины 30-65 см, высушивали, растирали и просеивали через сито с ячейками в 1 мм.

Пробоподготовка почвенных проб и аналитические исследования проводились на базе физико-химической лаборатории естественно-технологического факультета ЧГПУ. Были определены следующие физико-химические характеристики почв водосборных территорий исследованных озерных экосистем: влажность, потери при прокаливании, содержание гумуса (углерод) по Тюрину, pH водной и солевой вытяжек, Eh водной вытяжки, содержание хлоридов и сульфатов, содержание водорастворимых Ca^{2+} и Mg^{2+}, обменных оснований Ca^{2+} и Mg^{2+}, обменная кислотность по Дайкухара [4].

Определение металлов проводилось в лаборатории геоэкологии Института минералогии УрО РАН на атомно-

абсорбционных спектрометрах: с пламенным режимом атомизации воздух-ацетилен «Perkin – Elmer 3110» (Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Co, Ni), ацетилен – оксид азота (I) (Ba, Sr); с электро-термическим режимом атомизации «Analyst 300, HGA 850» с дейтериевой коррекцией фона фирмы «Perkin – Elmer 3110» (Pb, Cd).

Основные показатели рассчитывали на сухую почву, т. е. к почве, высушенной при 100–105°С. Полученные результаты подвергались обработке методами статистического анализа с использованием программного обеспечения Stat Soft, SPSS Inc, MS Excel .

Результаты и обсуждение.

Почвы водосборных территорий исследуемых озер лежат в области преимущественного распространения серых лесных почв. Почвы лесных экосистем обладают рядом специфических черт, которые определяют особенности их радионуклидного загрязнения. Так, лесным экосистемам присущ азотно-кальциевый тип круговорота веществ, который характеризуется высоким уровнем накопления биофильных элементов, наличием многолетних циклов и автономностью круговорота химических элементов. В результате этого в лесных экосистемах в наибольшей степени выражены процессы аккумуляции, фиксации радионуклидов, что оказывает наиболее существенное влияние на интегральный баланс излучателей на загрязненных территориях [17].

Водосбор оз. Б. Игиш находится в зоне восточного выступа южной светло-хвойной тайги на серых лесных почвах с доминированием в древесном ярусе сосны и березы. В табл. 1 представлено описание строения почвенного разреза, выполненного в супераквальной позиции ландшафта оз. Б. Игиш. Почвенный разрез (серая лесная почва) заложен в 10 м от берега в березовом лесу с кустарниками малины. Характерное близкое залегание грунтовых вод к поверхности обусловило заполнение разреза водой с глубины 70 см.

Таблица 1. Описание почвенного разреза, заложенного в супераквальной позиции водосбора оз. Б. Игиш* (западный берег, август 2007).

№ пробы	Глубина, см	Горизонт	Мощность, см	Описание
Б. Игиш(SW)1/1	0-4,5	**A0**	4,5	Лесная подстилка, марс коричневый
Б. Игиш (SW)1/2	4,5-25,5	**A1**	5	Суглинок средний, много корней, сепия черно-жженая
Б. Игиш (SW)1/3			5	
Б. Игиш (SW)1/4			5	
Б. Игиш (SW)1/5			5	
Б. Игиш (SW)1/6	25,5-38	**A2**	6,5	Суглинок средний, корни, серый с желтовато-коричневыми мазками
Б. Игиш (SW)1/7			6,5	
Б. Игиш (SW)1/8	38-66	**B**	7 (38-45)	Средний суглинок, от серо-желтого до желто-коричневого, на глубине 45 см пятно гумуса (как A1)
Б. Игиш (SW)1/9			7 (59-66)	
Б. Игиш (SW)1/10	66-70...	**C**	5	Материнская порода, тяжелый суглинок

Примечание: * Объем пробы = 15 с · 20 см · h, где h - мощность отобранного слоя в см.
Разрез выполнен и пробы отобраны В. В. Дерягиным, А. А. Сутягиным, Г. Г. Корман

Таблица 2. Описание почвенных разрезов, заложенных в супераквальной позиции водосбора оз. М. Игиш* (северный берег, август 2007).

№ пробы	Глубина, см	Горизонт	Мощность, см	Описание
Разрез №1				
М. Игиш(SW)1/1	0-3	**A0**	2-3,5 см	Лесная подстилка
М. Игиш (SW)1/2	3-8	**A1**	4-8 см	Супесь, много корней

М. Игиш (SW)1/3	8-25	**A2**	12-28 см	Супесь, корни
М. Игиш (SW)1/4	25-35	**B1**	2-12 см	Супесь, корни
М. Игиш (SW)1/5	35-55	**B2**	до 27 см	Средний суглинок, корни
М. Игиш (SW)1/6	55-85...	**C**	от 30 см	Материнская порода с подтеком гумуса (как А2) на глубине 70 см – линза гумуса (как А2)
Разрез №2				
М. Игиш(SW)2/1	0-2	**A0**	1-2	Лесная подстилка
М. Игиш (SW)2/2	2-8	**A1**	3-10	Суглинок средний, корни
М. Игиш (SW)2/3	8-25	**A2**	15-20	Суглинок средний, корни
М. Игиш (SW)2/4	25-33	**B1**	6-12	Суглинок средний, корни
М. Игиш (SW)2/5	33-43	**B2**	2-15	Тяжелый суглинок, не много корней
М. Игиш (SW)2/6	43-73...	**C**	от 25 см	Материнская порода, тяжелый суглинок
Разрез №3				
М. Игиш(SS)3/1	0-1	**A0**	0,5-1	Лесная подстилка
М. Игиш (SS)3/2	1-5	**A1**	2-5	Суглинок средний, много корней
М. Игиш (SS)3/3	5-11	**A2**	4-7	Суглинок средний, корни
М. Игиш (SS)3/4	11-15	**B1**	3-4	Тяжелый средний, корни
М. Игиш (SS)3/5	15-27	**B2**	9-15	Тяжелый суглинок, корни
М. Игиш (SS)3/6	27-48...	**C**	от 20 см	Материнская порода, тяжелый суглинок

Примечание: * Объем пробы = 30 см · 40 см · 2 см.

Разрез выполнен и пробы отобраны А. А. Сутягиным, Г. Г. Корман и С. Акулининым.

Ландшафты водосбора оз. М. Игиш относятся к биоклиматической зоне южной светлохвойной тайги с преобладанием березы на серых лесных почвах. Необходимо отметить, что оз. М. Игиш является одним из наименее изученных водоемов ВУРСа [9]. В связи этим, на супераквальной позиции ландшафта данного озера в смешанном лесу (береза, сосна, осина, кустарники малины) были заложены три почвенных разреза (серая лесная почва), описание строения которых представлено в табл. 2.

Почвенный разрез № 1 заложен в 50 м от северного берега. В 10 м от западного берега был заложен почвенный профиль № 2, с глубины 70 см разрез стал заполняться водой. На южном берегу выполнен почвенный профиль № 3 в 10 м от уреза воды, с глубины 45 см разрез стал заполняться водой.

Сравнительная характеристика химических свойств исследуемых почв озер Б. Игиш и М. Игиш приведена в табл. 3-4. Рассматриваемые почвы характеризуются значением pH водной и солевой вытяжек в слабокислой и кислой области, что характерно для серых лесных почв [13]. По характеру профильного изменения реакции среды (pH водн.) для почв исследуемых водоемов наблюдается незначительное подкисление с глубиной (Табл. 3-4).

В результате исследований определена обменная кислотность, величина которой по глубине почвенного профиля уменьшается примерно от 1 до 0,2 мг-экв/100г почвы при pH_{KCl}>4. Обменная кислотность при данных значениях pH_{KCl} обусловлена обменным алюминием [10]. Наличие обменного алюминия является следствием процессов разрушения алюмосиликатной части почвы и оподзоливания [11], характерных для лесных почв [10]. Также в составе почвенно-поглощающего комплекса (ППК) кислых почв имеется ион водорода, обуславливающий значение pH_{KCl} меньшее, чем значение pH_{H_2O} (Табл. 3-4).

Таблица 3. Основные физико-химические параметры почвенного разреза в супераквальном элементе ландшафта оз. Б. Игиш.

Горизонт	№ пробы	Глубина, см	pH H_2O	pH KCl	Eh, mV	Влажность, %	Обм. кис-ть, мг-экв/100 г почвы	C орг., %	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
									Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}
A0	Б. Игиш (SW)1/1	0-4,5	6	5,7	360	11,15	1,37	40,59	5,11	6,89	41,79	104,31
A1	Б. Игиш (SW)1/2	4,5-25,5	5	4,7	360	7,16	0,57	6,53	2,50	1,29	29,21	79,25
	Б. Игиш (SW)1/3		5,2	4,4	415	4,67	0,65	5,61	1,43	1,05	32,47	93,39
	Б. Игиш (SW)1/4		5,2	4,4	420	6,07	0,60	4,46	0,99	0,35	20,44	8,53
	Б. Игиш (SW)1/5		4,3	4,3	420	5,54	0,55	3,42	0,79	0,28	18,35	9,15
A2	Б. Игиш (SW)1/6	25,5-38	4,3	4,8	420	3,95	0,45	1,79	0,64	0,55	10,75	9,78
	Б. Игиш (SW)1/7		4,4	4,7	420	3,38	0,34	0,68	0,79	0,26	10,20	9,36
B	Б. Игиш (SW)1/8	38-66	4,3	4,4	365	4,18	0,61	0,54	0,56	0,42	12,24	11,23
	Б. Игиш (SW)1/9		4,2	4,9	360	4,72	0,38	0,37	0,89	0,19	11,81	7,90
C	Б. Игиш (SW)1/10	66-70...	4,4	5,4	360	4,85	0,28	0,15	0,87	0,14	17,25	7,07

Таблица 4. Основные физико-химические параметры почвенного разреза в супераквальном элементе ландшафта оз. М. Игиш.

Горизонт	№ пробы	Глубина, см	pH H_2O	pH KCl	Eh, mV	Влажность, %	Обм. кис-ть, мг-экв/100 г почвы	C орг., %	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Анионы, мг-экв/100 г почвы	
									Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}
Разрез №1												
A0	Б. Игиш (SW)1/1	0-3	5,7	6,0	305	8,61	0,71	29,24	2,32	3,58	43,90	2,56
A1	Б. Игиш (SW)1/2	3-8	5,1	5,5	320	3,03	0,70	5,13	2,06	1,18	45,03	2,57
A2	Б. Игиш (SW)1/3	8-25	5,7	5,3	315	3,84	0,24	2,86	2,02	1,50	38,07	2,66
B1	Б. Игиш (SW)1/4	25-35	5,8	5,3	315	4,79	0,12	1,94	1,99	0,79	35,95	2,69
B2	Б. Игиш (SW)1/5	35-55	5,5	5,2	310	3,34	0,19	0,39	1,89	0,86	32,54	3,58
C	Б. Игиш (SW)1/6	55-85...	6,3	6,5	400	2,19	0,12	0,38	1,75	0,85	32,66	4,11
Разрез №2												
A0	М. Игиш(SW)2/1	0-2	5,6	5,2	295	4,74	0,52	22,58	1,48	1,38	14,77	0,65
A1	М. Игиш (SW)2/2	2-8	5,3	5,2	315	3,49	0,55	7,18	1,19	1,34	13,13	0,57
A2	М. Игиш (SW)2/3	8-25	5,6	4,9	290	3,71	0,59	6,50	1,47	0,98	23,40	0,79
B1	М. Игиш (SW)2/4	25-33	5,9	4,5	295	2,59	0,41	2,51	1,13	0,62	19,29	0,71
B2	М. Игиш (SW)2/5	33-43	6,1	4,7	320	2,99	0,29	1,52	0,77	0,51	21,78	0,79
C	М. Игиш (SW)2/6	43-73...	5,9	4,4	340	3,35	0,28	0,23	0,88	0,28	30,12	1,36
Разрез №3												
A0	М. Игиш(SS)3/1	0-1	5,7	5,7	296	5,90	0,71	23,23	1,78	1,27	11,45	2,13
A1	М. Игиш (SS)3/2	1-5	5,5	5,1	330	3,08	0,21	6,08	1,05	0,96	7,75	3,93
A2	М. Игиш (SS)3/3	5-11	5,4	5,2	326	2,63	0,22	2,23	0,51	0,63	5,31	5,05
B1	М. Игиш (SS)3/4	11-15	5,4	4,7	330	1,25	0,20	0,16	0,54	0,42	5,23	0,84
B2	М. Игиш (SS)3/5	15-27	6,1	5,3	310	1,92	0,14	0,19	1,02	0,66	4,79	0,57
C	М. Игиш (SS)3/6	27-48...	5,9	4,8	300	2,40	0,20	0,15	0,65	1,07	7,70	0,64

При высоком увлажнении, из-за различий в степени гидратации ионов и коллоидов, на состояние почвы, ее физико-химические свойства поглощенные ионы (ионы кальция, магния, натрия, калия, железа, алюминия, водорода) оказывают большое влияние [5]. Состав обменных катионов в различных типах почв, а также горизонтах изменяется в широких пределах. Эти изменения связаны с типом почвообразования, водно-солевым режимом почв и хозяйственной деятельностью человека [11, 15].

Основными катионами, насыщающими почвенно-поглощающий комплекс, являются ионы кальция и магния, чаще преобладает кальций. В исследованных почвах озер Б. и М. Игиш отмечено незначительное изменение содержания обменных Ca^{2+} и Mg^{2+} по глубине почвенного профиля (Табл. 3-4). Следует отметить повышенное содержание данных ионов в горизонте А0, что возможно связано с физико-химическими особенностями лесной подстилки.

Содержание, запасы и состав гумуса относятся к числу важнейших показателей, от уровня которых зависят практически все агрономические ценные свойства почв, такие как воздушно-водный режим, емкость катионного обмена, кислотно-основная буферность почв, развитие восстановительных процессов и т.д. Для дерново-подзолистых почв оптимальный интервал содержания гумуса находится в пределах 2,5 – 4 % [11].

В исследованных почвенных профилях супераквальной позиции ландшафта содержание гумуса в горизонте А1 составляет около 3-7 % (Табл. 3-4), характерное для серых лесных почв [5, 10, 11]. Следует отметить, что количество гумуса с глубиной резко падает и в материнской породе (горизонт С) составляет 0,1-0,4 %.

Величина окислительно-восстановительного потенциала колеблется от 290 до 420 мВ (Табл. 3-4), что косвенно подтверждает пригодность почв для выращивания сельскохо-

зяйственных культур. Неблагоприятных анаэробных условий, развивающиеся при значениях Eh менее 200 мВ [16], в почве озер Б. и М. Игиш не отмечено.

Микроэлементы оказывают огромное влияние на жизнь в водоемах и на их водосборных территориях. Существует глубокая экологическая связь индивидуальных организмов и популяций с геохимической средой. На основании работ различных исследователей были определены пороговые, критические концентрации некоторых химических элементов для животных и растений [7]. Пороговые концентрации микроэлементов, определенные для почв, величины относительные, так как могут повышаться или понижаться в зависимости от вида животных и растений, от биологического состояния, концентрации других химических элементов, сезона года и пр. Но в тоже время для конкретного химического элемента можно установить приблизительные уровни варьирования концентраций, в пределах которых обеспечивается нормальное протекание жизненных процессов.

На рис. 1. приведены результаты исследования содержания некоторых микроэлементов, подтверждающие их незначительную роль в техногенном загрязнении территории.

Выявлено, что по тяжелым металлам почвы супераквальной позиции водосборов озер Б. и М. Игиш не относятся к токсичным [19]. Концентрации таких микроэлементов, как Cu, Zn, Mn, Ni, Co, Pb, Cr, Ba, находятся в пределах пороговых концентраций [7]. Однако, по шкале экологического нормирования на исследованных территориях отмечено повышенное содержание никеля: от: 54 до 90 мг/кг [12].

Повышенное содержание в почве водосборных территорий исследованных водоемов Ni, а также Cu, Zn и Mn, скорее всего, не имеет техногенного характера, и связано с естественными геохимическими особенностями, геологическим строением Уральского региона [1]. Так, например, никель встречается в вулканогенных породах девонского периода,

залегающих на водосборах; западнее района исследования в аналогичных породах находится рудное проявление никеля в районе Верхнего Уфалея [14].

Таким образом, по основным физико-химическим характеристикам почвы супераквальных позиций водосборных территорий озер Б. и М. Игиш являются типичными серыми лесными со слабокислой и кислой реакцией. Отмечено невысокое содержание гумуса уменьшающееся с глубиной. Основными катионами, насыщающими почвенно-поглощающий комплекс, являются ионы кальция и магния, чаще преобладает кальций. Также в составе ППК кислых почв имеется ион водорода и обменный алюминий. Повышенное содержание Ni, а также Cu, Zn и Mn в почве исследованных водоемов связано с естественными геохимическими особенностями Уральского региона и не имеет техногенного характера.

Выявленные условия формирования режима увлажнения (чередование промывного и выпотного), характерные для супераквальных ландшафтных позиций водосборных территорий, содержание органического вещества, окислительно-восстановительные и кислотно-основные свойства создают особые условия для процессов миграции и аккумуляции радионуклидов.

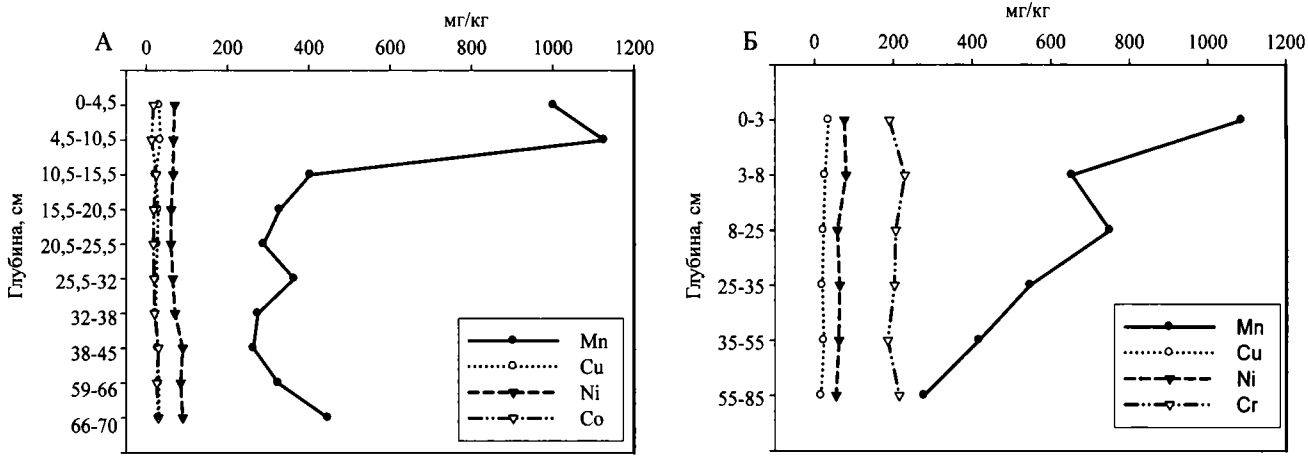


Рисунок 1.

Содержание некоторых микроэлементов в почве супераквальной позиции оз. Б. Игиш (А) и оз. М. Игиш (разрез №1, Б).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Черников В. А., Алексахин Р. М., Голубев А. В. и др.* **«Агроэкология»** // Под ред. В. А. Черникова, А. И. Чекереса. М.: «Колос», 2000. 536 с.;

2. *Алимов А. Ф.* **«Основные положения теории функционирования водных экосистем»** // Гидробиологический журнал. 1990. т. 26. № 6. 3-12 с.;

3. *Андреева М. А.* **«Озера Среднего и Южного Урала»** // Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 1973. 270 с.;

4. *Аринушкина Е. В.* **«Руководство по химическому анализу почв»** // М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 487 с.;

5. *Глазовская М. А.* **«Общее почвоведение и география почв»** // М.: Высш. шк., 1981. 400 с.;

6. *Захаров С. Г.* **«Современное радиоэкологическое состояние озер Большой и Малый Игиш»** // Захаров С. Г., Дерягин В. В., Левина С. Г. «Проблемы географии Урала и сопредельных территорий». Материалы регион. науч.-практ. конф. (6-8 апр. 2004). Челябинск, 2004. 77-81 с.;

7. *Ковальский В. В.* **«Геохимическая экология»** // М.: «Наука», 1974. 300 с. 26-41 с.;

8. *Ковда В. А.* **«Основы учения о почвах»** // М.: «Наука», 1973;

9. *Левина С. Г.* **«Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах Восточно-Уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии»** // Автореф. дис. … док. биол. наук / М., 2008. 48 с.;

10. *Муха В. Д., Картамышев Н. И., Муха Д. В.* **«Агропочвоведение»** // По ред. В. Д. Мухи. М.: «Колос», 2003. 528 с.;

11. *Орлов Д. С.* **«Химия почв»** // Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова, Н. И. Суханова. М.: Высш. шк., 2005. 558 с., 179 с.;

12. *Орлов Д. С.* **«Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении»** // Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова, И. Н. Лозановская. М.: Высш. шк., 2002. 334 с.;

13. «Почвоведение». В 2 ч. // Под ред. В. А. Ковды, Б. Г. Розанова. Ч. 2 Типы почв, их география и использование / Богатырев Л. Г., Васильевская В. Д., Владыченский А. С. и др. М.: Высш. шк., 1988. 368 с.;

14. «Природа Челябинской области» // Под ред. М. А. Андреевой. Челябинск: Изд-во ЧГПУ, 2000. 269 с.;

15. *Ремезов Н. П.* **«Почвенные коллоиды и поглотительная способность почв»** // М.: «Наука», 1957. 266 с.;

16. *Савич В. И.* **«Агрономическая оценка окислительно-восстановительного состояния почв»** // В. И. Савич, И. С. Кауричев, Л. Л. Шишов, Ю. Н. Никольский, Е. А. Романчик. «Почвоведение». 2004. № 6. 702-712 с.;

17. *Трапезников А. В. и др.* **«Миграция радионуклидов в пресноводных ...»** // II том, 2007;

18. *Черняева Л. Е.* **«Гидрохимия озер (Урал и Приуралье)»** // Л. Е. Черняева, А. М. Черняев, М. Н. Еремеева. Л.: «Гидрометеоиздат», 1977. 335 с.;

19. *Long E. L.* **«Predicting toxicity in marine sediments with numeric sediment quality guideline»** / E. L. Long, L. J. Field, D. D. MacDonald // «Environ. Toxicol. Chem». 1998. Vol.17. 714-727 p.

СОВРЕМЕННЫЕ УРОВНИ КОНЦЕНТРАЦИЙ ТРИТИЯ В ВОДЕ КОЛОДЦЕВ И СКВАЖИН РАЙОНА ПО «МАЯК»

Чеботина М. Я., Николин О. А.
Институт экологии растений и животных УрО РАН
г. Екатеринбург.

Смагин А. И., Мурашова Е. К.
ФГУП ПО «Маяк», г. Озерск.

Рыбаков Е. Н.
Институт геофизики УрО РАН, г. Екатеринбург

Известно, что в организм человека тритий поступает в основном с водой. Согласно литературным данным, современные уровни содержания трития в питьевой воде разных территорий нашей страны, в том числе и Уральского региона, находятся в пределах уровня техногенного фона (5 Бк/л) или немного выше, в зависимости от наличия или отсутствия поблизости функционирующих предприятий ядерно-топливного цикла. Краткую информацию по этому вопросу можно найти в работах (Гудков, 1999; Дельвин и др., 1996; Егоров, 1996; Носов и др., 2001; Болсуновский, Бондарева, 2005; Чеботина, Николин, 2005).

Настоящее исследование посвящено изучению уровней содержания трития в воде подземных источников (скважинах и колодцах), используемых населением района ПО «Маяк» для питьевых целей. Исследуемая территория охватывает населенные пункты, расположенные в радиусе примерно 45 км от предприятия. Отбор проб воды производили в летне-осеннее время 2005-2006 гг.

Методика исследований. Воду отбирали в стеклянные бутылки, которые плотно закрывали пробками и транс-портировали в Отдел континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН (г. Заречный). В процессе анализа воду фильтровали через бумажный

фильтр, дистиллировали и хранили в холодильнике. Для количественного определения трития в пробах воды проводили предварительное обогащение методом одноступенчатого электролиза (Чиркова, 1947). Метод основан на значительной разнице в скорости выделения легкого (протия) и тяжелых (дейтерия и трития) изотопов водорода при разрядке ионов на катоде в ходе электролитического разложения воды. Обогащение производили с помощью специально сконструированной электролитической установки. Детальная информация о ее устройстве, методике работы и расчетах концентраций трития приведена в монографии (Чеботина, Николин, 2005).

Результаты исследований. На рис. 1 приведены данные содержания трития в воде 45 исследованных питьевых источников (17 колодцев и 28 скважин) с различной глубиной залегания воды. Последняя варьировала от 1 до 40 м.

Концентрации радионуклида в воде колодцев в период исследований изменялись от уровня техногенного фона до 24 Бк/л при среднем значении 18 Бк/л. Околофоновые значения концентраций отмечены в п. Тайгинка, Маук, Аракуль, Башакуль. Немного повышенные по сравнению со всей совокупностью данных концентрации трития регистрировались в некоторых колодцах п. Касли (21-24 Бк/л), Худайбердинска (14-18 Бк/л), М. Куяша (16 Бк/л), Аргаяша (15 Бк/л).

Концентрации трития в воде скважин изменялись от уровня техногенного фона до 79 Бк/л. Наиболее низкие значения отмечались в скважинах п.п. Вишневогорск (3-5 Бк/л), Маук (4 Бк/л), Рудник (6 Бк/л), Сосновый мыс (7 Бк/л), Пионерлагерь (6 Бк/л), Башакуль (2 Бк/л), а наиболее высокие – в скважинах фермерского хозяйства, расположенного по дороге Озерск – Касли (32-79 Бк/л), на базе отдыха «Дельфин» в п. Б. Куяш (76 Бк/л), в п. Метлино (78 Бк/л). Средняя концентрация радионуклида в воде скважин по совокупности всех проб составила 29 Бк/л.

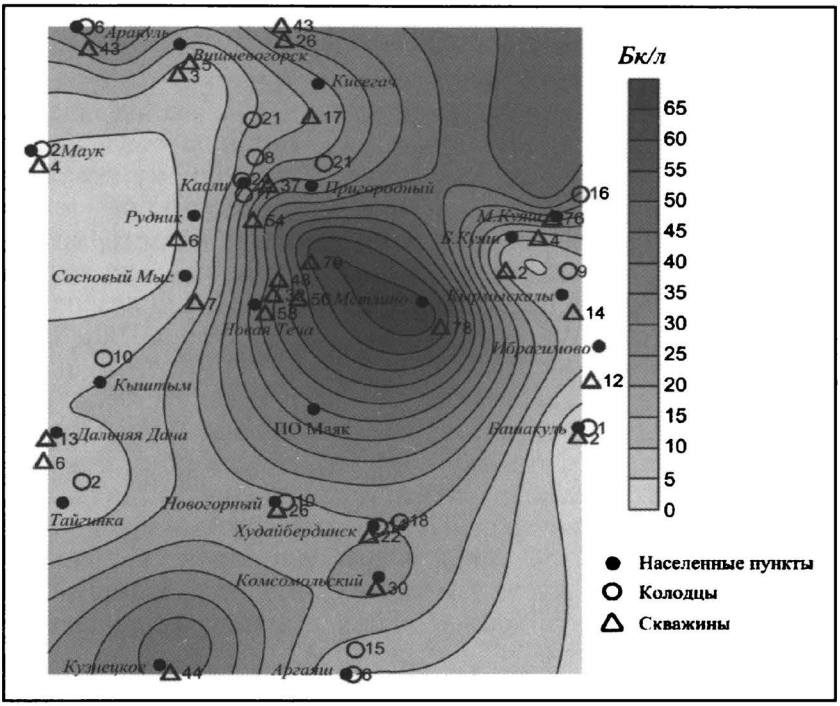


Рисунок 1. Концентрации трития в воде колодцев и скважин в районе ПО «Маяк», Бк/л.

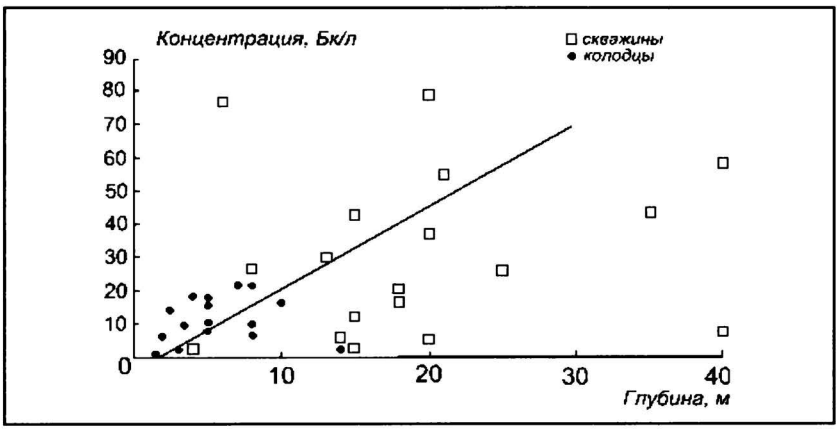


Рисунок 2. Корреляция между содержанием трития в воде колодцев и скважин и их глубиной.

Поскольку колодцы и скважины имеют различную глубину, представляло интерес исследовать, не связано ли содержание трития в указанных водных источниках с глубиной залегания воды. Для этой цели на рис. 2 нанесены показатели концентраций трития в воде и глубины обследованных колод-цев и скважин. Заметим, что глубину скважин мы оценивали согласно информации, полученной от их владельцев, поэтому в этой оценке возможны неточности. Тем не менее, статистическая обработка данных по весьма строгому методу Спирмена (ППП Статистика) позволила выявить достоверную связь между концентрацией трития в воде и глубиной водного источника (табл. 1). Хотя колодцы и скважины представляют собой две разные выборки, они связаны между собой одним преобладающим источником, питающим их воду тритием. Так как содержание радионуклида в них с глубиной возрастает, можно предполагать, что одним из источников загрязнения тритием колодцев и кважин являются подземные воды. Это вполне увязывается с полученными выше экспериментальными данными, из которых следует, что концентрация трития в воде скважин (28,7 Бк/л) в среднем в 1,6 раза выше, чем в воде колодцев (17,6 Бк/л).

Таблица 1. Однофакторный дисперсионный анализ содержания трития в колодцах и скважинах района ПО «Маяк».

Источник изменчивости	Сумма квадратов	Число степеней свободы	Средний квадрат	F	Уровень значимости (p)
Между группами	6515,05	1	6515,05	30,75	5,561E-07
Внутри групп	13983,8	66	211,875		
Общая	20498,8	67			

Коэффициент ранговой корреляции Спирмена r = 0,451 (p = 0,0074).

В заключение следует отметить, что примерно 70 % проанализированных проб воды колодцев и скважин в районе Производственного объединения «Маяк» по содержанию трития превышает уровень техногенного фона. Во всех пробах воды содержание трития более чем на два порядка величин ниже уровня вмешательства, согласно принятым нормативам [9].

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ №07-05-00171.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Болсуновский А. Я., Бондарева Л. Г.* **«Тритий в водоемах бассейна реки Енисей в зоне влияния горно-химического комбината Минатома РФ»** // «Экология». 2005. № 1. 59-64. с.;

2. *Гудков Д. И.* **«Динамика содержания трития в пойменных водоемах р. Припять и пруде-охладителе Чернобыльской АЭС»** // «Радиационная биология. Радиоэкология». 1999, Т. 39. № 6. 605-608 с.;

3. *Дельвин Н. Н., Иванов А. Б., Крылов В. А., Носов А. В.* **«Изучение содержания трития в водных объектах и приземной атмосфере в районе Калининской АЭС»** // «Экология регионов атомных станций». М., 1996. 264-274 с.;

4. *Егоров Ю. А.* **«Еще раз о тритии, образующемся при работе АС, и его перенос в окружающей АЭС среде»** // «Экология регионов атомных станций». М., 1996. 237-251 с.;

5. *Носов А. В., Мартынова А. М., Шабанов В. Ф. и др.* **«Исследование выноса трития водотоками с территории Красноярского ГХК»** // «Атомная энергия». Т. 90. Вып. 1, 2001. 80. с.;

6. *Чеботина М. Я., Николин О. А.* **«Радиоэкологические исследования трития в Уральском регионе»** // Екатеринбург, 2005. 90 с.;

7. *Чиркова В. Г.* **«О методах концентрирования при измерении трития в природных водах»** // Труды Института экспериментальной метеорологии. 1947. Вып. 3 (42). 105. с.;

8. **ППП Stanistica 5.5** (компьютерная версия);

9. **Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). Гигиенические нормативы ГН 2.6.1.758-99** // М.: Госкомсанэпиднадзор РФ, 1999. 116 с.

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОУГЛЕРОДА В КОМПОНЕНТАХ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Пономарева Р. П., Чеботина М. Я.
Институт экологии растений и животных УрО РАН,
г. Екатеринбург.

Углерод-14 (^{14}C) – долгоживущий изотоп с периодом полураспада 5730 лет. В природных условиях он образуется в верхних слоях атмосферы под воздействием космического излучения. Радиоуглерод техногенного происхождения поступает в атмосферу при испытаниях ядерного оружия («бомбовый углерод») и при работе предприятий ядерно-топливного цикла. Расчетные данные и прогноз их содержания в биосфере Земли относительно уровня естественного фона приведен на рис. 1.

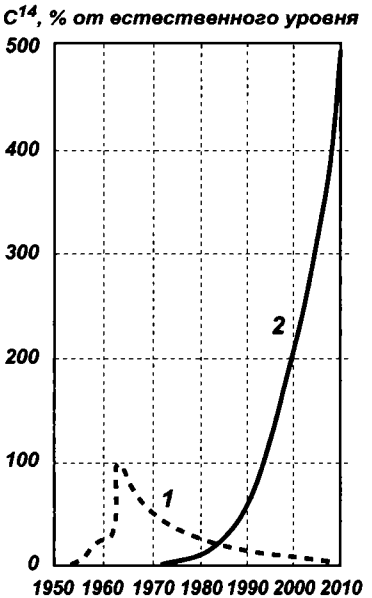


Рисунок 1. Изменение содержания радиоуглерода бомбового (1) и реакторного (2) происхождения в биосфере Земли относительно уровня естественного фона [1].

В период испытаний ядерного оружия надфоновые концентрации углерода-14 обнаруживались не только в тропосфере, но и в организме людей (Грейб, цит. по [2]). В настоящее время основной вклад в загрязнение атмосферы техногенным радиоуглеродом вносят заводы по регенерации отработанных ТВЭЛов. Углерод-14 поступает в атмосферный воздух в форме $^{14}CO_2$ (70-95 %), ^{14}CO (25-30 %) и углеводородов (0-25 %). Кроме того, он попадает в природную среду также с жидкими стоками в виде карбонатов и ионов угольной кислоты. Считается, что от современных предприятий атомной промышленности в атмосферу поступает 0,01-1 ТБк ^{14}C в сутки [1, 3 - 10].

В экосистемах Земли углерод-14 включается в те же процессы, что и его стабильный аналог – углерод-12. Последний является одним из наиболее широко распространенных элементов в биосфере Земли и входит в структурную основу практически всех организмов на планете.

Радиоуглерод в растениях. Растения поглощают углерод из углекислого газа атмосферы. Ежегодно в процессах фотосинтеза они связывают от 6 до 7 % углекислого газа атмосферы Земли и поверхностных вод озер, морей, океанов. Около 2/3 ассимилированного углерода используется растениями на создание биомассы, 1/3 – на дыхание и 1/1000 выбывает из круговорота в результате процессов торфо- и гумусообразования. Для создания биомассы радиоуглерод поглощается растениями из воздуха (62-81 % в результате фотосинтеза и ~ 9 % за счет гетеротрофной темновой фиксации) и из почвы через корневую систему (от 9 до 29 %) [11].

Газообмен между клетками листа растений и воздухом происходит в результате диффузии CO_2 через открытые устьица. В природных условиях растения способны связывать до 80 мг CO_2 на 1 дм^2 листовой поверхности в течение одного часа. Особенно высокой интенсивностью фотосинтеза обладают синезеленые водоросли, кукуруза, некоторые виды проса и многие злостные сорняки (500 видов растений

из 13 семейств). Последние способны усваивать до 30 раз больше CO_2 , чем такие растения, как мхи, лишайники, водоросли, и в 2 раза больше, чем большинство сельскохозяйственных растений. Очень слабая продуктивность отмечена у планктонных и укорененных водорослей. Частично это объясняется плохим снабжением их углекислотой. Хотя пресная вода содержит примерно в 160 раз больше углекислоты, чем воздух, в воде CO_2 передвигается к листьям примерно в 10^4 раз более медленно, чем в воздухе.

Травянистые растения, при прочих равных условиях, поглощают CO_2 вдвое более интенсивно, чем лиственные деревья, и в 5 раз интенсивнее, чем хвойные. У одного и того же растения молодые органы дышат более интенсивно, чем заканчивающие свой рост [12]. В молодом возрасте растения используют избыток ассимилянтов на формирование ассимиляционного потенциала (площади листовой поверхности), а с переходом к процессам плодоношения – на формирование генеративных и запасающих органов. В полевых условиях установлено, что в возрасте от 15 до 30 суток в листьях растений бобов, пшеницы, картофеля после часовой экспозиции их в атмосфере $^{14}CO_2$ остается от 40 до 60 % фотоассимилянтов, а в возрасте 60-70 суток – 10-30 %; остальной радиоуглерод поступает в запасающие органы.

Суточный баланс углерода будет положительным в том случае, если в течение дня обеспечивается благоприятное для фотосинтеза сочетание экологических факторов (свет, температура, влага, условия минерального питания). Прирост органического вещества (или чистая продукция фотосинтеза) зависит также от фазы развития растений и неодинакова по величине в течение периода вегетации.

Установлено, что интенсивность газообмена посевов различных сельскохозяйственных культур на площади 1 га различается на порядок величин в зависимости от вида этих культур (пшеница > картофель > бобы) и происходит в них более интенсивно, чем в лиственном лесу.

Начальным звеном – поставщиком радиоуглерода в компонены природной среды – являются выбросы локального источника в атмосферный воздух. Рассчитано, что в условиях лесостепной зоны на площади 100 км^2 при интенсивности выброса радиоуглерода 37 ГБк/сут и высоте трубы 100 м рас-тительностью ассимилируется ~ 3 % газового выброса ^{14}C.

Для того чтобы исследовать поведение радиоуглерода в системе атмосферный воздух – растение – почва в различных растительных сообществах обычно применяют ^{14}C как метку. При этом $^{14}CO_2$ вводят в камеры, устанавливаемые на посевах сельскохозяйственных культур и в естественных угодьях. Эти опыты важны в том плане, что естественные травы являются одним из основных передаточных звеньев радионуклида от животных к человеку, а овощные и зерновые культуры являются растительными компонентами рациона человека. Во время нахождения растений в камере до 98 % от содержащегося там радионуклида в виде $^{14}CO_2$ поглощается растениями. Для характеристики уровней накопления радиоуглерода в различных органах и тканях растений по сравнению с содержанием его стабильного аналога используют величину удельной активности углерода – УАУ (Бк ^{14}C / г ^{12}C). Показано, что уже через 2 часа после начала экспозиции растений в атмосфере $^{14}CO_2$ наступает состояние, близкое к равновесию. При этом концентрация радиоуглерода в воздухе и растениях стабилизируется, но выравнивания значений удельной активности в различных органах не происходит. Эти различия в значениях УАУ для разных органов растений после 5-суточной экспозиции их в атмосфере $^{14}CO_2$ достигали порядка величин, например, для листьев вейника величина УАУ составила $0{,}9 \cdot 10^4$ Бк на г С, а для стебля этого растения – в 9-10 раз больше. При этом в листьях разных видов растений значения УАУ различались в 15 раз, а в пределах одного вида – в 2,5 раза (табл. 1).

Таблица 1.
Удельная активность углерода-14 в различный органах дикорастущих растений после экспозиции их в камере с радиоуглеродом.

Вид (семейство)	Удельная активность, n •10^4 Бк ^{14}C / г ^{12}C			
	Листья	Стебли	Цветы	Семена
Вейник незаметный (злаковые)	0,9	8,4	-	-
Лисохвост вздутый (злаковые)	1,00	-	-	-
Василистник простой (лютиковые)	1,10	1,16	1,10	1,06
Тигунец сомнительный (зонтичные)	1,10	-	-	-
Рогоз узколистный (рогозовые)	1,2	-	-	-
Герань лесная (гераниевые)	1,7	8,00	6,10	-
Лапчатка прямостоячая (розоцветные)	2,86	-	-	-
Осока дернистая (осоковые)	3,20	-	-	-
Будра ягощевидная	4,8			
Пырей ползучий (злаковые)	5,00			
Осот полевой (сложноцветные)	6,40	4,66	-	-
Чина луговая (бобовые)	6,90	7,10	-	5,00
Подмаренник северный (мареновые)	7,40	2,00	-	-
Вика мышиный горошек (бобовые)	12,00	9,80	2,40	3,00
Лапчатка гусиная лапка (розоцветные)	14,00	14,00	-	-

Поступление ^{14}C в растения после экспозиции их в атмосфере $^{14}CO_2$ зависит от водного режима почвы. Например, у растений семейства злаковых суходольного луга удельная активность углерода в 1,5-2 раза ниже, а у семейства бобовых, розоцветных и гераниевых – во столько же раз выше, чем у соответствующих растений суходольного луга (табл. 2). Таким образом, растения суходольного луга, где до 70 % составляет разнотравье, более интенсивно ассимилируют углекислоту, чем растения низинного луга.

Таблица 2. Удельная активность углерода-14 в растениях низинного и суходольного луга после их экспозиции в камере с радиоуглеродом, n •10^4 Бк ^{14}C / г ^{12}C.

Вид растений	Тип луга	
	низинный	суходольный
Вика мышиный горошек	6,2	14,5
Подмаренник северный	7,4	13,0
Осот полевой	6,4	9,6
Лапчатка прямостоячая	2,8	8,0
Герань лесная	1,7	6,0
Мятлик узколистный	6,0	2,6
Пырей ползучий	5,2	1,8

После прекращения подачи радиоуглерода растениям этот изотоп в течение 5-8 суток интенсивно выделяется в воздух, поэтому его содержание в растениях снижается, а в окружающем травостое возрастет. Увеличивается также его содержание в почве на экспериментальных участках, что очевидно объясняется фиксацией радионуклида из воздуха микроорганизмами-автотрофами, выделением его в почву корнями растений и минерализацией органических остатков. Поступивший в почву радоуглерод активно включается в биологический круговорот. На второй год после введения в растения он обнаруживается в корнях и надземной массе разнотравья, появившегося в новом вегетационном сезоне. При этом прослеживается существенная (в радиусе до 150-200 м) миграция радионуклида от места первичного загрязнения.

Исследования показали, что в растительных компонентах рациона сельскохозяйственных животных, таких как сено, посыпка (зерно пшеницы, ячменя, кукурузы) происходит концентрирование ^{14}C по сравнению с содержанием его в воздухе. Об этом свидетельствуют данные табл. 3, где приведены коэффициенты концентрирования этого радионуклида в компонентах растений относительно воздуха через 5 месяцев после однократной экспозиции их в атмосфере радиоуглерода. Видно, что для разных видов сельскохозяйственной про-дукции эти коэффициенты варьируют в пределах 1600 - 8000 единиц.

Таблица 3.

Коэффициенты концентрирования (*) радиоуглерода в продуктах рациона животных относительно воздуха.

Звено	Коэффициент накопления, Бк/кг продукта / Бк/кг воздуха
Воздух-зеленая масса растений (естественные травы)	930
Воздух-клубни картофеля	1580
Воздух-корнеплод свеклы	1440
Воздух-зерно пшеницы	8000

* Здесь и в дальнейшем результаты по углероду приводятся в расчете на сырую массу продукции.

Поступление радиоуглерода с рационом к человеку в условиях действия постоянного источника выброса.

Поступление ^{14}C к человеку в условиях постоянного поступления в окружающую среду от предприятий ядерно-топливного цикла рассчитано для жителей г. Озерска, расположенного в районе ПО «Маяк». При расчетах к основным компонентам рациона были отнесены хлебопродукты, молочные продукты, картофель, мясо [13]. При этом сделано допущение, что все продукты – местного производства, хотя на самом деле определенная часть продуктов поступает из других регионов страны, например, хлебопродукты. Из табл. 4 видно, что концентрация ^{14}C в разных продуктах питания изменяется в пределах от 81 до 950 Бк/кг, а в воде она составляет всего 0,3 Бк/л. Среди указанных выше продуктов

питания больше всего радиоуглерода содержится в зерне пшеницы (950 Бк/кг).

Таблица 4. Концентрация радиоуглерода в продуктах рациона и приземном слое воздуха.

Компонент рациона	Единицы измерения	Концентрация
Мясо	Бк/кг	155
Молоко	Бк/л	81
Творог	Бк/кг	114
Рыба (сырок, окунь)	"	146
Зерно пшеницы	"	950
Картофель	"	189
Зеленая масса естественных трав	"	110
Вода	Бк/л	0,3
Воздух	Бк/л Бк/кг	$2 \cdot 10^{-4}$ $1,5 \cdot 10^{-2}$

Поступление ^{14}C с рационом к человеку происходит в основном за счет употребления хлеба (152 кБк/год), что составляет примерно 75 % от всего рациона. Для детей поступление ^{14}C с хлебом также преобладает (~ 50 %) за счет высокого содержания радиоуглерода в зерне, однако поскольку их рацион состоит преимущественно из молочных продуктов, значительная часть радиоуглерода (~ 20 %) поступает с этими продуктами (табл. 5).

Таблица 5. Поступление радиоуглерода с рационом к человеку в условиях действия локального источника выброса.

Продукты	Взрослые		Дети до 10 лет	
	Потребление, кг	Поступление, $n \cdot 10^3$ кБк/год	Потребление, кг	Поступление, $n \cdot 10^3$ кБк/год
Хлебопродукты	160	152,0	48	45,6
Молочные продукты	120	10,8	215	20,1
Картофель	135	24,5	55	10,4
Овощи	69	4,7	36	2,5
Мясо	39	10,7	36	5,6
Вода	584	0,2	-	-
Итого	523	202,9	389	84,2

Поступление радиоуглерода к человеку регламентируется нормами радиационной безопасности. Согласно НРБ-99 [14], эта величина составляет $6,3 \cdot 10^5$ Бк/год. Для жителей г. Озерска она составляет примерно 32 % от принятого норматива. Если учесть, что определенная часть продуктов – не местного производства, эта величина будет ниже. Аналогичные значения величины годового поступления радиоуглерода в организм человека получены в работе [15] для территории, расположенной вблизи радиохимического завода, работающего без очистки воздушных выбросов предприятия от ^{14}C (от $1,5 \cdot 10^5$ до $2,4 \cdot 10^5$ Бк/год).

Концентрация ^{14}C в приземном слое воздуха района расположения ПО «Маяк» в 1981 г. составляла $2 \cdot 10^{-4}$ Бк/л или $1,5 \cdot 10^{-2}$ Бк/кг, что равно ~ 4 % от допустимой концентрации радионуклида согласно принятому нормативу [16].

Индикация загрязнения радиоуглеродом природной среды в районах расположения предприятий ЯТЦ.

А) Наземные экосистемы. При систематическом поступлении повышенных концентраций радиоуглерода в воздушную среду он накапливается в растениях в концентрациях, превышающих уровень естественного фона (0,23 Бк ^{14}C / г ^{12}C). Например, исследования содержания ^{14}C в годовых кольцах березы на расстоянии 4 км от Северского химического комбината с 1937 по 1984 гг., показало, что на первом этапе исследований содержание радионуклида в растениях находилось на уровне естественного фона, а затем повысилось за счет взрывов ядерных устройств и газовых выбросов предприятия [17]:

Годы	Удельная активность углерода, Бк ^{14}C / г ^{12}C
1937-1943	0,24
1944-1950	0,54
1951-1956	0,43
1957-1964	0,36
1965-1971	0,45
1972-1978	0,50
1979-1984	0,60

В этом же районе содержание радиоуглерода в кольцах сосны в период с 1949 по 1952 гг. было близко к уровню естественного фона, а с середины 50-х годов оно возросло примерно на 75 %. По данным ряда авторов относительное содержание радиоуглерода в растительности на расстоянии 5 км от предприятия было в 2,2 раза выше, чем на расстоянии 250 км [17, 18].

Исследование удельной активности радиоуглерода в воздухе и растениях в северно-западном направлении от ПО «Маяк» проводили дважды – в 1965 и 1982 г. Как видно из табл. 6, в 1965 г. УАУ в указанных компонентах природной среды зависела от расстояния от предприятия. С увеличением расстояния от 3 до 17 км она снижалась в 3-4 раза. В 1982 г. показатели удельной активности углерода в воздухе и растениях выровнялись в пределах указанной территории. Можно предположить, что в условиях постоянного поступления радионуклида происходит передвижение его фронта от предприятия и включение в растения на относительно более удаленных территориях, при этом устанавливается состояние, близкое к равновесному. Видно, что загрязнение растений и воздушной среды радионуклидом в районе ПО «Маяк» в несколько (2-10) раз превышает уровень глобального фона.

Б) Водные экосистемы. Исследования, проводившиеся на водоемах в районе ПО «Маяк» и водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС после аварии, показали, что различные виды гидробионтов накапливают этот радионуклид, как и многие другие радионуклиды, в концентрациях, на порядки величин превышающих его содержание в воде. Коэффициенты накопления зависят от вида гидробионта и варьируют на обследуемых водоемах от 500 до 20000 единиц (табл. 6).

Таблица 6.

Удельная активность углерода в воздухе и растениях на разном расстоянии от источника выброса (в числителе – средненедельные значения УАУ за июль-август месяцы; в знаменателе – минимальные и максимальные значения УАУ за этот же период при средненедельном отборе проб), Бк ^{14}C / г ^{12}C.

Расстояние, км	1965 [19]		1982	
	Воздух	Растения	Воздух	Растения
3-4	1,79 0,55-2,30	1,41 0,55-2,50	1,18 0,60-2,10	1,11 0,40-2,00
6-8	0,69 0,44-1,03	0,55 0,46-0,52	1,44 0,40-2,10	1,20 0,80-1,60
10-17	0,44 0,39-0,51	0,49 0,35-0,54	1,12 0,50-2,10	1,20 0,50-2,20

Таблица 6.

Коэффициенты накопления радиоуглерода некоторыми гидробионтами пресноводных водоемов.

Водоем	Гидробионт	Коэффициент накопления
В-10	Камыш	1000
	Тростник	500
	Фитопланктон	4000
	Рыба	8000
Кожакуль	Рыба	1000
Водоем-охладитель ЧАЭС	Нитчатые водоросли	20000
	Погруженная водная растительность	9000
	Толстолобик	9000

Радиоуглерод в организме животных.

Животноводческая продукция является одним из основных звеньев при поступлении ^{14}C по пищевой цепи к человеку. В организм животных радиоуглерод поступает в составе кормов, воды и воздуха. Первый источник имеет преимущественное значение. Поведение ^{14}C в организме животных за-

висит от уровня метаболизма в различных органах и формы соединений, в которых он поступает в организм. Это подтверждается следующими экспериментальными данными. У коров состояние равновесия по углероду быстрее устанавливается в органах с высоким уровнем метаболизма (печень), чем в органах с более низким уровнем обмена веществ (жировая и костная ткань) [20]. При введении радионуклида в организм овец с содовым раствором период полувыведения его из организма с молоком и калом ниже, чем при скармливании с травой, содержащей радиоуглерод. Процессы выведения радиоуглерода, поступившего в организм животных с травой, у овец в 4 раза длительнее, чем у коров.

Поступление углерода в кровь животных и время его нахождения в ней является важным показателем метаболизма животных, поскольку кровь является поставщиком кислорода и питательных веществ к клеткам и удаляет из них продукты распада. При скармливании травы, меченой радиоуглеродом, уже через 15 минут радионуклид обнаруживается в крови овец и удерживается в ней в течение 110 сут. В указанный период времени содержание радионуклида в крови животных изменялось от 0,4-0,6 до 0,03-0,01 % от введенного количества.

В молоке овец радиоуглерод обнаруживается через 3 часа после скармливания загрязненной травы в количестве 1 % от введенного количества. Молоко очищается от ^{14}C только через 25 суток после одноразового скармливания животным загрязненной радионуклидом травы. В мышцах животных радиоуглерод обнаруживается через 6 месяцев после его введения в организм.

Таким образом, при одноразовом скармливании животным травы, меченой радиоуглеродом, последний поступает в различные органы и ткани и удерживается в них до 4-6 месяцев.

На основе данных работ Н. А. Запольской и др. [20] и П.В. Житенко и др. [21] рассчитано поступление радиоуглерода с продуктами животноводства в рацион среднего человека, которое составляет (% от суммарного рациона продуктов животного происхождения):

Все молочные продукты	53
Мясо (говядина)	2
Мясо (свинина)	32
Мясо (птица)	12
Говяжий жир	1

Радиоуглерод в организме человека.

Согласно данным С. Н. Демина [22], у людей, погибших от травм в городах Озерск, Касли, Кыштым, радиоуглерод был депонирован преимущественно в жировой ткани (60 % от общего количества ^{14}C во всем теле) и селезенке (25 %). Кожа, кости и красный костный мозг удерживают в себе по 4-5 % радиоуглерода, остальная его доля приходится на все остальные органы и ткани (легкие - 0,36 %, сердце – 0,3 %, печень – 1,6 %, головной мозг – 1 %, селезенка – 0,12 %, почки, гонады – 0,01-0,02 %) (рис. 3).

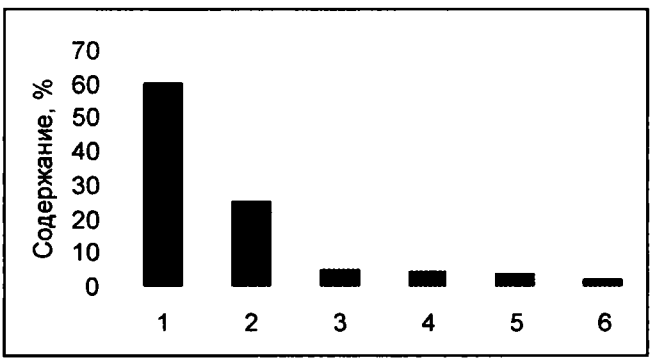


Рисунок 3. Содержание радиоуглерода в органах и тканях человека (% от общего содержания в организме): 1 – жировая ткань, 2 – мышцы, 3 – кость, 4 – красный костный мозг, 5 – кожа, 6 – печень [22].

Распределение удельной активности углерода по органам и тканям практически одинаково и составляет для жировой и мышечной ткани, гонад и всего тела – 0,90 Бк/г ^{12}C. По оценке С. Н. Демина, эти показатели УАУ примерно в 4 раза превышают показатели естественного фона (0,23 Бк/г ^{12}C) и в 3 раза выше уровня техногенного фона за счет "оружейного" радиоуглерода (0,343 Бк/г ^{14}C для района г. Москвы). Вклад ПО «Маяк» в увеличение удельной активности углерода в теле человека ("промышленный" радиоуглерод) оценивается автором в количестве 583 Бк/г ^{12}C.

Согласно расчетам, величины доз внутреннего облучения органов и тканей у жителей исследованных населенных пунктов, расположенных в разных секторах от предприятия, за счет углерода, выбрасываемого предприятием, составляют для жировой ткани 196 ÷ 361 мкЗв/год, а для красного кост-ного мозга – 63 ÷116 мкЗв/год.

Поступление ^{14}C в организм жителей населенных пунктов в радиусе 15 км от предприятия составляет 245 Бк/сут. Эта величина складывается из величины поступления радиоуглерода от естественных источников (70 Бк/сут), «оружейного» радиоуглерода (25 Бк/сут) и «промышленного» радиоуглерода за счет работы предприятия (150 Бк/сут или 0,055 МБк/год). Величина поступления «промышленного» радиоуглерода в организм жителей зоны наблюдения составляет 8,7 % от предела годового поступления для населения, установленного НРБ-99.

Прогнозируя масштабы развития атомной промышленности в будущем, ученые рассчитали, что уровень концентраций радиоуглерода в жировой ткани человека к 2020 г. за счет глобальных выпадений будет соответствовать современному уровню радиоуглерода в зоне наблюдения ПО «Маяк». На основании величин ожидаемых доз облучения населения в зоне наблюдения предприятия, ^{14}C можно отнести к числу значимых радионуклидов при облучении человека, учиты-

вая его большой период полураспада, а также тот факт, что он включается в генетические структуры половых и соматических клеток и тем самым увеличивает генетический груз для последующих поколений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Рублевский В. П., Голенецкий С. П., Кирдин Г. С.* **«Радиоактивный углерод в биосфере»** // М.: «Атомиздат», 1979. 140 с.;

2. *Рихванов Л. П.* **«Общие и региональные проблемы радиоэкологии»** // Томск, Изд-во Томского политехнического университета, 1997. 584 с.;

3. *Аникин А. Я., Антоненко Г. И., Кулишов Ю. В.* **«Массовое определение углерода-14 на низком уровне»** // Озерск: Эко-центр ПО «Маяк», 1997. 80 с.;

4. *Арсланов Х. А.* **«Радиоуглерод. Геохимия и геохронология»** // Ленинград, изд-во Ленинградского университета, 1987. 297 с.;

5. *Демин С. Н., Халтурин Г. В.* **«Уровни загрязнения углеродом-14 объектов окружающей среды в районе расположения предприятия»** // Бюлл. радиац. мед, 1988. № 2. 98-102 с.;

6. *Пономарева Р. П., Милакина Л. А., Савина В. И.* **«Закономерности поведения углерода-14 в пищевых цепях человека в условиях действия локального источника выбросов»** // «Атомная промышленность: окружающая среда и здоровье населения» / Под. ред. Л. А. Булдакова, С. Н. Демина, М., 1988. 240-249 с.;

7. **Распределение естественного и искусственного углерода-14 и создаваемые им тканевые дозы: НКДАР. Distr. Restriched A/AC.** 82. R.131.19 yearly. 1961. Russion. 29;

8. *Холина Н. Б.* **«Миграция в природной среде и биологическое действие ^{14}C»** // Итоги науки и техники. ВИНИТИ, Радиационная биология, 1983. 32-42 с.;

9. *Iones S. R., Mc. Donald P.* **«The inventory of long lives artificial radionuclides in the Irish Sea and their radiological significance»** // Proc. Intern. Symp. Remediation and restoration of radioactive –contaminated sity in Europa. 1994. 153-206 p.;

10. *Killough G. G., Till J. E.* **«Scenarios of 14C releases from the world nuclear power industry from 1975 to 2020 and the estimated radiological impact»** // Nucl. Safety. 1979. V. 19. № 5. 602-617 p.;

11. *Дьяконова К. В.* **«Почва как источник углекислоты для растений в условиях орошаемых предкавказских черноземов»** // М.: АН СССР, 1961. 119-183 с.;

12. *Болин Б.* **«Круговорот углерода. Биосфера»** // Пер. с англ. Гилярова А. М., Фролова Ю. М. Изд-во «Мир». 1972. 91-104 с.;

13. *Артемова Н. Е., Бондарев А. А., Карпов В. И., Курдбмов Б. С., Романов Г. Н. и др.* **«Допустимые выбросы радиоактивных и вредных химических выбросов в приземный слой атмосферы»** // М.: «Атомиздат», 1980. 235 с.;

14. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы// М. Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификациии экспертизы. Минздрав России. 1999. 11 с.;

15. *Velure V. R., Boone F. W. and Palms I.* **«The environmental impact of released by a nuclear luel-reprocessing plant»** // «Nuclear Safety». 1976. V. 17. № 5. 500-698 p.;

16. Нормы радиационной безопасности НРБ-96 // Госсанэпиднадзор, Москва, 1996. 125 с.;

17. *Погодин П. И., Полякова Э. А., Красностанов Е. Г.* **«Тритий и углерод в районе расположения предприятий атомной промышленности»** // «Проблемы охраны труда и окружающей среды». Вып. 3. М., 1986. 87-92 с.;

18. *Ковалюх Н. Н., Несвитайло В.Д ., Бузынный М. Г. и др.* **«Дендрохроноиндикация выбросов радиоуглерода сибирским химическим комбинатом г. Северска»** // Сб. докл. II Межд. радиоэкологической конф. «После холодной войны: разоружение, конвенция, безопасность». Красноярск, 1995. 156-162 с.;

19. *Кирдин Г. С.* **«Исследования радиоактивного углерода, выбрасываемого во внешнюю среду предприятиями атомной промышленности»** // Канд. дис. М., 1970;

20. *Запольская Н. А., Павлицкая Н. Д., Федорова А. В., Шамов В. П.* **«Метаболизм некоторых соединений углерода-14 в организме животных и подход к проблеме нормирования»** // М.: «Атомиздат», 1976. 24. с.;

21. *Житенко П. В., Устименко Л. И.* **«Пособие по оценке качества продуктов животноводства»** // М.: «Россельхозиздат», 1976. 208 с.;

22. *Демин С. Н.* **«Проблема углерода-14 в районе ПО «Маяк»** // «Вопросы радиационной безопасности». 2000. № 1. 81-66 с.

ИЗУЧЕНИЕ МИГРАЦИИ И НАКОПЛЕНИЯ CS-137 В УСЛОВИЯХ ГОРОДСКОГО ЛАНДШАФТА НА ПРИМЕРЕ Г. ЕКАТЕРИНБУРГА

Селезнев А. А.
Институт промышленной экологии УрО РАН,
г. Екатеринбург.

Наземные экосистемы подвержены загрязнению искусственными радионуклидами, образовавшимися в результате атмосферных ядерных испытаний и аварий на радиационно-опасных объектах. На Среднем Урале эти радионуклиды могут вносить определенный вклад в дозовую нагрузку населения. Данные по уровням загрязнения региона Cs-137 являются фрагментарными, для города Екатеринбурга отсутствуют. Среди направлений радиоэкологических исследований радиоэкология города до настоящего времени рассматривалась как второстепенное. В период после аварии на Чернобыльской АЭС основные усилия специалистов в области радиоэкологии были направлены на изучение загрязнения крупных природных экосистем, поэтому закономерности распределения искусственных радионуклидов в условиях города являются до сих пор малоизученными. В то же время опыт радиоэкологических исследований, проведенных в России и в мире [1], позволяет достаточно уверенно прогнозировать основные механизмы перераспределения и пути миграции радионуклидов в любом, в том числе городском ландшафте.

Для адекватного описания и прогнозирования миграции радионуклидов в городе необходимо учитывать специфические для урбанизированной территории факторы. Первичный рельеф в условиях города формируется в результате работ по планировке территории при застройке. К другим факторам следует отнести уборку территории, выкос травы, вывоз мусора, засыпку нового грунта, высаживание и выкорчевывание деревьев и кустарников, устройство водотоков и дренажных канав и др.

Радионуклид Cs-137 попадал в объекты городской экосистемы Екатеринбурга в результате глобальных выпадений после атмосферных испытаний ядерного оружия, которые проводились на протяжении 1945-1976 гг., и с так называемыми Чернобыльскими выпадениями. В основе исследования лежит гипотеза о том, что процессы миграции Cs-137, выпавшего на поверхность с атмосферными осадками, приводят к его накоплению в пониженных участках рельефа. В условиях города отложения луж рассматриваются как естественные ловушки и конечное депо концентрирования искусственных радионуклидов, а также других поллютантов. Основным объектом исследования поступления и перераспределения Cs-137 в объектах городской экосистемы выбрана удельная активность (УА) нуклида в отложениях луж, ненарушенных в течение продолжительного времени. Под лужей понимается локальный бессточный участок, заполняемый водой при выпадении атмосферных осадков и таянии снега. Твердый материал отложений луж представляет собой смесь частиц почвы, ила, песка, торфа, перегнивших растений, бытового и строительного мусора.

Отбор образцов отложений луж проводился в верхнем пятисантиметровом горизонте. Масса каждой отобранной пробы составляла 1,0 – 1,5 кг. Одновременно проводилось ситуационное описание мест отбора проб, их привязка по адресу и отметка на подробной карте города. Доставленные в лабораторию образцы просушивались до воздушно-сухого состояния при нормальных условиях, затем для получения однородной массы измельчались. Измерение УА радионуклидов (^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th) в образцах проводилось на гамма-радиометре РКГ–АТ1320 с детектором γ-излучения на основе кристалла NaI(Tl). Определение Cs-137 осуществлялось по пику в области энергий 661 кэВ, соответствующему γ-линии Ba-137m, дочернего продукта распада Cs-137.

По плану исследования по изучению процессов миграции и аккумуляции Cs-137 в городском ландшафте проводились следующие работы:

1. Отбор проб объектов окружающей среды (отложения луж, верхний слой грунта пониженных и повышенных участков рельефа) на территории г. Екатеринбурга;

2. Гамма-спектрометрический анализ удельной активности Cs-137 и других радионуклидов в образцах;

3. Сбор архивных данных о результатах мониторинга радиоактивных выпадений на территории Уральского региона;

4. Изучение процессов миграции Cs-137 в экспериментальных условиях;

5. Анализ данных, построение и верификация модели поступления, миграции и накопления радионуклида Cs-137 в условиях города.

Обзор архивных материалов, посвященных вопросам радиоэкологии.

По данным исследований фоновых площадок на севере Челябинской области характерные для Уральского региона уровни загрязнения Cs-137, обусловленные глобальными выпадениями (фоновые значения), составляют 2,6 кБк/м^2 [2]. Предполагается, что Чернобыльские выпадения дополнительно дают вклад 1,5-2,5 кБк/м^2. По данным Радиационно-гигиенического паспорта территории г. Екатеринбурга по состоянию на 01.01.2003 г. плотность поверхностного загрязнений (ППЗ) почв Cs-137 в Свердловской области находится в диапазоне 1,2-17 кБк/м^2, среднее значение составляет 3,3 кБк/м^2 [3].

Для того чтобы более достоверно оценить уровни выпадений нуклида на территории Свердловской области проведен анализ дополнительных данных (рис. 1), которые могут

характеризовать динамику выпадений за продолжительный период времени. На рис. 1 точками показаны современные среднегодовые значения выпадений по данным Государственных докладов «О состоянии окружающей природной среды и влиянии факторов среды обитания на здоровье населения Свердловской области» за период 1994-2007 гг.; ромбиками – результаты расчетов выпадений по уровням загрязнения сена за период 1966-1987 гг., полученным Свердловской областной ветеринарной радиологической лабораторией [4]; треугольниками показаны результаты расчетов выпадений по уровням загрязнения нуклидом северного полушария в период 1945-1985 гг. по данным отчета НКДАР ООН за 2000 г. [5].

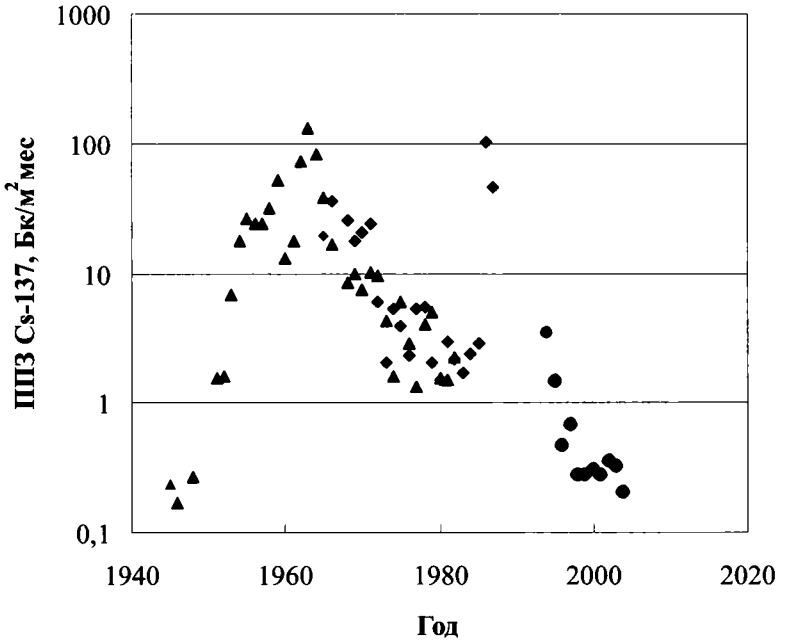


Рисунок 1.
Восстановленная по архивным данным динамика загрязнения Cs-137 территории Свердловской области.

Современные данные по уровням загрязнения Cs-137 территории Свердловской области.

Использованы усредненные данные по измерениям количества выпадений Cs-137 из атмосферы в 1994-2007 гг. в зоне влияния Белоярской АЭС, г. Новоуральск, п. Двуреченск, г. Лесной.

Для описания динамики атмосферных выпадений радионуклида (рис. 1) после аварии на Чернобыльской АЭС можно построить модельную зависимость вида:

$$A(t) = a_0 + b \cdot exp\,(-\,c \cdot t), \qquad (1)$$

где $A(t)$ - уровень атмосферных выпадений через время t после аварии в 1986 г., Бк/м^2·мес.; a_0 - активность выпадений, обусловленная штатной работой предприятий, Бк/м^2·мес.; b - активность чернобыльских выпадений при t=0, Бк/м^2·мес.;

$$c = \lambda_{Cs} + d, \qquad (2)$$

$\lambda_{Cs} = 0.02$ *год*$^{-1}$ - постоянная распада Cs-137;

d - постоянная выведения нуклида из атмосферы, год-1.

Оценка параметров этой модели с использованием методов регрессионного анализа не является достаточно надежной, т. к. требуется экстраполяция на слишком продолжительный период времени (минимальное значение времени после Чернобыльской аварии t_{min} для имеющихся данных равно 8, для оценки b необходима оценка при $t=0$, что соответствует 1986 г.). Поэтому проведена экспертная оценка параметров модели (1). Полученные значения параметров модели представлены в табл. 1. С учетом этих параметров на рис. 1 построена кривая соответствующая зависимости $A(t)$ для $1986<t<2007$.

Таблица 1.

Значения параметров модели $A(t)$ для $1986<t<2007$.

Параметр	Значение
a_0	0,25-0,33 Бк/м^2·мес.
b	50-100 Бк/м^2·мес.
c	0,5 год$^{-1}$

Для оценки суммарной активности выпадений за период времени t $(t1<t<t2)$ проинтегрируем выражение (1):

$$A = \int_{t_1}^{t_2} (a_0 + b \cdot exp\,(-c \cdot t))\, dt, \qquad (3)$$

В результате к 2007 г. за период после Чернобыльской аварии суммарное количество атмосферных выпадений Cs-137 с учетом его периода полураспада составило 1,3-2,6 кБк/м^2.

Расчетное значение параметра с модели (1) позволяет провести оценку периода полувыведения радионуклида из атмосферы с учетом зависимости (2), период полувыведения составляет примерно 1,5 года. Можно считать, что снижение активности выпадений Cs-137, поступившего при аварии на Чернобыльской АЭС, обусловлено вымыванием из атмосферы, а современный уровень загрязнения выпадений в значительной степени связан со штатной работой радиационно-опасных объектов региона.

Расчет уровней выпадения Cs-137 по данным измерений загрязнения травы Свердловской областной ветеринарной радиологической лабораторией.

Были взяты данные радиационного контроля сельскохозяйственной продукции: сена, естественных и сеяных трав вне территории ВУРСа (н. п. Битинка, Логиново, Приданниково, Филькино, Бердюгино, Б. Елань) в Свердловской области [4]. Значения коэффициентов перехода и для естественного и сеяного сена, соответственно, от УА сена (Бк/кг) к активности атмосферных выпадений Cs-137 (Бк/м^2 мес.)

рассчитаны, исходя из имеющихся данных по УА и активности атмосферных выпадений за 1987 г. (по модели (1), параметры модели в табл. 1) по формуле:

$$\theta = \frac{C}{A}, \qquad (4)$$

θ_1 = 1,22 (м^2 мес.)/кг, θ_2 (м^2 мес.)/кг, C – УА нуклида, Бк/кг, A – значение ППЗ нуклидом, Бк/(м^2 мес.).

При расчете за период 1965-2007 гг. суммарное количество атмосферных выпадений нуклида с учетом его периода полураспада в предложенной на рис. 1 динамике составляет 2,7 кБк/м^2, в них чернобыльские выпадения вносят вклад равный 1,6 кБк/м^2.

Расчет уровней выпадений Cs-137 по данным о загрязнении нуклидом северного полушария.

Из отчета НКДАР ООН за 2000 г. были взяты данные по уровням загрязнения северного полушария с 1945-1984 гг. [5]. Зависимость между уровнями годовых выпадений Cs-137 в северном полушарии и загрязнения сена за период 1965-1984 гг. аппроксимируется линейной функцией вида $y = (0,89 \pm 0,36) \cdot x$ с коэффициентом корреляции $r = 0,49$. Таким образом, коэффициент перехода от выпадений в северном полушарии (ПБк) к среднемесячным выпадениям для Среднего Урала составил 0,9 (м^2·мес.)$^{-1}$. Это позволило ретроспективно оценить активность выпадений в регионе с 1945 г.

Воспользуемся проведенными расчетами для оценки уровней накопления нуклида в почве, а также активности верхнего слоя грунта в зависимости от времени его формирования. Для периода 1945-2007 гг. уровни накопления Cs-137 с учетом периода полураспада достигают 5,1 кБк/м^2 (рис. 2), что согласуется с данными по уровням загрязнения почв в Уральском регионе [2]. Активность радионуклида, выпавшего из атмосферы за период после Чернобыльской

аварии, с учетом периода полураспада составила 30% от всех выпадений (1945-2007 гг.). За период измерений 1994-2007 гг. количество выпадений оказалось на уровне 2% от всех выпадений Cs-137.

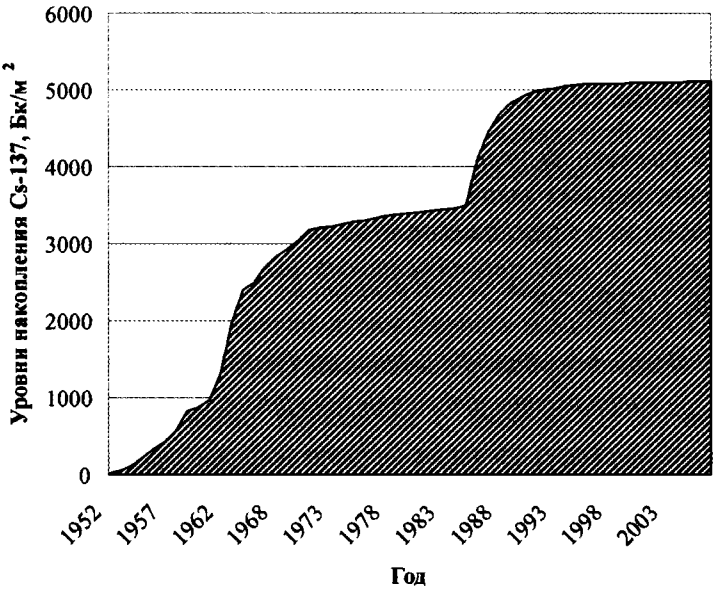


Рисунок 2. Уровни накопления Cs-137 к 2007 г. с учетом периода полураспада в Свердловской области.

Рассчитанные значения УА Cs-137 в верхнем 15-сантиметровом слое ненарушенного грунта для известной скорости вертикальной миграции нуклида показаны на рис. 3. Принята скорость заглубления уровня медианной активности (половинного ослабления активности) равная 0,5 см/год [2]. Рис. 3. позволяет оценить УА Cs-137 в верхнем 15-сантиметровом слое грунта в случае отсутствия горизонтальной миграции в зависимости от года формирования поверхности в городских условиях. Так, для грунтов участков городского ландшафта, сформировавшихся в годы, предшествовавшие аварии на Чернобыльской АЭС, УА нуклида составляет 20-30 Бк/кг, а для грунтов, не нарушенных с 1950 г. – 50-60 Бк/кг.

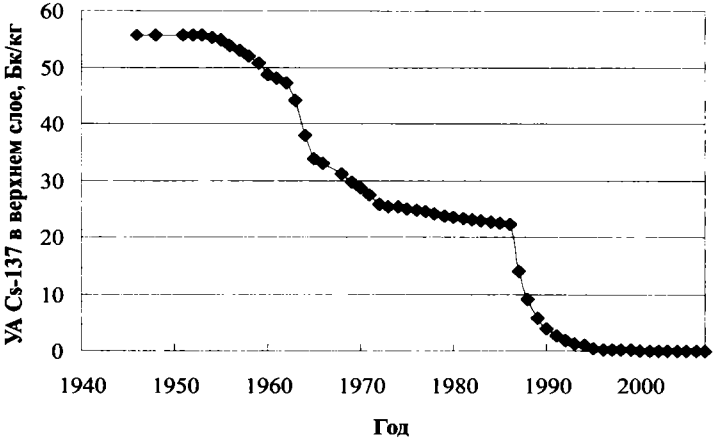


Рисунок 3. Активность верхнего слоя грунта (в 2007 г), не нарушенного на протяжении 1945-2007 гг.

Содержание Cs-137 в пониженных участках рельефа в г. Екатеринбурге.

В ходе исследования летом 2007 г. на территории г. Екатеринбурга было собрано 79 образцов отложений луж. Проведено необходимое ситуационное описание мест отбора и фенотипическое описание отобранных проб. Средняя плотность материалов образцов воздушно сухого состояния составляет 930 г/л, максимальное значение плотности 1400 г/л, минимальное – 460 г/л.

Распределение площадок отбора проб по районам г. Екатеринбурга показано в табл. 2.

Таблица 2. Распределение площадок отбора проб по районам г. Екатеринбурга.

Район	Количество площадок отбора проб
ВИЗ	7
Пионерский и Втузгородок	22
Центр	17
Автовокзал	14
Юго-Запад	19

На рис. 4 показано распределение УА Cs-137, измеренной в 69 образцах. Среднее арифметическое УА Cs-137 в образцах составляет 80 Бк/кг, максимальное значение УА нуклида – 540 Бк/кг, минимальное значение – ниже предела обнаружения (5 Бк/кг). Среднее геометрическое УА нуклида в этой совокупности данных составляет 47 Бк/кг. Доля образцов с УА Cs-137 > 100 Бк/кг составляет 26%. Распределение на рис. 4 согласно критерию Хи-квадрат *(χ^2=11,5, df=5)* незначительно отклоняется от логнормального *(p=0,042)*. Можно предположить, что отклонение связано с неоднородностью выборки. В табл. 3 представлены средние арифметические значения УА Cs-137 в районах отбора проб в г. Екатеринбурге.

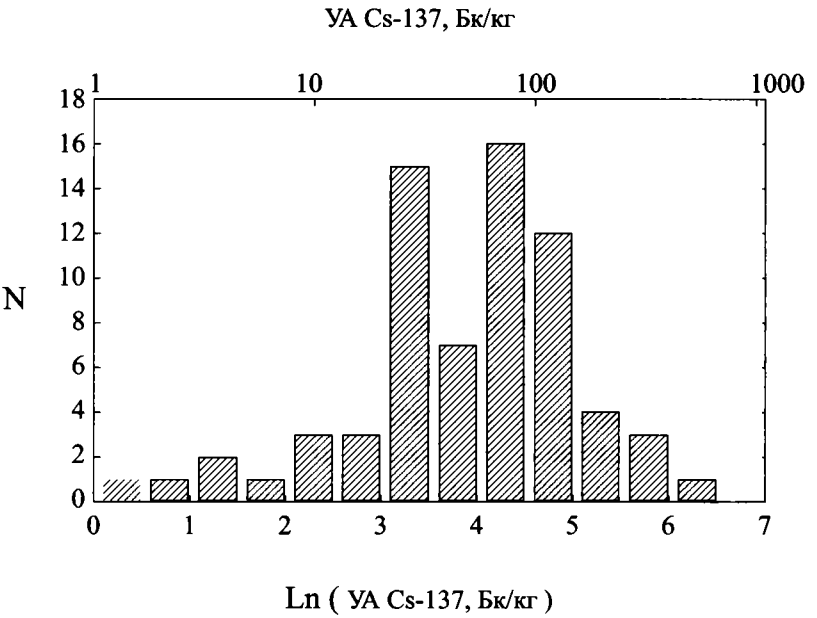


Рисунок 4.
Распределение УА Cs-137, измеренной в 69 образцах (сплошная линия соответствует логнормальному распределению УА. Cs-137).

Таблица 3.
Параметры выборок УА отложений луж Cs-137 в районах г. Екатеринбурга.

Район	Среднее арифметическое УА Cs-137, Бк/кг	Среднее геометрическое УА Cs-137, Бк/кг	Стандартное отклонение натурального логарифма УА Cs-137	Доля проб с УА Cs-137>100 Бк/кг
ВИЗ	147	59	0,86	0,40
Пионерский и Втузгородок	80	54	0,95	0,26
Центр	92	71	0.69	0,40
Автовокзал	64	52	0,71	0,125
Юго-Запад	66	36	1,40	0,20

По средним арифметическим и средним геометрическим значениям УА в табл. 3 отмечается незначительная неоднородность загрязнений отложений луж. В г. Екатеринбурге прослеживается повышенное загрязнение территории города нуклидом (радиоактивный след) по оси, проходящей через ВИЗ - Центр по широте с запада на восток (рис. 5).

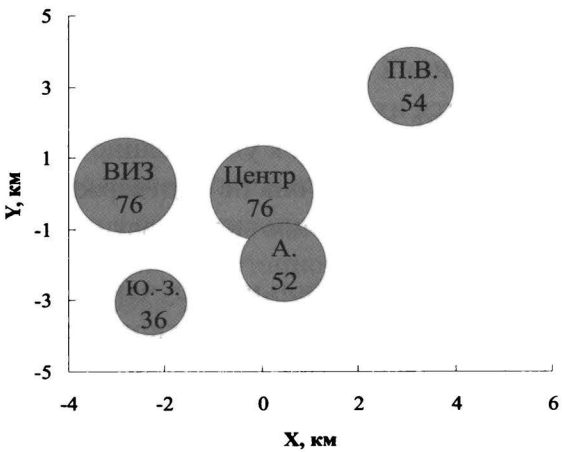


Рисунок 5. Распределение загрязнения Cs-137 территории г. Екатеринбурга в районах отбора проб.

На рис. 5 введены условные обозначения районов: П.В. – Пионерский и Втузгородок, Ю.-З. – Юго-Запад, А. - Автовокзал; диаметр круга пропорционален среднему геометрическому УА Cs-137 в отобранных пробах.

Для дальнейшего анализа районы, относящиеся к оси следа объединены в отдельную выборку (выборка 1), районы, не относящиеся к следу составили выборку 2. Параметры выборок показаны в табл. 4.

Таблица 4.

Параметры выборок УА Cs-137 в отложениях луж.

Параметры выборки	Выборка 1	Выборка 2
Среднее арифметическое УА Cs-137, Бк/кг	109	72
Среднее геометрическое УА Cs-137, Бк/кг	76	46
Стандартное отклонение натурального логарифма	0,80	1,0
Доля проб с УА Cs-137>100 Бк/кг	0,40	0,20

Проверка различия средних значений натуральных логарифмов в выборках 1 и 2 по критерию Стьюдента показала незначимость различий *(p=0,068)*. Также статистически значимо не различаются их дисперсии *(p=0,27)*. Таким образом, несмотря на то, что тенденция к увеличению УА Cs-137 в отложениях луж наблюдается, она не подтверждается параметрическими тестами при уровне значимости $\alpha=0,05$.

Экспериментальное изучение соотношения растворимой и нерастворимой фракций.

Водный фактор играет значительную роль в процессах перераспределения радиоактивных элементов. Прочность закрепления и подвижность радионуклидов в системе грунт-раствор характеризуются распределением элемента между

нерастворимой и растворимой фазами. Механизмом поглощения микроколичеств Cs-137 в почве в основном является необменная сорбция по типу закрепления в «ловушках» слоистых минералов. Поэтому на поведение Cs-137 в системе грунт-раствор pH раствора практически не влияет [2].

Было выбрано три образца с УА нуклида более 150 Бк/кг. Образцы были подвергнуты опытам по вымыванию дистиллированной водой в фильтрующих колонках [6], без дополнительных затрат энергии, при комнатной температуре; время проведения эксперимента составляло 1-3 недели. Через пробу пропускался ее тройной объем дистиллированной воды. Для выделения растворимой фазы нуклида из фильтрата был использован сорбент Термоксид-35 [7]. Результаты γ-спектрометрического анализа качественно не показали наличие водорастворимой фракции нуклида в образцах сорбента, в выбранных пробах грунта после проведения опытов по вымыванию содержание Cs-137 значимо не изменилось.

Отсутствие выведения растворимой части Cs-137 из пробы подтверждает гипотезу о том, что радионуклид прочно удерживается в отложениях луж.

Процесс образования лужи.

При формировании лужи в целом наблюдаются те же процессы, что и при формировании более крупных бессточных водоемов. Вода при гравитационном переносе в пониженный участок рельефа местности захватывает с поверхности грунта твердые частицы, которые формируют отложения лужи. Как и в крупных водоемах отложения лужи отличаются дисперсным составом от грунтов площади водосбора. В зависимости от метеорологических условий лужа может пересыхать.

Водный баланс лужи.

Уравнение водного баланса лужи при ее наполнении в произвольный момент времени t:

$$V_{puddle}(t) = V_0 + (Q_{puddle}(t) - E(t) \cdot S_{puddle} - I(t) \cdot S_{puddle} + P(t) \cdot S_{puddle}), \quad (5)$$

при условии, что $0 < V_{puddle} < V_{max}$,

$V_{puddle}(t)$ - объем воды лужи с водой в пористой среде отложений, м^3;

$V_{max}(t)$ - максимальный объем воды в луже, при котором начинается выход воды и образуется сток, при этом лужа перестает быть бессточной, м^3;

V_0 - объем воды в луже в момент начала поверхностного тока (при $t=0$), м^3;

S_{puddle} - площадь поверхности лужи, м^2;

$E(t)$ - скорость испарения воды с поверхности лужи, м/с;

$I(t)$ - скорость просачивания воды в область отложений, м/с;

$P(t)$ - скорость выпадения осадков, м/с;

$Q_{puddle}(t)$ - объем воды в поверхностном токе, который поступает в лужу (за счет него идет образование лужи), м^3/с.

$Q_{puddle}(t)$ вычисляется по формуле:

$$Q_{puddle}(t) = P(t) \cdot S_{c.a.} - G \cdot S_{c.a.}, \quad (6)$$

$S_{c.a.}$ - эффективная площадь водосбора (осадки с которой попадают в лужу); G – эффективное водонасыщение, м, (в начальный период времени осадки насыщают влагой поры грунта и не поступают в лужу).

Далее для модельного описания процесса образования лужи приняты следующие допущения: типичная лужа городского ландшафта является бессточной, имеет срок жизни

около 20 лет, площадь водосбора около 200 м^2 (в том числе 50-80 % крыши домов, 20-50 % грунт), и содержит в среднем 400 кг отложений.

Кинетика сорбции на поверхности водосбора.

Будем рассматривать лужи, образующиеся при выпадении жидких атмосферных осадков (дождя). В поверхности водосбора в результате адсорбции на частицах среды ^{137}Cs переходит в нерастворимую фракцию из водорастворимой фазы, при этом активность нуклида нерастворимой фазы пропорциональна активности водной. Далее с течением времени происходит полная адсорбция нуклида.

Теоретически и практически показано, что для миграции стронция справедлива модель обычных уравнений диффузии Фика с эффективным коэффициентом диффузии [8]. Для случая миграции Cs-137 из-за процессов необратимости и неравновесности сорбции нельзя использовать уравнение Фика для описания миграции [9].

В естественных условиях для малого содержания загрязнителя модельное описание сорбционных процессов представляется без учета его взаимодействия с макрокомпонентами среды (ионами металлов, кислотами, щелочами, солями). Поэтому для описания кинетики сорбционных процессов, обуславливающих выход на равновесное состояние растворимой и нерастворимой фаз Cs-137, удобно использовать уравнение линейной кинетики сорбции:

$$\frac{dA_{solid}}{dt} = \omega \ K(t) \cdot A_{water}, \qquad (9)$$

где A_{solid} - УА нуклида в нерастворимой фазе, Бк/кг; A_{water} - УА в луже в зоне смешивания (активность выпадений) за период выпадения осадков, Бк/м^3. Параметр $K(t) = \beta(t) \cdot K$, $\beta(t)$ - параметр, определяющий время наступления сорбционного равновесия, 1/с, K - коэффициент распределения

радионуклида между твердым грунтом и раствором за время наступления сорбционного равновесия, зависящий от характера химических и биологических процессов, происходящих в луже, м^3/кг; ω - пористость отложений лужи. Значения коэффициента K для песчаных и глинистых почв составляют соответственно (2,16±3,23)•10^3 и (8,4±13,6)•10^3 см^3/г [10]. При $t \rightarrow \infty$ значение параметра $K(t)$: $K(t) = K$. Значение пористости отложений луж г. Екатеринбурга составляет $\omega = 0,15\text{-}0,30$. Предположим, что коэффициент распределения радионуклида между нерастворнимой фазой и раствором за время наступления сорбционного равновесия для материала отложений лужи равен $K = 5,3 \cdot 103$ см^3/г (среднее значений коэффициентов для песчаных и глинистых почв).

Следует отметить, что в течение некоторого времени, до выхода активности на сорбционное равновесие, радионуклид доступен для миграции в растворимой фазе. Эта растворимая фракция перемещается в отложения лужи и окончательно сорбируется там.

За один цикл водонаполнения массовый баланс нуклида с выходом на сорбционное равновесие в луже описывается выражением:

$$\frac{dM_{water}}{dt} = (V_0 + m_{sed}/\ K(t) \cdot \omega) \cdot \frac{dA_{water}}{dt}, \qquad (11)$$

M_{water} - масса нуклида в растворимой фазе, кг; T - среднее оценочное время одного цикла выпадения осадков; m_{sed} - масса отложений лужи, кг.

Оценка среднего времени выпадения осадков.

По результатам долгосрочных метеонаблюдений сезон выпадения дождливых осадков в Уральском регионе длится около 196 дней, характерная средняя месячная температура воздуха для дождливого сезона выше 0 °С. В остальное время осадки выпадают в виде снега.

Временем полного цикла водонаполнения лужи будем считать время, в течение которого в поверхности водосбора последовательно происходят процессы: выпадение дождя, водонасыщение грунта в поверхности водосбора, водонаполнение лужи (с возможным переливом), прекращение выпадения мокрых осадков, пересыхание грунта в поверхности водосбора и пересыхание области лужи. Процессы, происходящие в поверхности водосбора имеют циклический характер, поэтому во время сезона мокрых осадков лужа испытывает многократное водонаполнение. Также в дождливый сезон в поверхности водосбора происходят неполные циклы водонаполнения лужи.

Специальных наблюдений за временем выпадения осадков и временем водонаполнения той или иной лужи не проводится. Поэтому можно лишь экспертно оценить среднее время одного полного цикла водонаполнения лужи, оно имеет значение от 3 часов до 2 дней, предположим, что его значение составляет 24 часа (1 сутки).

Оценка активности Cs-137 в отложениях лужи.

Как упоминалось выше, активность Cs-137 в луже складывается из активностей, перенесенных с твердыми частицами грунта и в растворимой фазе. Составим уравнение баланса активности нуклида в отложениях лужи на момент окончания цикла водонаполнения:

$$A_{sed.} = A_0 + A_{water} + A_{solid} + A_{fall}, \qquad (16)$$

A_0 - УА отложений в момент начала водонаполнения;

A_{water} - УА нуклида, попавшего в отложения с водотоком в растворенном виде;

A_{solid} - УА нуклида, попавшего в отложения с частицами грунта, вынесенными водотоком из поверхности водосбора;

A_{fall} - активность нуклида, выпадающего с осадками непосредственно в лужу, этим слагаемым можно в дальнейшем пренебречь.

Проведем оценку баланса активности отложений типичной лужи с момента начала ее возникновения, учитывая принятые допущения. Будем считать, что за время жизни типичной лужи в поверхности водосбора происходили только полные циклы водонаполнения, и характер выпадения осадков за время жизни лужи был равномерным. Значения параметров модели (16) при этом будут следующими:

$$A_{0,0} = 0,\ A_{0,1} = A_{sed.,0},\ A_{0,2} = A_{sed.,1} \ldots A_{0,n} = A_{sed.,n}, \qquad (17)$$

по проведенным оценкам максимальное годовое число полных циклов водонаполнения типичной лужи в Свердловской области составляет 65. Для упрощения принимаем, что один из них включает период формирования и таяния снежного покрова. Количество циклов водонаполнения за период жизни типичной лужи (20 лет) составляет 1300.

Если за один цикл водонаполнения на площадь водосбора выпадает активность, то активность выпадений за 20 лет по данным, представленным на рис. 2 составляет $\sum_{i=1}^{1300} Ii = 1033$ Бк/м^2, в пересчете на активность Cs-137 в 2006 г. Перераспределение активности выпадений в результате горизонтальной миграции по поверхности водосбора можно представить выражением:

$$I_i = I_i \cdot k + I_i \cdot (1 - k), \qquad (18)$$

где первое слагаемое соответствует активности Cs-137, попадающего в лужу в растворимой фазе после просачивания в поверхности водосбора, второе слагаемое – активность нуклида, адсорбированного грунтом в водосборе. Коэффициент k - отношение активности, поступившей в лужу, к интегральной активности выпадений на площади водосбора за цикл водонаполнения. В общем случае $k \sim 1/K$, где К – коэффициент адсорбции.

Отсюда УА нуклида, перенесенная в лужу в растворимой фазе, равна:

$$A_{wat,i} = \frac{I_i \cdot k \cdot S}{m}, \qquad (19)$$

а УА нуклида, попавшего в отложения с частицами грунта, вынесенными водотоком с площади водосбора, зависит от УА верхнего слоя грунта на площади водосбора (C_{soil}) и приближенно равна:

$$A_{solid} \approx C_{soil}\,(1 - k), \qquad (20)$$

По данным рис. 3 принимаем C_{soil} = 20 Бк/кг для рассматриваемого случая (значение C_{soil} соответствует формированию участка площади водосбора в 1987 г.).

Проведем оценку коэффициента k по данным, принятым для типичной лужи. Будем считать, что УА Cs-137 в отложениях лужи имеет значение порядка УА нуклида в отобранных пробах $A_{sed.}$ = 100 Бк/кг, т. е.:

$$A_{sed.} = \frac{\sum_{i=1}^{1300} Ii\,k\,S}{m} + C_{soil}\,(1 - k) = \frac{1033k200}{400} + 20(1-k) = 100, \qquad (21)$$

Решение этого уравнения относительно k дает его значение $k = 0{,}17$. Т. е. 17% активности Cs-137 в отложениях лужи формируется за счет переноса твердых частиц грунта и 83% - растворимой фазы.

Результаты и обсуждение.

Результаты исследования свидетельствуют о наличии локальной миграции Cs-137 и его перераспределения в объектах городского ландшафта. В ходе работы подтверждается основная рабочая гипотеза исследования о существовании конечных депо сосредоточения Cs-137, этими депо являются отложения луж, сточных канав, грунт в пониженных участках рельефа.

По результатам измерений уровни загрязнения отложений луж Cs-137 достигают относительно высоких значений (порядка 100 Бк/кг), в 30% проб УА нуклида превышает значения характерные для р. Исеть ниже впадения в р. Теча, загрязнение 80% образцов соответствует загрязнению донных отложений озер ВУРСа [11, 12, 13].

Рассчитано отношение активности Cs-137, поступившей в лужу, к интегральной активности выпадений на площади водосбора за цикл водонаполнения, оно составляет $k=0,17$. При этом миграция радионуклида и пятикратное концентрирование в пониженных участках рельефа (относительно поверхности водосбора) происходят несмотря на наличие постоянных процессов переноса грунта в городе.

Выражаю особую благодарность за помощь в проведении работы Ярмошенко И. В., Екидину А. А., Новикову Д.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, проект № 08-08-00101-а.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **«Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля»** // Апплби Л. Дж., Девелл Л., Мишра Ю. К. и др. Пер. с англ. М.: «Мир», 1999. 512 с.;

2. *Молчанова И. В., Караваева Е. Н.* **«Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове»** // Екатеринбург: УрО РАН. 2001. 156 с.;

3. **Радиационно-гигиенический паспорт территории г. Екатеринбурга** по состоянию на 01.01.2003. 20 с.;

4. **Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область)** // Под ред. Чуканова В. Н. Екатеринбург: УрО РАН. 1996. 184 с.;

5. **«Источники и эффекты ионизирующего излучения»** // Отчет НКДАР ООН 2000 года Генеральной Ассамблее с научными приложениями. Том 1: ИСТОЧНИКИ (часть 1) / Пер. с англ., Под ред. акад. РАМН Л. А. Ильина и проф. С. П. Ярмоненко. М.: «РАДЭКОН». 2002. 308 с.;

6. *Старик И. Е.* **«Основы радиохимии»** // Издание второе. Дополненное. Л.: «Наука», 1969. 634 с.;

7. *Мишевец Т. О., Богданович Н. Г., Старков О. В. и др.* **«Экспериментальное исследование возможности обезвреживания концентрированных отходов от ^{137}Cs сорбционным методом с последующей иммобилизацией сорбента в геоцементный камень»** // «Известия ВУЗов. Ядерная энергетика». № 2. 2002 г. 103-107 с.;

8. *Прохоров В. М.* **«Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование»** // М.: «Энергоатомиздат», 1981. 98 с.;

9. *Рахимова Н. Н.* **«Геоэкологические особенности миграции радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в почвенно-растительных комплексах степной зоны Оренбургской области»** // Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата технических наук: 25.00.36 / Рахимова Наталья Николаевна, Пермь - 2006, 22 с.;

10. *Алексахин Р. М., Корнеев Н. А.* **«Сельскохозяйственная радиоэкология»** // М.: «Наука», 1991, 324 с.;

11. *Трапезников А. В., Трапезникова В. Н.* **«Радиоэкология пресноводных экосистем»** // Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. 390 с.;

12. *Чеботина М. Я., Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Куликов Н. В.* **«Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища»** // Свердловск: УрО АН СССР, 1992;

13. **«Уровни радиоактивного загрязнения водоемов в зоне влияния ПО «Маяк»** / Смагин А. И., Антонова Т. А., Денисов А. Д. и др. // «Вопросы радиационной безопасности» №1. 2000 г. ПО «Маяк».

Научное издание

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 12

Под редакцией
к.б.н **В. И. Мигунова**
д.б.н. **А. В. Трапезникова**

9 785852 472588

Подписано в печать 12.02.2009 Формат 60x84 1/16
Усл. печ. л 26. Бумага «Гознак» Тираж 800 экз.

Отпечатано в типографии ОАО ПИК «Идел-Пресс».

Издательство Уральского университета
620083, г. Екатеринбург, ул. Тургенева, 4