

На правах рукописи

Чеботина Маргарита Яковлевна

**РАДИСЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ
ПРЕСНЫХ ВОДОЕМОВ**

**Специальность 11.00.11 - Охрана окружающей среды
и рациональное использование природных ресурсов**

А в т о р е ф е р а т
диссертации на соискание ученой степени
доктора технических наук

Екатеринбург 1995

Работа выполнена в Институте экологии растений и животных
Уральского отделения Российской Академии наук

Официальные оппоненты: академик Г. П. Швейкин ;
доктор технических наук,
профессор Г. Д. Харлампович ;
доктор биологических наук.
Н. М. Лобашевский

Ведущая организация: Институт промышленной экологии
УрО РАН

Защита диссертации состоится "8" "ИЮНЯ" 1995 г. в 16⁰⁰
на заседании диссертационного совета Д 063.14.07 при Ураль-
ском государственном техническом университете по адресу:

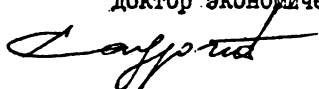
Екатеринбург, Мира 19, главный корпус, ауд. 11.

Ваш отзыв, заверенный гербовой печатью, просим направлять
по адресу: 620002, Екатеринбург К-2, Мира 19, УГТУ,
ученому секретарю

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке УГТУ

Автореферат разослан " " 199 г.

Ученый секретарь диссертационного совета,
доктор экономических наук



Е. В. Сафронов

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность проблемы. Развитие атомной промышленности и использование ее результатов в различных областях человеческой деятельности с начала 50-х годов текущего столетия сопровождается постепенным увеличением радиационного фона биосферы Земли за счет поступления в нее техногенных радионуклидов. К настоящему времени ионизирующая радиация и радионуклиды превращаются в постоянно усиливающийся фактор внешней среды, загрязняющий биосферу Земли в глобальном масштабе и воздействующий на все живое на нашей планете. По мере накопления научной информации в экологии формируется новое научное направление - радиоэкология, задачей которой является изучение закономерностей миграции, накопления и биологического действия искусственных и естественных радионуклидов в компонентах биосферы. Теоретическим фундаментом радиоэкологии послужили работы В.И.Вернадского, А.П.Виноградова, В.Н.Сукачева, Н.В. Тимофеева-Ресовского и других ученых.

Дальнейшее увеличение научной информации способствует дифференциации радиоэкологии и формированию в ней других направлений, которые позволяют изучать влияние особенностей среды обитания на миграцию и биологическое действие радионуклидов в различных ее компонентах (морская, континентальная, сельскохозяйственная радиоэкология). Радиоэкологию пресных водоемов следует рассматривать в качестве самостоятельной области радиоэкологии, поскольку эти экосистемы существенно отличаются как от наземных, так и от морских. Если Мировой океан является единой взаимосвязанной системой, обеспечивающей относительную стабильность водной среды и высокую степень ее минерализации, то континентальные водоемы представляют собой небольшие изолированные акватории с большой вариабельностью физико-химических свойств пресноводной среды и разнообразием экологических условий, обусловленных особенностями климата, сезона года, зональностью и т.д. Даже в пределах одного водоема показатели состава воды варьируют в широких пределах, особенно если данный водоем испытывает значительные антропогенные нагрузки. Примером может служить Белоярское водохранилище, используемое в качестве водоема-охладителя Белоярской АЭС. За 35 лет существования водоема основные показатели состава воды в нем варьировали в следующих пределах: Ca^{2+} , Mg^{2+} и хлориды - в 2, сульфаты - в 3, окисляемость - в 4, валовой фосфор - в 7, растворимые фосфаты - в 13, температура - в 22, БПК - в 48, растворимый кисло-

род - в 120 раз, рН - от 5 до 10, цветность - от 26 до 81°.

Специфика пресных водоемов проявляется и в том, что в результате снижения фактора разбавления концентрация радионуклидов в воде континентальных водоемов при их радиоактивном загрязнении возрастает гораздо быстрее, чем в морях и океанах. При этом слабая минерализация воды способствует более высокому накоплению радионуклидов пресноводными гидробионтами и увеличению тем самым лучевых нагрузок на них. В последние годы в результате реального увеличения антропогенных воздействий на континентальные водоемы они стали более уязвимы, чем экосистемы морей, океанов и суши. Этим определяется актуальность развития радиэкологии пресных водоемов, в задачу которой входит изучение закономерностей миграции, накопления и биологического действия радионуклидов в живых и косных компонентах этих экосистем.

Цель работы - выявив основные закономерности поведения антропогенных радионуклидов в пресных водоемах, дать радиэкологическую оценку состояния водных экосистем в зоне влияния Белоярской АЭС им. И.В.Курчатова, предложить современный подход к проведению радиэкологического мониторинга и наметить мероприятия, способствующие улучшению радиэкологической обстановки в изучаемых водных экосистемах. В работе не обсуждаются радиобиологические аспекты проблемы, поскольку автор не принимал личного участия в подобных работах. По этой же причине роль животных в процессах миграции и накопления радионуклидов в пресных водоемах освещена лишь в виде краткого обзора.

На защиту выносятся следующие положения:

1. Идоложенные в диссертационной работе экспериментальные данные позволяют выявить и оценить степень воздействия основных экологических и физико-химических факторов среды на накопление радионуклидов ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{137}Cs , ^{144}Ce растениями и грунтами пресных водоемов.
2. Результаты исследования распределения основных загрязняющих радионуклидов в компонентах Белоярского водохранилища характеризуют влияние Белоярской АЭС на водоем-охладитель в течение более чем 30-летнего периода ее эксплуатации.
3. Результаты количественной оценки поступления и миграции трития от ВАЭС в Ольховскую болотно-речную экосистему позволяют выявить ряд особенностей миграции в ней этого радионуклида.
4. Технические мероприятия, предложенные в диссертации, на -

правлены на улучшение радиозкологической ситуации в исследуемых водных экосистемах.

Научная новизна выполненной работы заключается в том, что в ней на основании единого методологического подхода дается сравнительный анализ влияния ряда физико-химических и экологических факторов среды (рН, света, температуры, сезона года и др.) на накопление радионуклидов различными компонентами водоема в условиях аквариумной его модели и в природных условиях. Впервые дается радиозкологическая и гигиеническая оценка состояния водоема-охладителя Белоярской АЭС. Наконец, новыми являются данные, характеризующие поступление и миграцию трития в воде болотно-речной экосистемы, находящейся под воздействием атомной станции.

Практическая ценность работы состоит в том, что ее результаты используются специалистами для прогностической оценки поведения техногенных радионуклидов в загрязненных водоемах. Результаты опытов по вымораживанию радионуклидов из воды в условиях лабораторных экспериментов и естественно:о водоема легли в основу новой методики, используемой для очистки слабоминерализованных шахтных вод от растворенных в них радиоактивных примесей. Материалы о содержании радионуклидов в воде, растениях и грунтах Белоярского водохранилища явились основой для разработки и внедрения в практику работы Белоярской АЭС норм допустимого сброса радионуклидов в водоем-охладитель. Фактический материал, представленный в диссертации и опубликованный в работах, был использован для составления экологической экспертизы проектируемого IV-го блока Белоярской АЭС, а также может служить исходным материалом для экспертных оценок при проектировании новых АЭС. В работе даются предложения о проведении технических мероприятий, направленных на улучшение радиозкологической ситуации в Белоярском водохранилище. По результатам исследования поставлен и обоснован вопрос о необходимости нормирования выбросов трития в окружающую среду Белоярской АЭС. Основные материалы работы вошли в соответствующие разделы лекционного курса по радиозкологии и основам радиобиологии для студентов старших курсов Уральского государственного университета им. А.М. Горького.

Апробация работы. Материалы диссертации докладывались на следующих конференциях и съездах: Международном симпозиуме "Взаимодействие между водой и живым веществом" (г.Одесса, 1975);

II Радиобиологической конференции социалистических стран (г. Варна, 1978); Региональной конференции "Структура и функции водных биоценозов, их рациональное использование и охрана на Урале" (г. Свердловск, 1979); Всесоюзной конференции "Радиационная безопасность населения и защита окружающей среды в связи с эксплуатацией атомных электростанций" (г. Димитровград, 1981); Всесоюзной конференции "Экологические последствия воздействия на окружающую среду антропогенных факторов" (г. Сыктывкар, 1989); I Всесоюзном радиобиологическом съезде (г. Москва, 1989); Научной конференции "Ядерная энергетика в СССР: проблемы и перспективы" (г. Обнинск, 1990); I Международном симпозиуме "Физические проблемы экологии, природопользования и ресурсосбережения" (г. Ижевск, 1992) и др.

Публикации. По теме диссертации опубликовано более 50 печатных работ, в том числе 2 монографии.

Структура и объём работы. Диссертация включает следующие разделы: "Введение и обзор основной литературы", четыре главы, "Обсуждение результатов", "Практическое применение результатов работы и технические рекомендации", "Заключение" и "Выводы". Работа изложена на 314 страницах машинописного текста, включая 46 рисунков и 42 таблицы. Список литературы состоит из 351 источника, в том числе 53 иностранных авторов.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

В разделе "ВВЕДЕНИЕ И ОБЗОР ОСНОВНОЙ ЛИТЕРАТУРЫ" обосновывается актуальность темы диссертации, дается краткий анализ основных публикаций по обсуждаемой проблеме, формулируется цель и задачи исследования, положения, выносимые на защиту, новизна и практическое значение работы.

В разделе "МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА" описываются объекты исследования, которыми служили радионуклиды ^3H , $^{55,59}\text{Fe}$, ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{137}Cs , ^{144}Ce , а также вода, растения, фито- и зоопланктон, донные отложения водоемов. Характеризуются водные экосистемы, в которых проводили исследования. Описываются методики разнообразных лабораторных и натуральных экспериментов, а также методы определения содержания отдельных радиоактивных и стабильных изотопов в воде, гидробионтах, грунтах.

В главе I- "НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ"- описаны результаты опытов, в которых изучали влияние физико-химических и экологических факторов природной среды на накоп-

ление радионуклидов фитобионтами в аквариумной модели водоема и природных условиях. При этом рассматривали вопросы накопления нуклидов разными видами водных растений; сравнивали поступление в растения ^{90}Sr и ^{137}Cs и их стабильных макроаналогов Са и К; исследовали влияние pH, света, температуры, сезона года на накопительную способность фитобионтов, а также прочность фиксации нуклидов в растительных тканях. В качестве критерия оценки накопительной способности использовали понятие коэффициента накопления (КН), отражающее отношение концентрации радионуклида в организме или грунте к его концентрации в водной среде.

Анализ имеющихся литературных данных показал, что величина коэффициента накопления определяется видовой спецификой растений и химической природой радионуклида. Наиболее полная информация по этому вопросу содержится в монографии Е.А. Тимофеевой-Ресовской, где приведены коэффициенты накопления для 20 радионуклидов и 35 видов пресноводных растений в аквариумной модели водоема (Тимофеева-Ресовская, 1963). Кроме того, Э.А. Гилевой на большом статистическом материале показано, что в общем случае величина коэффициента накопления определяется в первую очередь химической индивидуальностью элемента, а затем - спецификой видонакопления (Гилева, 1965).

В наших исследованиях, наряду с прочими водными растениями, большое внимание уделялось харовым водорослям. Указанные фитобионты при благоприятных условиях образуют целые подводные дуга с биомассой до 10 и более $\text{кг}/\text{м}^2$ сухого вещества, а донные отложения, формируемые ими, могут достигать десятка метров в глубину. Харовые водоросли являются важным компонентом питания некоторых видов птиц, рыб, раков, донных беспозвоночных. Однако в радиологическом плане эта группа водных растений весьма слабо изучена.

Харовые водоросли содержат в среднем примерно в 10 раз больше кальция, чем высшие водные растения, обитающие в том же водоеме (127 ± 14 и 12 ± 1 $\text{мг}/\text{г}$ сухой массы соответственно). Это обстоятельство обусловило повышенную способность этих растений накапливать ^{90}Sr , коэффициенты накопления которого для харовых водорослей и высших водных растений в природных условиях составляют соответственно 3000 ± 400 и 340 ± 60 единиц. Установлено наличие прямой корреляционной связи между коэффициентами накопления ^{90}Sr и концентрацией в растениях его стабильного макроана-

лога - кальция (коэффициент корреляции 0,56). Несмотря на различия в содержании кальция у разных видов харовых водорослей (от 61 до 170 мг/г), коэффициент дискриминации ($KH^{90}Sr / KH Ca$) в них составляет довольно стабильную величину, близкую к 0,3. Такие значения обычно получаются при сосаждении ^{90}Sr с карбонатами кальция у фотосинтезирующих растений (Куликов, Любимова, Тимофеева, 1970). Наши данные подтверждают положение о том, что минеральный скелет харовых водорослей формируется за счет карбонатов кальция с примесью карбонатов стронция.

Для оценки степени накопления радионуклидов в природных водоемах часто используются результаты лабораторных экспериментов. Поэтому мы провели сравнение коэффициентов накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в условиях аквариума и естественного водоема. Оказалось, что в природных условиях коэффициенты накопления обоих радионуклидов у харовых водорослей значительно выше, чем в лабораторном эксперименте (рис.1). Последнее можно объяснить краткосрочностью лабораторных опытов и различиями в условиях водной среды в естественном водоеме и его упрощенной лабораторной модели. Это обстоятельство следует учитывать в случае перенесения данных, полученных в лаборатории, на природные водоемы.

Важной физико-химической характеристикой природных вод являются щелочно-кислотные условия среды. Они определяют состояние гидролизующихся элементов в растворе и их сорбционные свойства. Значения pH в водах рек и внутренних водоемов характеризуются суточными и сезонными колебаниями, а различные типы природных вод по этому показателю варьируют в довольно широких пределах. В наших опытах коэффициенты накопления ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{90}Sr у разных видов растений в зависимости от pH варьировали в 2 - 7 раз, тогда как поглощение ^{137}Cs было одинаково в широком диапазоне pH. Для примера на рис.2 приведены коэффициенты накопления указанных радионуклидов водорослью *Ch. tomentosa*. В условиях опыта для ^{59}Fe при pH=4, а для ^{60}Co при pH= 8-9 достигается произведение растворимости, в результате чего появляются коллоидные формы этих элементов, характеризующиеся пониженной способностью поглощаться растениями. ^{90}Sr включается в процесс карбонатобразования, проявляющийся на поверхности растений и зависящий от pH. С увеличением pH, как было показано в специальных опытах, увеличивается количество карбонатного осадка, удерживающего в себе ^{90}Sr . Независимость накопления ^{137}Cs от pH связана с тем, что в

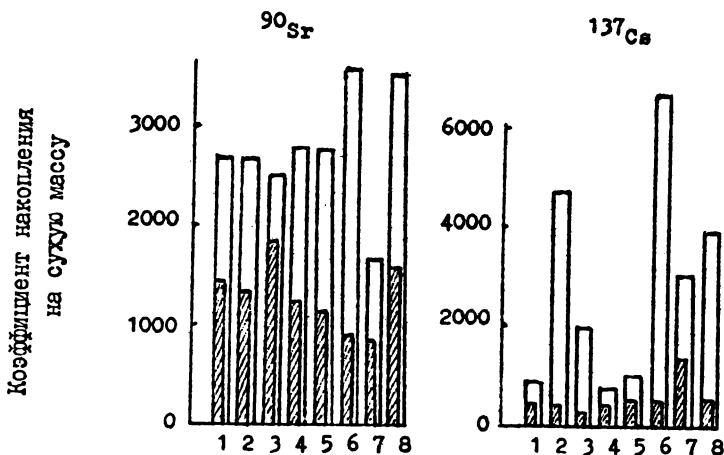


Рис.1. Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs водорослями в условиях лабораторного эксперимента (Гаштриховано) и естественного водоема: 1 - *Chara strigosa*; 2 - *Ch. aspera*; 3 - *Ch. tomentosa*; 4 - *Ch. altaica*; 5 - *Ch. fragilis*; 6 - *Nitella opaca*; 7 - *N. hialina*; 8 - *Nitellopsis obtusa*

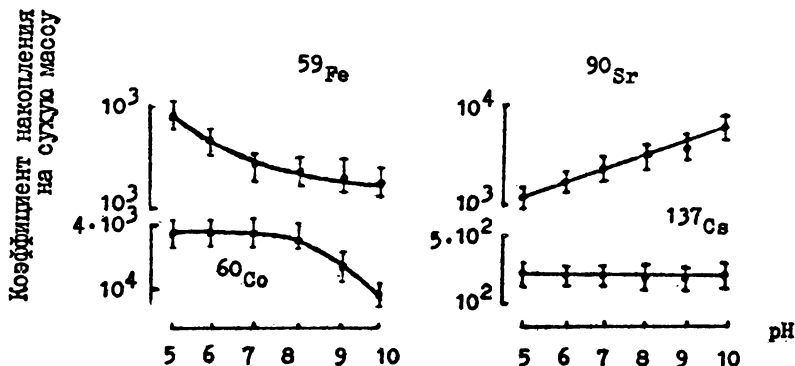


Рис.2. Зависимость коэффициентов накопления радионуклидов водорослью *Ch. tomentosa* от pH водной среды

этих условиях микроколичества цезия находятся в форме катионов и не образуют коллоидов.

Свет играет большую роль в жизни растений. От него зависит поглощение ионов и перенос их через систему мембран в клетку. В то же время условия освещения в водоеме сильно варьируют в зависимости от глубины, времени суток и сезона года. Экспериментально показано, что ^{59}Fe , ^{91}Y , ^{144}Ce накапливаются пресноводными растениями практически одинаково при всех режимах освещения, тогда как поглощение ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs возрастает под влиянием света (рис. 3). Анализ полученных результатов привел нас к заключению, что свет не оказывает влияния на те радионуклиды, которые находятся в водной среде в виде гидроокисных соединений. Как показано в работе (Чибирайте, Марчолене, Поликарпов, 1973), основная часть таких элементов фиксируется на поверхности клеточных оболочек растений и лишь незначительная их доля проходит в протоплазму и вакуолярный сок. Элементы же ионной природы участвуют в процессах пассивного и активного транспорта в клетке, поэтому их накопление зависит от наличия света.

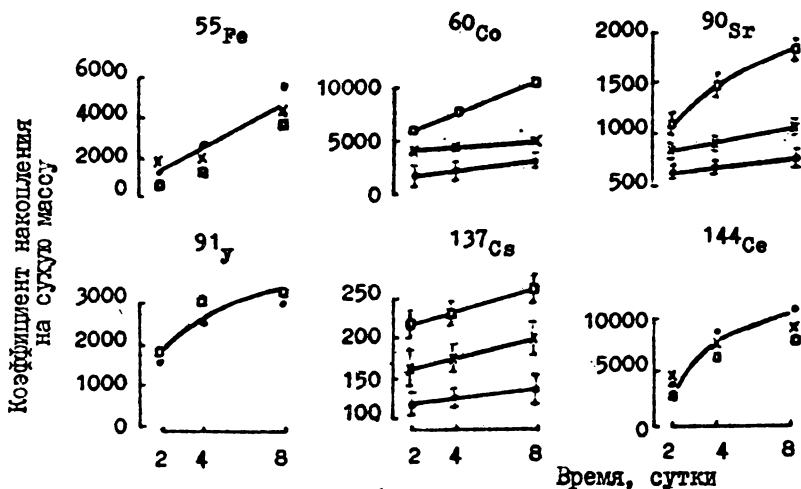


Рис. 3. Накопление радионуклидов водорослью в зависимости от режима освещения: (•) - темнота; (x) - 500 люкс; (a) - 2000 люкс

Температура является одним из экологических факторов, от которых зависит видовой и количественный состав населения водоемов, горизонтальное и вертикальное его распределение и миграция. Она определяет скорость протекания физиолого-биохимических процессов, растворимость солей, устойчивость в растворе коллоидных форм элементов и т.д. В водоемах умеренных широт температура воды в течение года варьирует в среднем от 0° до 25° С. В последние десятилетия в связи со строительством и эксплуатацией тепловых и атомных электростанций ряд водоемов используется для сброса подогретой воды, поэтому подвергается тепловому загрязнению. В наших опытах с элодеей, проведенных в лабораторных условиях, повышение температуры воды от 12 до 28° увеличивало коэффициенты накопления ^{60}Co в 4 раза (от 8460 ± 80 до 32400 ± 570), ^{137}Cs -в 2 раза (от 217 ± 4 до 484 ± 36) и практически не влияло на поглощение ^{90}Sr и ^{91}Y растениями. В условиях Белоярского водохранилища коэффициенты накопления ^{60}Co у элодеи, отобранной в зоне подогрева, оказались в 3 - 5 раз выше, чем в контрольном районе, расположенном в 8-10 км от места сброса подогретой воды (14600 ± 400 и 3690 ± 240 соответственно).

Большинство исследований, посвященных изучению накопления радионуклидов пресноводными растениями, обычно проводится во время летней вегетации. Поскольку водоемы средней полосы в течение зимнего периода находятся подо льдом, исследования в этот период практически не проводятся. Нами в серии лабораторных опытов и в условиях естественного водоема установлено, что за счет сезонных изменений коэффициенты накопления могут варьировать в несколько раз. В частности, на одном из мелководных водоемов Южного Урала наиболее высокая концентрация ^{90}Sr в растениях *Ch. tomentosa* наблюдалась в летне-осенние (июль - август), а наиболее низкая - в зимние месяцы (декабрь - февраль). В последнем случае отмечалось повышение концентрации изотопа в подледной воде, связанное с процессами вымораживания (рис.4). Лед при этом оказался "очищенным" от радионуклида. Полученные данные хорошо подтверждаются результатами специальных опытов с замораживанием искусственно загрязненной радионуклидами озерной воды в сосудах, размещенных в толще льда водоема. Высокие коэффициенты очистки (30, 77 и 95 для ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно) свидетельствуют о перспективности использования метода вымораживания для очистки воды от указанных радиоактивных микропримесей.

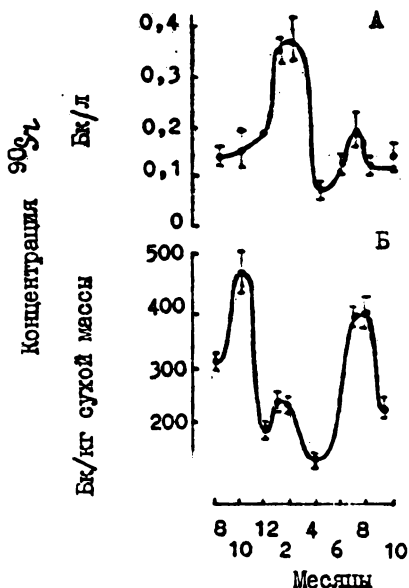


Рис. 4. Сезонные изменения концентрации ^{90}Sr в воде (А) и растениях (Б) мелководного пресного водоема

активных загрязнителей, и в первую очередь от ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Прочность закрепления радионуклидов возрастает с увеличением времени пребывания растений в изотопсодержащей воде. Например, при продолжительности периода накопления 18 суток из харовой водоросли после перенесения ее в чистую воду удастся извлечь 60% поглощенного радиостронция, если же период накопления составляет 75 суток, то только 15%. Указанное обстоятельство может служить причиной более высоких значений коэффициентов накопления в природных условиях по сравнению с краткосрочным лабораторным экспериментом.

В главе II - "НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ГРУНТАХ ВОДОЕМА" - исследовано влияние типа грунта, экологических и физико-химических факторов природной среды на накопление различных радионуклидов

Важным показателем миграционной способности радионуклидов является прочность их закрепления в фитобионтах. Изучая выделение радионуклидов из радиоактивных растений в водную среду путем замены внешнего раствора на чистую воду, мы установили, что ^{59}Fe наиболее прочно удерживается растительными тканями. ^{60}Co , ^{91}Y и ^{144}Ce относительно более подвижны, а ^{90}Sr и ^{137}Cs достаточно легко выводятся из растений. Указанная закономерность наблюдалась как у живых, так и у отмирающих тканей (рис.5). На основании этих данных можно сделать практический вывод о том, что путем перенесения в чистую воду растения можно в значительной степени очистить от некоторых радиоактивных загрязнителей, и в первую очередь от ^{90}Sr и ^{137}Cs .

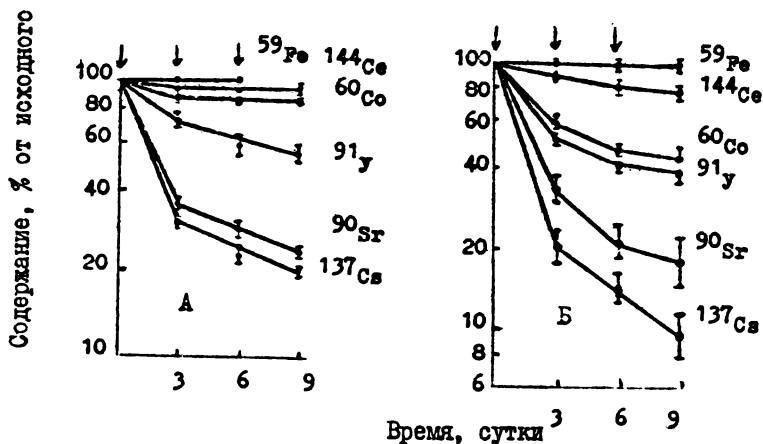


Рис.5. Снижение содержания радионуклидов в живых (А) и инактивированных (Б) растениях *Chara tomentosa* при трехкратной замене раствора. Стрелками указаны дни замены раствора

донными отложениями пресных водоемов. Установлено, что тип грунта существенно влияет на содержание радионуклидов в нем. Сапропели и илы с высоким содержанием органического вещества, как правило, накапливают изотопы больше, чем остальные типы грунтов. В качестве примера можно привести донные отложения оз.Б.Миассово на Южном Урале, характеризующиеся большим разнообразием по виду и химическому составу. Сапропели этого водоема более обогащены радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs (коэффициенты накопления соответственно 1950 ± 520 и 20560 ± 6730), чем песчаный, известковый и торфянистый грунты (средние коэффициенты накопления соответственно 330 ± 50 и 3060 ± 230). Как и в случае с растениями, коэффициенты накопления указанных радионуклидов в природном водоеме практически всегда выше, чем в лабораторных опытах.

Различные радионуклиды накапливаются донными отложениями по-разному. В частности, ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{144}Ce поглощаются сапропелем в целом с более высокими коэффициентами накопления, чем ^{91}Y , ^{90}Sr , ^{137}Cs (для первой группы элементов - 8000 - 70000, для второй - 150 - 2000). Высокий уровень накопления радионуклидов первой группы можно объяснить более прочным закреплением их в

грунте. Об этом свидетельствуют опыты по выведению поглощенных изотопов из грунта в чистую воду, которую периодически меняли. При этом ^{59}Fe практически не переходило из сапропеля обратно в водную среду; ^{60}Co и ^{144}Ce выделялись соответственно на 20 и 48%, а ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{137}Cs - на 90% и более. Установлено существование обратной корреляционной связи между коэффициентами накопления исследуемых нуклидов и величиной их обменного фонда в донных отложениях водоема.

В серии лабораторных опытов показано, что поглощение ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{90}Sr грунтами пресных водоемов зависит от pH водной среды, тогда как накопление ^{137}Cs практически постоянно в диапазоне pH от 5 до 9. При этом коэффициенты накопления ^{59}Fe в интервале pH от 5 до 10 варьировали в 4 раза, а ^{60}Co в 10 раз. Как в случае с растениями, это связано с образованием коллоидных форм элементов, обладающих иными сорбционными свойствами, чем ионные формы. Коэффициенты накопления ^{90}Sr возрастали в 60 раз, что, с нашей точки зрения, можно объяснить включением радионуклида в карбонатный осадок, образование которого количественно зависит от pH.

Повышение температуры воды от 10 до 38° С привело к 5-10 - кратному увеличению накопления ^{60}Co песчано-илистым и сапропелевым грунтами (рис.6.). В то же время поглощение других радионуклидов этими типами донных отложений (^{90}Sr , ^{91}Y , ^{137}Cs) не зависело от температурного режима.

На примере одного из мелководных озер Южного Урала показано наличие сезонных изменений в процессах накопления и распределения радионуклидов, в частности ^{90}Sr , между водой, растениями и грунтом. В результате многолетних исследований (1974-1977 гг.) установлено, что, наряду с сезонными изменениями концентраций радионуклидов в растениях и воде, о чем упоминалось выше, аналогичные изменения обнаруживаются и в донных отложениях водоема. Достоверное повышение концентрации изотопа в грунте в марте месяце можно объяснить реакцией с снижением его содержания в воде после освобождения водоема ото льда и частичным переходом из воды в донные осадки (рис.7).

Важной практической задачей является исследование распределения радионуклидов по глубине донных отложений пресного водоема. Такая работа была проведена нами с изотопами ^{60}Co и ^{137}Cs на Белярском водохранилище, куда они поступают при работе АЭС. По центру водоема было отобрано семь вертикальных профилей донных

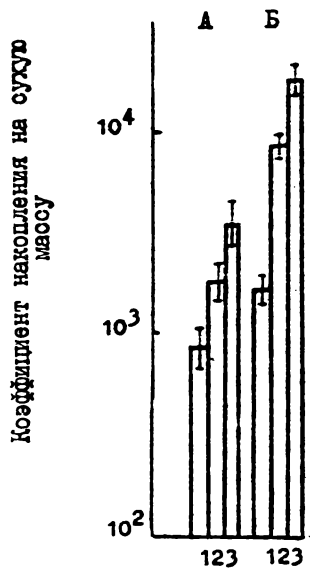


Рис.6. Накопление ^{60}Co песчано-илистым (А) и сапропелевым (Б) грунтами при разной температуре воды: 1- 10°C ; 2- 24°C ; 3- 38°C

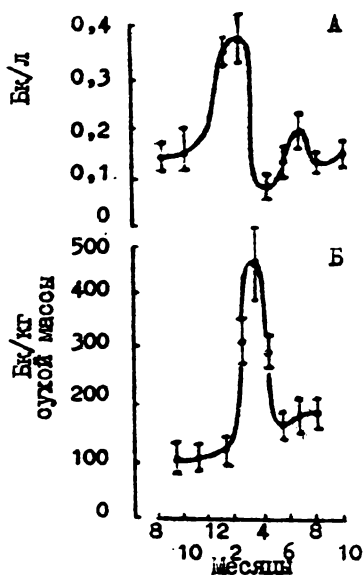


Рис.7. Сезонные изменения концентрации ^{90}Sr в воде (А) и сапропеле (Б) мелководного водоема

отложений, которые расчленили на слои мощностью по 2 см. Оказалось, что примерно половина изотопов концентрируется в слое 0-4 см.

В слое 0-10 см находится около 75%, а в слое 0-15 см - примерно 90% указанных радионуклидов.

Вертикальное распределение ^{90}Sr и его стабильного макроэлемента кальция по глубине сапропелевых отложений изучали в одном из заливов оз. Б.Миассово на Южном Урале. Количественно определяемое содержание ^{90}Sr обнаруживалось в них до глубины 0,5-0,6м. Этот слой сапропеля концентрировал в себе примерно 85-90% радионуклида. Слой грунта мощностью 0-15 см содержал примерно 50%, 0-30 см - 60-70% изотопа. Если концентрация ^{90}Sr экспоненциально убывала с глубиной, то кальций распределялся равномерно по всему

слою донных отложений, что подтверждает факт более позднего попадания в водоем ^{90}Sr по сравнению с его стабильным макроаналогом кальцием.

В главе III – "РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС" – приводятся результаты многолетних исследований содержания основных загрязняющих радионуклидов (^3H , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs) в Белоярском водохранилище. Особая актуальность рассматриваемой в этой главе проблемы заключается в том, что водоем вместе с вытекающей из него рекой Пышмой представляют собой проточную систему, поэтому поступающим в них радионуклидам открыт путь в реки Туру, Тобол, Иртыш. Исследования показали, что в результате 35-летнего периода эксплуатации АЭС под влиянием тепловых и слаборадиоактивных стоков в прилегающей к ней части акватории сформировалась зона, в которой вода, растения, рыба, планктон и грунты имеют более высокую концентрацию радионуклидов по сравнению с остальной частью водоема. Эта зона условно включает в себя часть водохранилища от Теплого залива до Биофизической станции (рис.8).

Систематические наблюдения за содержанием радионуклидов в воде показали, что в период с 1976 по 1988 гг. наиболее высокое содержание ^{60}Co ,

Рис.8. Схематический план Белоярского водохранилища:

- 1 - Белоярская АЭС; 2 - Биофизическая станция; каналы: 3 - Теплый (сбросной), 4 - водозаборный, 5 - промливневый, 6 - обводной;
- заливы: 7 - Теплый, 8 - Голубой (район Биофизической станции), 9 - Щучий;
- 10 - район плотины
- - - санитарно-защитная зона (3 км)
- - - - наблюдаемая зона (10 км)
- I -IV - условно выделенные подзоны
- V - верховье водоема

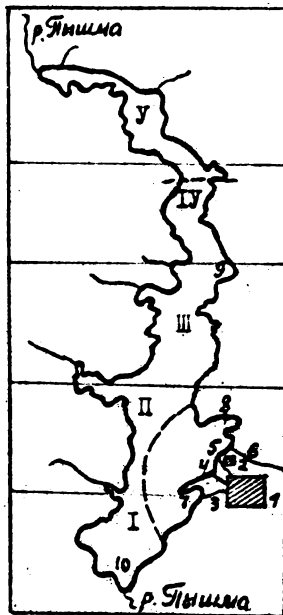


Таблица 1
 Усредненная концентрация ^3H (1980-1988г.),
 ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs (1976-1987 гг.) в воде
 Белоярского и Рефтинского водохранилищ, Бк/л
 (для ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs $\times 10^3$ Бк/л)

Место отбора	^3H	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Белоярское водохранилище:				
Биофизическая станция	66±2	700±140	314±185	810±260
Теплый залив	61±2	250±75	61±22	310±60
Щучий залив	60±2	90±19	44±3	107±29
Верховье	33±3	36±9	44±7	42±9
Рефтинское водохранилище:				
	22±1	не обн.	34±1	11±3

^{90}Sr , ^{137}Cs отмечалось в районе Биофизической станции. Средняя концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs в этом регионе была в 19, а ^{90}Sr - в 7 раз выше, чем в верховье водоема, расположенного в 15 км от АЭС. Еще более ощутимые различия наблюдались по сравнению с Рефтинским водоемом, выбранным в качестве контроля (табл.1).

Тритий, как наиболее подвижный радионуклид, довольно равномерно распределялся в воде водоема, однако и его концентрация в указанной акватории (66 Бк/л) была в среднем в 2 раза выше, чем в верховье водоема, и в 3 раза выше, чем в Рефтинском водохранилище.

Несмотря на то, что в отдельных заливах наблюдаемой зоны водоема (район Биофизической станции, Теплый, Щучий залив) концентрация ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs заметно отличается, что достаточно наглядно демонстрирует табл.1, по центру водоема на протяжении наблюдаемой зоны она практически одинакова и составляет 0.025 ± 0.001 , 0.043 ± 0.006 и 0.044 ± 0.002 Бк/л соответственно для ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs . Последнее свидетельствует о достаточно быстром и равномерном перемешивании воды и содержащихся в ней радиоактивных примесей в водоеме в целом.

Концентрацию радионуклидов в растениях и грунтах водоема оценивали в зависимости от расстояния от АЭС. Для этого наблюда-

Таблица 2
 Концентрация радионуклидов в кладофоре и илистом грунте
 четырех подзон в пределах наблюдаемой зоны
 водоема-охладителя (Бк/кг сухой массы)

Радио- нуклид	Объект исследования	I	II	III	IV
⁶⁰ Co	кладофора	173±21	206±17	166±15	70±7
	илистый грунт	340±50	не опр.	610±230	580±120
⁹⁰ Sr	кладофора	83±6	65±19	52±6	69±8
	илистый грунт	51±6	35±24	36±5	42±8
¹³⁷ Cs	кладофора	165±21	116±10	129±17	62±7
	илистый грунт	970±100	не опр.	610±230	590±120

ему зону расчленили на 4 подзоны, как указано на рис. 8, при этом в качестве контроля служило верховье водоема. В указанных подзонах определяли концентрацию радионуклидов в шести доминирующих видах фитобионтов (одесте гребенчатом, пронаеннолистном, блестящем, сплюснутом, злодее, кладофоре) и трех типах водного грунта (песчаном, затопленной почве, илистом грунте). Результаты обрабатывали отдельно по каждой подзоне. Несмотря на вариабельность отдельных изменений, содержание каждого радионуклида в определенном виде растений и типе грунта I, II и III подзон оказалось практически одинаковым. В табл.2 приведены данные по кладофоре и илистому грунту указанных подзон. Данные подтверждают ранее высказанное положение о том, что на значительной протяженности наблюдаемой зоны водоема в результате равномерного перемешивания воды и радиоактивных примесей поддерживаются относительно стабильные условия процессов накопления радионуклидов в различных компонентах водоема.

В верховье Белоярского водохранилища концентрация радионуклидов, как правило, заметно ниже, чем в наблюдаемой зоне АЭС. В частности, содержание ⁶⁰Co и ¹³⁷Cs в кладофоре в верховье снижается в 5-6 раз и составляет соответственно 24±5 и 21±2 Бк/кг. Данные по ⁹⁰Sr входят на пределе достоверности. Различия в

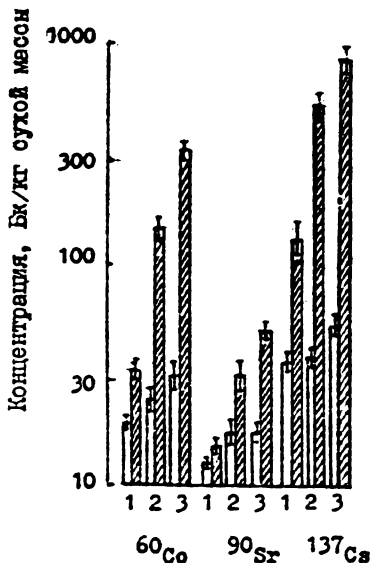
Рис.9 Концентрация радионуклидов в грунтах Белоярского водохранилища на контрольном участке и в наблюдаемой зоне АЭС (заштриховано):

1- песчаный грунт, 2-затопленная почва, 3-илистый грунт

содержанию радионуклидов в грунтах наблюдаемой зоны и контрольного региона статистически высокодостоверны, за исключением случая со ^{90}Sr для песчаного грунта, где различий не обнаружено (рис.9).

Приведенные выше данные позволили сделать вывод о том, что основным источником поступления ^3H , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в водоем является Белоярская АЭС. Чтобы установить пути, по которым изотопы поступают в водохранилище, были обследованы каналы, соединяющие АЭС с водоемом. По результатам исследований 1988 г. концентрация трития в воде промливневого канала была примерно в 3 раза, а обводного - в 100 раз выше, чем в верховье водоема. Растения, отобранные из указанных каналов, имели более высокую концентрацию радионуклидов, особенно ^{60}Co и ^{137}Cs , по сравнению с таковой в среднем по водоему. В частности, в рдесте гребенчатом промливневого канала содержание ^{60}Co варьировало от 800 до 1400 Бк/кг, а ^{137}Cs - от 20000 до 150000 Бк/кг, тогда как в водохранилище среднее содержание этих нуклидов составляло, соответственно, 100 и 30 Бк/кг. По суммарной концентрации изотопов донные отложения этих каналов находятся на уровне радиоактивных отходов. Полученные нами результаты позволили заключить, что промливневый и обводной каналы в течение достаточно продолжительного периода времени служили основными путями поступления радионуклидов от АЭС в водоем-охладитель.

Определен запас радионуклидов в Белоярском водохранилище,



который на 1989 г. составил: 245 ГБк ^{60}Co , 134 ГБк ^{90}Sr , 668 ГБк ^{137}Cs . Все изотопы более чем на 90% сосредоточены в донных отложениях водоема. В воде обнаружено от 2 до 8% общего количества радионуклидов, а в растениях - менее 0,01%. Вклад Белоярской АЭС в загрязнение грунта водоема оценивается примерно следующим образом. Практически весь ^{60}Co , содержащийся в донных отложениях, поступил в них в результате работы АЭС. Примерно половина запаса ^{90}Sr - стационарного происхождения, столько же изотопа поступило в водоем в результате глобальных выпадений. Наличие ^{137}Cs в донных отложениях на 93% обусловлено работой АЭС, остальные 7% радионуклида поступило с глобальными выпадениями из атмосферы.

В главе IY- "ТРИТИЙ В ОЛЬХОВСКОЙ БОЛОТНО-РЕЧНОЙ ЭКОСИСТЕМЕ, НАХОДЯЩЕЙСЯ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС"-приведены результаты количественной оценки поступления и миграции ^3H , позволяющие выявить ряд особенностей поведения этого радионуклида в указанной водной экосистеме. Последняя расположена в 5 км к юго-востоку от БАЭС и включает в себя искусственно прорытый канал, по которому слаборадиоактивные стоки попадают в Ольховское болото, а из него - в речку Ольховку, впадающую в р.Пышму. Выше по течению р.Пышмы в нее впадают воды из Белоярского водохранилища. Таким образом, оба водотока, содержащие радионуклиды стационарного происхождения, через р.Пышму могут свободно проходить в реки Обь-Иртышского бассейна.

Многолетние наблюдения (1981-1990 гг.) позволили установить, что изотоп поступает в Ольховское болото залповым способом: по мере освобождения накопительных емкостей. Концентрация ^3H в указанный период времени варьировала от уровня фона, характерного для болота (~700 Бк/л) до десятков тысяч Бк/л. Как видно из табл.3, в период работы 2 и 3 блоков БАЭС (1980-1989 гг.) концентрация изотопа в воде была в среднем в 3 раза выше (3380±473 Бк/л

при $n=62$), чем после вывода из эксплуатации 2 блока (1034±156 Бк/л при $n=46$). При этом среднегодовое поступление трития в болотно-речную экосистему, определенное нами совместно с Институтом промышленной экологии УрО РАН и Белоярской АЭС, для указанных выше периодов времени составило соответственно $(300-400) \times 10^{10}$ и $(110-130) \times 10^{10}$ Бк/год (Чеботина, Кулигин и др., 1994).

Представляет интерес оценить, влияет ли Ольховское болото на содержание трития в р.Пышме. Эта река является наиболее крупной

Таблица 3
Концентрация трития в воде Ольховского болота
в различные годы наблюдений

Год набл.	Число повт.	^3H , Бк/л	Год набл.	Число повт.	^3H , Бк/л
1980	2	340±120	1985	5	3220±2000
1981	10	6450±1820	1986	12	2710±270
1982	11	6100±1200	1988	6	3681±1262
1983	6	1010±230	1989	8	3390±1958
1984	4	480±70	1990	46	1030±156

водной артерией в окрестностях Белоярской АЭС, на ее берегах расположены населенные пункты и базы отдыха, а вода используется для различных народнохозяйственных целей. Пробы воды отбирали по течению р.Пышмы на расстоянии от устья р.Ольховки: 13 км (п.Петушки), 18 км (п.Малиновка), 26 км (п.Белокаменный), 33 км (п.Химлесхоз). Одновременно оценивали содержание трития в воде р.Ольховки и в р.Пышме выше устья р.Ольховки. Последнюю точку условно выбрали в качестве контроля. Исследования показали, что в р.Пышме концентрация трития в среднем в 10 раз ниже, чем в р.Ольховке (соответственно 40±1 и 383±26 Бк/л в 1990 г. и 26±1 и 216±7 Бк/л в 1991 г.). Отмечено отсутствие различий по содержанию изотопа в воде р.Пышмы выше и ниже устья р.Ольховки. Последнее свидетельствует о том, что в настоящее время сбросы трития атомной станцией в Ольховское болото существенно не влияют на содержание изотопа в водах р.Пышмы.

Используя тритиевую метку, мы, совместно с НИИ АЭС и Белоярской АЭС, определили скорость прохождения дебалансных вод через Ольховское болото (Луппов и др., 1991; Чеботина, Лисовских и др., 1993). Для этого после предварительной промывки Ольховского болота водами, не содержащими изотоп, в него было сброшено содержимое накопительной емкости с технологическим тритием и зафиксирован момент прохождения тритиевой метки в начале, середине и конце болота. При этом установлено, что время прохождения максимума трития в указанных частях болота составляет 14, 41 и 53 часа от начала сброса дебалансных вод. Полное прохождение фронта

триглия отмечалось через 8-9 суток после начала сброса. Рассчитана средняя линейная скорость прохождения основной массы воды через болотно-речную систему, которая составляет 400 и 100 м/ч соответственно в начале и конце болота.

В разделе "ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ" на основе полученных экспериментальных данных изложены особенности поведения радионуклидов в пресных водоемах. Они заключаются в том, что ввиду variability физико-химических и экологических условий, присущих пресным водоемам, коэффициенты накопления изотопов в растениях и грунтах указанных водоемов изменяются в широких пределах. Только за счет видового разнообразия растений в пределах одной модели водоема коэффициенты накопления ^{59}Fe и ^{60}Co варьируют в 10 раз, ^{91}Y и ^{144}Ce - в 20 раз, ^{90}Sr - в 40 раз, ^{137}Cs - в 100 раз (Тимофеева-Ресовская, 1963). За счет разнообразия экологических особенностей в водоеме коэффициенты накопления для данного радионуклида могут изменяться в несколько раз. Например, для ^{60}Co в зависимости от щелочно-кислотных условий они варьируют в 2-4 раза, от режима освещения - в 3-4 раза, от температуры - в 4-5 раз, от сезона года - в 8 раз. Коэффициенты накопления ^{90}Sr под влиянием перечисленных выше факторов изменяются в 2-4 раза. Кроме того, за счет изменения концентрации кальция в воде они могут варьировать еще в 6-20 раз. Аналогичная картина наблюдается и для грунтов. В частности, коэффициенты накопления ^{90}Sr в зависимости от типа грунта варьируют в пределах от 20 до 100 раз, от концентрации кальция в воде - в 10 раз, от pH - в 65 раз, от сезона года - в 3 раза.

Указанные выше особенности накопления радионуклидов растениями и грунтами следует учитывать при проведении радиоэкологического мониторинга пресных водоемов. При выборе растений-биоиндикаторов следует отдавать предпочтение тем видам, которые отличаются наиболее высокими коэффициентами накопления по отношению к загрязняющим радионуклидам. Это позволит сократить объем работы, связанной с концентрированием изотопа. Целесообразно использовать не любую биомассу растений (смесь разных видов), а фитобионты определенного вида, произрастающие во всех постоянных точках наблюдений в течение всего периода исследований. Растения следует отбирать с определенной глубины и в определенное время суток, имея в виду, что экологические характеристики водоема изменяются в зависимости от времени суток, сезона года, глубины и

т.д. Если в качестве индикатора используется грунт водоема, то следует отдать предпочтение сапрпелю или илистым донным отложениям, обладающим в целом более высокой накопительной способностью. В процессе отбора проб необходимо следить за тем, чтобы во всех точках наблюдений был взят один и тот же тип грунта. Учитывая неоднородность распределения радионуклидов по глубине донных отложений, а также то обстоятельство, что в большинстве случаев максимальная концентрация изотопа находится в верхнем слое, при проведении мониторинга целесообразно отбирать слой грунта от поверхности до определенной глубины, например, 0–15 см.

Пробы грунта в различных точках наблюдений необходимо отбирать в одно и то же время года, учитывая возможное влияние сезонных изменений на процессы накопления. Несоблюдение этих условий может внести ошибку в результаты измерений. При работе на разных водоемах, а также в местах, куда поступают промышленные стоки, следует поставить под контроль pH среды, концентрацию макроэлементов (Ca, Mg) и различных загрязнителей, которые могут увеличивать или уменьшать коэффициенты накопления и тем самым искажать информацию о реальной картине загрязнения.

Весьма удобным объектом для биоиндикации радиоактивного загрязнения пресных водоемов являются харовые водоросли. В первую очередь их целесообразно использовать для биоиндикации загрязнения водоемов по ^{90}Sr , поскольку эта группа растений, как было показано выше, обладает повышенной способностью накапливать данный радионуклид. Однако в ряде случаев они пригодны и для биоиндикации других радионуклидов, в частности, ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{91}Y , ^{137}Cs , ^{144}Ce , коэффициенты накопления которых у харовых водорослей также достаточно высоки. Отмирающая масса растений накапливает перечисленные радионуклиды с такими же коэффициентами накопления, как и живые растения, а сапрпели в условиях естественного водоема поглощают ^{90}Sr и ^{137}Cs даже больше, чем другие типы водного грунта. Указанная особенность харовых водорослей была использована нами при проведении экологического мониторинга оз.Тыгш, расположенного на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа. (Комплексная экологическая оценка..., 1993; Трапезников и др., 1993).

Изложенные выше общие подходы к проведению радиозоологического мониторинга применимы для любого водоема. Однако, по отношению к каждому водоему, схема проведения мониторинга должна

быть конкретизирована с учетом типа водоема, его морфологических особенностей, источника загрязнения. При этом важным моментом является выбор постоянных точек наблюдений, контрольных участков и биоиндикаторов.

На основании проведенных исследований предложен план проведения радиозоологического мониторинга Белоярского водохранилища. В качестве постоянных точек наблюдений, в первую очередь, необходимо взять обводной, промливневый и сбросной каналы. Систематическое измерение концентрации радионуклидов в воде этих каналов и учет расхода воды позволит установить скорость поступления нуклидов в водоем, обнаружить и устранить протечки, являющиеся следствием микроаварий на АЭС. В пределах водоема в качестве постоянных точек наблюдений, по нашему мнению, могут служить следующие акватории:

1 - верховье водоема (контрольный район);

2 - район Щучьего залива (место расположено недалеко от наружной границы наблюдаемой зоны, контроль за которой должен осуществляться согласно СП АЭС);

3 - район плотины (точка характеризует состояние водоема на выходе в р.Пыльму);

4 - район Теплового залива (точка важна для оценки степени влияния подогретых вод, а также в связи с функционированием садкового хозяйства в этом заливе);

5 - район Биофизической станции, расположенный на выходе в водоем двух каналов - промливневого и обводного.

В обозначенных постоянных точках наблюдений следует проводить ежеквартальный отбор проб воды, растений и грунта для анализа на все радиоактивные примеси, которые поступают в водоем-охладитель. В качестве растения-биоиндикатора лучше всего использовать кладофору. По сравнению с другими распространенными в водоеме растениями, она встречается практически во всех точках наблюдений, в том числе в верховье водоема, удобна для отбора с лодки и в целом характеризуется более высокими коэффициентами накопления, чем другие виды растений. Растения следует отбирать одновременно во всех точках в определенное время суток (например, с утра или в поддень) и с определенной глубины. В каждом случае количество повторностей должно быть не менее трех.

В качестве грунта-биоиндикатора удобнее использовать илистые отложения. Среди донных отложений, распространенных в

Белоярском водохранилище, илистый грунт характеризуется повышенной способностью накапливать ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs , встречается во всех постоянных точках наблюдений и занимает относительно большие пространства. Подчеркнем еще раз, что ввиду неравномерности распределения радионуклидов по профилю донных отложений пробы следует отбирать с определенной, строго фиксируемой глубины грунта.

В связи с использованием подогретых вод для промышленного рыборазведения необходимо контролировать рыбу, выращиваемую в садках и поступающую в торговую сеть. Как показали исследования, выполненные в нашем отделе, в целом, садковый карп, питающийся радиоактивно чистым искусственным кормом, накапливает ^{137}Cs меньше, чем свободноживущая рыба в этом водоеме (Куликов, Трапезникова, Трапезников, 1983; Чеботина, Трапезников, Трапезникова, Куликов, 1992). Тем не менее, в случае микроставарийных ситуаций при возрастании концентрации радионуклида в воде она возрастает и в рыбе. Поэтому необходимость контроля за радиоактивной чистотой выращиваемой рыбы очевидна. Для этого из каждой партии рыбы, предназначенной для торговой сети, необходимо отбирать не менее трех средних проб на радиометрический анализ. Для анализа в первую очередь должны быть взяты мягкие ткани (без чешуи, плавников, костей).

Поскольку Белоярское водохранилище используется для любительского лова рыбы, свободноживущую рыбу также необходимо контролировать на содержание основных радионуклидов. С нашей точки зрения, для биоиндикации наиболее подходит плотва. При отборе рыбы достаточно ограничиться тремя точками - зоной подогрева, районом Биофизической станции и верховьем водоема. По результатам исследований в первых двух регионах рыба накапливает в 2-3 раза больше ^{137}Cs , чем в верховье водоема (Чеботина, Трапезников, Трапезникова, Куликов, 1992). При нормальном режиме работы АЭС можно ожидать, что если в наиболее "загрязненных" точках водоема (Теплый залив и район Биофизической станции) концентрация радионуклида в рыбе не будет превышать допустимые пределы, то в остальных случаях она будет ниже и также не превысит установленные нормы. Отбор проб следует производить не менее чем в трех повторностях одновременно во всех точках наблюдений, а для анализа использовать особи одинакового размера и возраста.

При проведении радиоэкологического мониторинга Ольховской

болотно-речной экосистемы по тритию необходимо получить представление об общем количестве сброшенного трития и скорости поступления изотопа в водную среду. Для этого необходимо отбирать пробы воды на тритий из накопительных емкостей каждый раз перед сбросом их в Ольховское болото. В качестве постоянных точек наблюдений нужно взять: 1 - начало болота; 2 - конец болота (место пересечения р.Ольховки с Асбестовским трактом); 3,4 - р.Пышму выше (контрольный район) и ниже устья р.Ольховки. С радиэкологической и санитарно-гигиенической точек зрения, наибольшую опасность от этого радионуклида можно ожидать в период сброса накопительных емкостей, когда концентрация изотопа в воде достигает наиболее высоких значений. В связи с этим при проведении мониторинга целесообразно производить отбор проб именно в момент прохождения максимума трития через болото, чтобы оценить наибольшую нагрузку на экосистему. Согласно нашим исследованиям, прохождение максимума трития в начале и конце болота ожидается примерно через 14 и 53 часа, а в реке Пышме - ориентировочно через 60 часов после начала сброса.

В разделе "ПРАКТИЧЕСКОЕ ПРИМЕНЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ РАБОТЫ И ТЕХНИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ" речь идет о мерах, направленных на улучшение радиэкологической ситуации в исследуемых водных экосистемах. Изучение состояния Белоярского водохранилища свидетельствует о наличии процесса загрязнения водоема, который спустя 35 лет после начала эксплуатации Белоярской АЭС регистрируется практически во всех компонентах водного биоценоза (воде, растениях, планктоне, рыбах, грунтах). С радиационно-гигиенической точки зрения, ситуация на водоеме пока не вызывает опасения. Радиационный фон по берегам и на поверхности зеркала водоема (10-25 мкр/ч)

не отличается от естественного фона, характерного для Свердловской области. Концентрация изотопов в воде в целом не превышает допустимые уровни, указанные в НРБ-76/87, 1988. В отдельных случаях нами зафиксировано превышение норм СП АЭС по ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде района Биофизической станции (раздел 3.3 диссертации), которое не повлияло на радиационную ситуацию в водоеме в целом. Поступление радионуклидов в организм человека с рыбой заметно ниже предела годового поступления для лиц категории В (раздел 3.5 диссертации).

Однако, с точки зрения радиэкологической науки и охраны природы, любое, даже не превышающее допустимые нормы, загрязне-

ние природных экосистем радиоактивными изотопами является нежелательным. Поэтому Международная комиссия по радиационной защите рекомендует по возможности добиваться снижения степени риска от радиационных воздействий до такого уровня, какой возможно разумно достичь с учетом экономических и социальных факторов (Рекомендации МКРЗ, 1985, 1986).

В связи с использованием Белоярского водохранилища в народнохозяйственных целях для снижения опасности негативных воздействий радионуклидов на человека необходимо остановить процесс радиоактивного загрязнения водоема. Поскольку основными путями поступления изотопов в водоем служат промливневый, обводной и сбросной каналы, с нашей точки зрения, технические мероприятия должны быть направлены на снижение выхода радиоактивных стоков через указанные каналы.

Напомним, что через промливневый канал в водоем поступают стоки с крыш помещений и территории станции, а также от соседнего предприятия СФНИКИЭТ. В последние годы наблюдалась тенденция к повышению концентрации изотопов в донных отложениях указанного канала. В частности, с 1978 по 1993 гг. содержание ^{137}Cs в илистом грунте в начале канала возросло в 5-7 раз (от 50-75 до 340 кБк/кг). Кроме ^{137}Cs , в канал поступают и другие радионуклиды (^{134}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr), поэтому суммарная концентрация радиоактивных загрязнителей в грунте значительно выше.

В предшествующий период эксплуатации АЭС илистый грунт промливневого канала, имевший высокую емкость поглощения, выполнял роль своеобразного барьера на пути слаборадиоактивных стоков к водоему. Поглощая изотопы, он в значительной степени очищал воду и препятствовал проникновению радиоактивных загрязнителей в водохранилище. В настоящее время донные отложения канала превратились в радиоактивные отходы, поэтому их емкость поглощения по отношению к радионуклидам в значительной степени снизилась. В любой момент может наступить такая ситуация, когда емкость будет заполнена и радионуклиды транзитом пойдут в водоем. В этом случае грунт канала не сможет выполнять присущую ему барьерную функцию и темпы загрязнения прилегающей части водоема будут резко возрастать. Кроме того, сам факт наличия на берегу Белоярского водохранилища канала, наполненного радиоактивными отходами, свидетельствует о нарушении этических норм отношения к природе и человеку. В настоящее время промливневый канал открыт для досту-

па населения. На нем часто можно видеть рыбаков-любителей. Как правило, это дети, не понимающие опасности контакта с радиоактивными веществами. В жаркое время они купаются и ходят по дну канала. Контроль за отловленной рыбой полностью отсутствует.

Для улучшения радиационной ситуации в Белоярском водохранилище, с нашей точки зрения, целесообразно перевести слаборадиоактивные стоки, идущие через промливневый канал, на водоочистные сооружения и подвергнуть их дополнительной очистке. Канал необходимо очистить от радиоактивных загрязнений путем изъятия грунта и растительности и захоронения их в специальном могильнике для радиоактивных отходов. При проектировании IV и последующих блоков АЭС не следует допускать выведения в водоем подобных каналов, по которым радионуклиды, в силу тех или иных причин, могут попасть в водоем-охладитель.

Обводной канал дренирует территорию вокруг атомной станции. С востока в него впадает канава, вдоль которой проходит трубопровод, отводящий стоки от водоочистных сооружений в Ольховское болото. Трубопровод проходит под землей. Ввиду технической неисправности в нем периодически образуются протечки, в результате которых радионуклиды попадают через указанную выше канаву в Белоярское водохранилище.

Наиболее действенной мерой, которая могла бы способствовать прекращению поступления изотопов в водоем и, следовательно, улучшению радиационной обстановки на водохранилище, является замена старого трубопровода новым. Замена трубопровода невозможна без останковки АЭС. В качестве временной меры на сегодняшний день является проведение ремонтных работ, связанных с починкой отдельных звеньев трубопровода, и ликвидация протечек по мере их появления. Поскольку трубопровод находится под землей, необходимо оперативное обнаружение протечек. Для этой цели мы предлагаем использовать тритиевую метку. Так как стоки, проходящие через водоочистные сооружения, не очищаются от трития, этот изотоп всегда присутствует в дебалансных водах, проходящих через трубопровод и отводимых в болото. Появление трития в обводном канале свидетельствует о наличии протечек в трубопроводе. Наш опыт работы показал, что после проведения ремонтных работ по ликвидации протечек концентрация трития в канале снижается до уровня фона, а по мере возникновения повреждений этот изотоп вновь появляется в концентрациях от тысяч до десятков тысяч Бк/л.

При замене трубопровода следует обратить особое внимание на его техническую надежность и прочность. Согласно нормам СП АЭС (1988 г.) стоки, идущие по трубопроводу, не квалифицируются как жидкие радиоактивные отходы, поэтому допускается прокладка трубопровода непосредственно в грунте, а также сброс этих вод в хозяйственную канализацию (раздел 13.6 и 13.7 СП АЭС). Особые требования к трубопроводу предъявляются лишь в том случае, если он служит для отвода жидких сред с радиоактивностью более $3,7 \times 10^5$ Бк/л (воды спецканализации). В этом случае трубопровод должен прокладываться в железобетонных лотках, конструкция которых исключает проникновение воды из них в грунт и допускает дезактивацию внутренних поверхностей. При этом протечки, попадающие в лотки, собираются в приемную гидроизолированную емкость, а смотровые колодцы на линиях спецканализации имеют устройство для обнаружения, сбора и удаления протечек (раздел 13.7 СП АЭС). С нашей точки зрения, технические требования, предъявляемые к трубопроводу для спецканализации, должны распространяться и на жидкие стоки с радиоактивностью меньше $3,7 \times 10^5$ Бк/л, если в результате повреждения трубы существует опасность загрязнения радионуклидами природной среды. Опыт работы Белоярской АЭС показал реальность такой ситуации.

Выполнение предложенных мероприятий будет способствовать снижению поступления радионуклидов от АЭС в водоем-охладитель. Уменьшится содержание изотопов в воде водозаборного канала, куда они поступают от расположенных выше по течению промливневого и обводного канала, снизится выход радионуклидов в Теплый залив с подогретыми водами. Начнется процесс самоочищения водоема.

В работе поставлена и научно обоснована проблема нормирования выброса трития в окружающую среду предприятиями атомной промышленности, в частности, Белоярской АЭС.

Результаты радиоэкологического исследования Белоярского водохранилища и Ольховской болотно-речной экосистемы были использованы при проведении экологической экспертизы по оценке состояния окружающей среды и влияния на нее действующего энергоблока БН-600.

Материалы исследований использованы для расчета допустимого сброса радионуклидов в водоем-охладитель Белоярской АЭС.

Основные результаты исследований по радиоэкологии пресных водоемов, изложенные в двух монографиях и научных статьях, вошли

в курс лекций по радиэкологии и основам радиобиологии для студентов старших курсов УрГУ.

В разделе "ЗАКЛЮЧЕНИЕ" еще раз подчеркивается, что пресные водоемы характеризуются рядом специфических особенностей, отличающих их от вод Мирового океана. Эти особенности выражаются в значительной вариабельности экологических характеристик, которые изменяются как в пределах одного водоема, так и в разных водоемах. Исследование зависимости коэффициентов накопления радионуклидов от различных физико-химических и экологических факторов позволило оценить степень их вариабельности в лабораторных условиях и природном водоеме для того, чтобы эту информацию в дальнейшем использовать при проведении мониторинга водных экосистем, загрязненных радионуклидами. Основные принципы такого подхода продемонстрированы на примере Белоярского водохранилища и Ольховской болотно-речной экосистемы, расположенных в зоне влияния Белоярской АЭС им. И. В. Курчатова.

ВЫВОДЫ

1. Выявлена и оценена роль основных физико-химических и экологических факторов природной среды в процессах накопления и миграции ряда антропогенных радионуклидов в пресных водоемах. Установлено, что природное разнообразие этих факторов служит мощным модификатором процессов накопления, миграции и перераспределения радионуклидов, приводящим к значительной вариабельности коэффициентов накопления большинства изотопов в различных компонентах этих водных экосистем.

2. Щелочно-кислотные условия среды в пределах их природных вариаций в среднем в 5-10 раз могут изменять коэффициенты накопления ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{90}Sr в растениях и грунтах пресного водоема. При этом поглощение ^{59}Fe и ^{60}Co , как правило, снижается с увеличением pH, ^{90}Sr - возрастает, а накопление ^{137}Cs не зависит от pH. Такой характер поведения разных радионуклидов связан с различиями в физико-химической форме и состоянии этих элементов, зависящими от pH.

3. За счет увеличения степени освещенности коэффициенты накопления ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs у растений могут возрастать в 2-4 раза. Напротив, накопление ^{59}Fe , ^{91}Y , ^{144}Ce не зависит от светового фактора. Высказано предположение о механизме воздействия све-

та на процессы накопления различных радионуклидов пресноводными растениями.

4. Повышение температуры водной среды на 10-20⁰ увеличивает накопление ⁶⁰Co пресноводными растениями и грунтами в 4-5 раз. Влияние температуры на накопление других радионуклидов проявляется в меньшей степени или совсем отсутствует.

5. За счет сезонных изменений в течение года коэффициенты накопления радионуклидов у растений варьируют в несколько (3-8) раз, что связано с изменением их биологической активности в разные сезоны года.

6. В мелководных водоемах озерного типа зимой, по мере нарастания толщи льда и уменьшения слоя подледной воды, за счет процессов вымораживания можно ожидать значительного возрастания общей минерализации: воды и концентрации в ней радионуклидов. Лед при этом существенно обедняется минеральными компонентами и "очищается" от радионуклидов. Данный процесс способствует переходу радионуклидов из воды в донные отложения, в результате чего их концентрация в грунте в этот период возрастает. Указанную особенность следует учитывать при использовании малых водоемов для сброса в них обычных и радиоактивных промышленных стоков.

7. В донных отложениях естественного водоема концентрация ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs экспоненциально убывает с глубиной. В отличие от ⁹⁰Sr его стабильный макроаналог - кальций - распределяется равномерно по всей толще сапропеля, что подтверждает более позднее попадание радионуклида в донные отложения.

8. На примере Белоярского водохранилища впервые проследили судьбу ³H, ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, поступивших в водоем-охладитель в результате 35-летнего периода работы Белоярской АЭС им.И.В.Курчатова. В прилегающей к АЭС части акватории выявлена зона с повышенным содержанием радионуклидов во всех компонентах водного биогеоценоза (в воде, гидробионтах, грунтах) по сравнению с контрольным регионом. За пределами этой зоны содержание их в грунтах заметно ниже и относительно более стабильно, что связано со сравнительно быстрым и равномерным перемешиванием воды с содержащимися в ней радиоактивными примесями. Определены общий запас и распределение изотопов по основным компонентам Белоярского водохранилища. Оценена доля радионуклидов в донных отложениях водоема, поступивших в результате глобальных выпадений и работы АЭС.

9. Изучено поведение трития в Ольховской болотно-речной экосистеме, используемой для сброса дебалансных вод АЭС. Установлена значительная переменность концентрации ^3H в воде экосистемы, что связано с периодичностью поступления изотопа через сбросной канал от АЭС. Установлено, что в период совместной работы II и III блоков АЭС поступление радионуклида в Ольховское болото было в среднем в 3 раза больше, чем после вывода из эксплуатации II блока. В настоящее время влияние Белоярской АЭС на исследуемую водную экосистему ограничивается Ольховским болотом и вытекающей из него небольшой речкой Ольховкой. Рассчитаны время и скорость прохождения тритиевой метки через Ольховское болото, а также показано распределение радионуклида по глубине торфяной залежи.

10. На основании полученных результатов предложен план проведения радиозоологического мониторинга на акватории Белоярского водохранилища и в Ольховской болотно-речной экосистеме. Обсуждаются правила отбора проб в связи с природной переменностью экологических условий и физико-химических особенностей водной среды, присущей пресным водоемам.

11. Намечены технические мероприятия, выполнение которых будет способствовать улучшению радиозоологической ситуации в водных экосистемах района Белоярской АЭС. Они включают: отведение слаборадиоактивных стоков, идущих через промливневый канал, на водоочистные сооружения для дополнительной очистки; изъятие из промливневого канала грунта, представляющего собой радиоактивные отходы, и захоронение его в могильнике для радиоактивных отходов; замену пришедшего в негодность трубопровода, отводящего слаборадиоактивные стоки в Ольховское болото; распространение на него требований, предъявляемых к трубопроводу для спецканализации, и изменение п.13.6 и 13.7 СП АЭС; в качестве временной меры на период ремонта трубопровода - проведение ремонтных работ на старом трубопроводе и использование тритиевой метки для оперативного обнаружения протечек; поставлена и научно обоснована проблема нормирования выбросов трития в окружающую среду в районе Белоярской и других АЭС.

ОСНОВНЫЕ РАБОТЫ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ

1. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я. Сезонная динамика накопления ^{60}Co элодеей (*Elodea canadensis* Rich.)// Экология. 1975. № 15. С. 80-81.

2. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs компонентами биоценоза харовых водорослей // Там же. 1977. N 1. С. 46-54.

3. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я., Фелинская В.Ю. Влияние света на поглощение радионуклидов пресноводными растениями // Накопление радиоизотопов водными растениями. Свердловск, 1978. С.3-7.

4. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я., Куликов Н.В. Сезонная динамика распределения ^{90}Sr и Са между водорослью *Chara tomentosa* G.L. и водной средой // Экология. 1978. N 1. С. 50-54.

5. Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды / Куликов Н.В., Ожегов Л.Н., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. // Радиэкология водоемов-охладителей АЭС. Свердловск, 1978. Вып. IIО. С. 65-70.

6. Куликов Н.В., Боченин В.Ф., Чеботина М.Я. Сезонные изменения содержания ^{90}Sr и Са в компонентах пресноводного озера // Радиобиологическая конференция социалистических стран. Варна, 1978. С. 165-166.

7. Чеботина М.Я. Особенности накопления ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{137}Cs , ^{144}Ce харовой водорослью // Там же. С. 367.

8. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Влияние экологических метаболитов на накопление радиоизотопов пресноводными растениями // Взаимодействие между водой и живым веществом. М.: Наука, 1979. Т.2. С. 62-66.

9. Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Радиэкологические исследования харовых водорослей // Структура и функции водных биоценозов, их рациональное использование и охрана на Урале. Свердловск, 1979. С. 96-97.

10. Чеботина М.Я., Ягов А.П. О кинетике обмена ^{90}Sr между элодеей и водной средой // Экология. 1979. N 5. С. 80-81.

11. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Любимова С.А. О подвижности ^{90}Sr и ^{137}Cs в системах вода-пресноводные растения и вода-грунт // Радиобиология. 1980. Т.20, N 1. С. 146-148.

12. Чеботина М.Я., Боченин В.Ф., Куликов Н.В. Распределение ^{90}Sr и Са между водой и донными осадками в зависимости от сезона года // Экология. 1980. N 5. С. 96-99.

13. Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях пресноводного озера // Гидробиол. журн. 1981. Т.17, вып. 6. С. 82-85.

14. Чеботина М.Я., Любимова С.А. Зависимость сорбции радио-изотопов пресноводными растениями от pH среды // Там же. N 4. С. 101-105.

15. Чеботина М.Я. О прочности фиксации ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями // Радиоактивные изотопы в наземных и пресноводных системах. Свердловск, 1981. С. 47-52.

16. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам болотно-речной экосистемы / Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Чеботина М.Я., Куликов Н.В. // Экология. 1982. № 2. С. 45-49.

17. Влияние подогрева воды на накопление ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , Са и К пресноводными растениями / Трапезников А.В., Чеботина М.Я. Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. // Там же. 1983. № 4. С. 68-70.

18. Чеботина М.Я. Тритий в компонентах биосферы // Поведение изотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 3-21.

19. Чеботина М.Я., Реч Т.А., Куликов В.Н. Тритий в воде и снежном покрове в зоне Белоярской атомной электростанции // Экология. 1984. N 3. С. 74-78.

20. Куликов Н.В., Реч Т.А., Чеботина М.Я. Тритий в воде болотно-речной экосистемы // Там же. N 4. С. 85-86.

21. Влияние подогрева воды на поступление некоторых радиоактивных и стабильных нуклидов в растения Белоярского водохранилища / Гусева В.П., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. // Радиационная безопасность и защита АЭС. М., 1985. Вып. 9. С. 177-178.

22. Караваева Е.Н., Молчанова И.В., Чеботина М.Я. ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах болотно-речной экосистемы в районе Белоярской АЭС // Там же. С. 175.

23. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Влияние подогрева воды на накопление радионуклидов грунтами Белоярского водохранилища // Экология. 1986. № 2. С. 75-77.

24. Накопление радиоактивных и стабильных нуклидов элодеей в зависимости от сезона года / Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Гусева В.П. // Там же. № 6. С. 72-77.

25. Любимова С.А., Чеботина М.Я. Макрофиты Белоярского водохранилища // Водные экосистемы Урала, их охрана и рациональное использование. Свердловск, 1986. С. 88.

26. Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных экосистем. Свердловск : УрО АН СССР, 1988. 126 с.

27. Чеботина М.Я., Реч Т.А., Лисовских В.Г. Экспериментальное изучение поведения трития в системе вода-грунт // Радиозокологические исследования компонентов модельных и пресноводных экосистем. Свердловск, 1988. С. 60-68.
28. Гусева В.П., Чеботина М.Я. Видовой состав и численность фитопланктона некоторых зон Белоярского водохранилища // Там же. С. 68-75.
29. Чеботина М.Я., Реч Т.А., Куликов Н.В. Тритий в донных отложениях болотно-речной экосистемы // Радиозокологические исследования в зоне АЭС. Свердловск, 1988. С. 57-59.
30. ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в планктоне водоема-охладителя АЭС / Гусева В.П., Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Куликов Н.В. // Экология. 1989. № 5. С. 73-75.
31. Влияние теплых вод на высшую водную растительность Белоярского водохранилища / Любимова С.А., Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. // Там же. № 17. С. 73-75.
32. Чеботина М.Я., Реч Т.А., Куликов Н.В. Тритий в зоне Белоярской АЭС им. И.В. Курчатова // Там же. 1990. № 2. С. 34-39.
33. Изучение водного переноса в Ольховском болоте методом тритиевой метки / Лушпов В.А., Кононович А.Л., Чеботина М.Я., Реч Т.А., Лисовских В.Г., Колтик И.И., Рафиков Е.М., Куликов Н.В. // Влияние Ольховского болота на экологическое состояние района расположения Белоярской АЭС. Екатеринбург, 1992. С. 37-41.
34. Радиозокологические исследования Белоярского водохранилища / Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Свердловск : УрО АН СССР, 1992. 77 с.
35. ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища / Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. // Экология. 1992. № 4. С. 78-81.
36. О динамике прохождения жидких сбросов Белоярской АЭС через Ольховское болото / Чеботина М.Я., Лисовских В.Г., Реч Т.А., Кононович А.Л., Рафиков Е.М., Куликов Н.В. // Там же. 1993. № 2. С. 88-90.
37. Радиозокологические исследования озер на территории ВУРСа в Свердловской области / Трапезников А.В., Юшков П.И., Волобуев П.В., Ковальчук А.И., Куликов Н.В., Лисовских В.Г., Назаров А.Н., Светлакова Э.Н., Серебряков Б.Е., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я., Чуканов В.Н. // Реализация государственной программы Российской Феде-

рации по радиационной реабилитации Уральского региона : Тез. докл. науч.- техн. конф. 26-27 апр. 1993 г. Екатеринбург, 1993. С. 9-II.

38. Поступление трития от БАЗС в водные экосистемы / Чеботина М.Я., Кулигин А.П., Реч Т.А., Колтик И.И., Рафиков Е.М. // Безопасность эксплуатации Белоярской АЭС. Екатеринбург, 1994.

С. 187-191.

39. Снижение поступления трития в водные экосистемы в связи с выводом из эксплуатации II блока Белоярской АЭС / Чеботина М.Я., Реч Т.А., Трапезников А.В., Куликов Н.В. // Радиационная безопасность и защита населения : Тез. Международной научно-практической конференции 5-6 апреля 1995 г. Екатеринбург (Россия), 1995.

С. 100-101.

Подписано в печать	18.04.95	Формат	60x84 I/I6
Бумага типографская	Плоская печать	Усл.п.л.	2,09
Уч.-изд.л.	2,00	Тираж	100
		Заказ	270
		Бесплатно	

Редакционно-издательский отдел УГТУ

620002, Екатеринбург, УГТУ, 8-й учебный корпус

Ротапринт УГТУ. 620002, Екатеринбург, УГТУ, 8-й уч.корпус