

М. Я. ЧЕБОТИНА
А. В. ТРАПЕЗНИКОВ
В. Н. ТРАПЕЗНИКОВА
Н. В. КУЛИКОВ



**РАДИО—
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
ИССЛЕДОВАНИЯ
БЕЛОЯРСКОГО
ВОДОХРАНИЛИЩА**

*М. Я. ЧЕБОТИНА, А. В. ТРАПЕЗНИКОВ,
В. Н. ТРАПЕЗНИКОВА, Н. В. КУЛИКОВ*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
ИССЛЕДОВАНИЯ БЕЛОЯРСКОГО
ВОДОХРАНИЛИЩА

УДК 577.41/46 : 577.391

Чеботина М. Я., Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Куликов Н. В. **Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища.** Свердловск: УрО АН СССР, 1992.— ISBN.

Обобщаются результаты многолетних радиоэкологических исследований водоема-охладителя Белоярской атомной электростанции им. И. В. Курчатова, выполненных в отделе континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО АН СССР. Приводятся данные содержания радионуклидов в воде, растениях, рыбах, планктоне, грунтах Белоярского водохранилища в период с 1976 по 1988 г.

Книга рассчитана на широкий круг специалистов в области радиобиологии, экологии, гидробиологии, радиационной гигиены и охраны окружающей среды.

Табл. 35. Ил. 22. Библиогр. 118 назв.

Ответственный редактор
академик **В. Н. Большаков**

Рецензент
доктор биологических наук **И. А. Рыбин**

ВВЕДЕНИЕ

В связи с дальнейшим развитием атомной энергетики особую актуальность приобретают вопросы, связанные с воздействием АЭС на окружающую природную среду. Дополнительное поступление радионуклидов в экосистемы, расположенные в непосредственной близости от АЭС, в случае нарушений технологического режима может приводить к формированию зон с повышенным содержанием в них радионуклидов и соответствующему радиоактивному загрязнению [37, 41, 55, 56, 89, 102, 107, 109]. Радиоэкологические исследования в таких зонах должны проводиться с учетом требований радиационного экологического мониторинга, цель которого — комплексная оценка состояния природных экосистем, находящихся под воздействием АЭС. Такая оценка необходима для прогноза радиоэкологических последствий воздействия АЭС на природную среду и экологического нормирования [22, 40, 41].

Большой интерес представляют работы по изучению влияния АЭС на водоемы-охладители. В качестве последних обычно используются реки (Дон для I и II блоков Нововоронежской АЭС), озера (Имандра для Кольской АЭС), водохранилища (для Курской и Белоярской АЭС). Подобные водоемы, как правило, имеют многопрофильное назначение: используются для питьевого водоснабжения, технического водоснабжения предприятий пищевой промышленности, рыболовства, орошения и поливного земледелия, водопоя скота, отдыха и туризма. Обеспечение чистоты таких водоемов особенно важно для защиты человека от вредных, в том числе радиационных, воздействий. Установлено, что с технологическими стоками АЭС в водоемы-охладители поступает ряд радиоактивных изотопов, при этом наибольший вклад в загрязнение водных экосистем вносят ^3H , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{51}Cr , ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{131}I . Большинство радионуклидов, попадая в водоемы, быстро поглощается водными организмами и донными отложениями, в результате чего их содержание в воде резко снижается. Однако низкое содержание радионуклидов в воде не всегда свидетельствует о чистоте водоема в целом. Даже при полной пригодности ее для питья концентрация многих радионуклидов в водных растениях и животных может поддерживаться на уровне, превышающем их концентрацию в водной среде на порядки

величин [39, 68, 69, 70]. Это необходимо учитывать при нормировании содержания радионуклидов в водоемах-охладителях АЭС. Для обоснования таких экологических норм следует определить перечень критических радионуклидов в водоемах-охладителях различных типов АЭС, изучить закономерности их миграции и депонирования в основных компонентах водоема, выявить наиболее чувствительные звенья водного биогеоценоза к радиоактивным загрязнениям и другим примесям с учетом разнообразных гидробиологических факторов. В ходе выполнения этих работ необходимо выявлять организмы-биоиндикаторы, позволяющие экспресс-методом оценивать уровни загрязнения водоема в целом и отдельных его компонентов [30, 32, 34, 46, 103, 105, 106, 109, 112—114].

Наряду с радиационным воздействием на водные биоценозы большое влияние на экологию водоемов-охладителей оказывают тепловые сбросы АЭС. Крупные ТЭС и АЭС мощностью 2100—2400 МВт забирают для охлаждения и сбрасывают в подогретом состоянии 70—90 м³/с воды, повышая таким образом температуру водоема-охладителя [59]. В зоне постоянного подогрева изменяется гидрологический, гидротермический, гидрохимический и биологический режимы водоема. Считается, что подогрев воды до 20—25 °С положительно влияет на жизнь гидробионтов, а выше 30 °С, наоборот, угнетает их развитие. Поэтому в зимнее время в зонах подогрева, как правило, наблюдается увеличение количества видов гидробионтов, а в летнее, особенно при сильном прогреве воды,— уменьшение.

Макрофиты на повышение температуры водной среды реагируют по-разному в зависимости от их видовой принадлежности, климатической зоны, других сопутствующих факторов.

В пределах умеренных температур подогрев воды приводит к ускорению роста и развития растений, вызывая сдвиг фенологических фаз на более раннее время, удлинение вегетационного периода, изменение соотношения видов за счет увеличения роли эвритермных и теплолюбивых форм. Сильный подогрев ведет к нарушению размножения, развития, структуры сообществ и к отмиранию растений [23, 50, 51, 101].

Видовой состав фитопланктона в малой степени зависит от температурного фактора, однако с повышением температуры в составе фитопланктона обычно уменьшается численность диатомовых и возрастает — зеленых, пиррофитовых и синезеленых водорослей. Последние оказываются наиболее выносливыми к повышенным температурам. Изучая фактор влияния подогрева воды на интенсивность фотосинтеза фитопланктона, исследователи приходят к выводу, что первичная продукция повышается при подогреве воды до сравнительно невысоких температур (15—20 °С), но тормозится или подавляется при более высоких [15, 16, 19, 20, 62, 100, 108, 118].

Влияние температурного фактора на зоопланктон, как пра-

вило, неоднозначно. В ряде случаев отмечается повышение продукции зоопланктона в зоне подогрева, в других, наоборот, она может снижаться. Очевидно, при оценке продукции зоопланктона необходимо учитывать величину преобладающих температур и степень их постоянства, условия питания животных, расстояние от водосброса. Как правило, отмечаются удлинение жизненного цикла и наличие фенологических сдвигов в зоопланктоне зоны подогрева [73, 77, 110, 117].

Рыбы обладают хорошо развитой способностью к термической акклиматизации, что позволяет многим видам рыб обитать в зоне подогрева. В условиях повышенных температур отчетливо выражены смещение жизненного цикла рыб, более раннее их созревание и наступление нереста, усиленный рост молоди. Общий период роста значительно удлиняется, и сеголетки рыб достигают к осени больших размеров, чем при естественном температурном режиме. Температура, приближающаяся к 30°C, несмотря на акклиматизационные возможности, оказывает отрицательное влияние почти на всех рыб, вызывая уход их из зон подогрева или депрессию размножения, роста и питания. В зонах подогрева, кроме того, наблюдается значительное повышение интенсивности заражения рыб различными паразитами [13, 21, 36, 42, 57—59, 75].

Одно из наиболее неблагоприятных воздействий АЭС на флору и фауну водоемов-охладителей — механическое травмирование мелких гидробионтов в результате ударов о заградительные решетки перед входом в насосы и при прохождении их с охлаждающей водой через насосные установки и конденсаторные трубки. Во время прохождения через охлаждающую систему реактора вода соприкасается с поверхностями, нагретыми иногда до 90—100°C. В результате за один этап циркуляции в ней погибает до 50 % зоопланктона и до 100 % икры и личинок рыб. Оставшиеся живые личинки рыб, вследствие стрессовых реакций, теряют ориентировку и легко погибают или становятся добычей хищных рыб [10].

В зоне сброса радиоактивных веществ в водоемы-охладители действие радиационного фактора проявляется на фоне подогрева воды и механического травмирования мелких гидробионтов, что может приводить к различным синергическим эффектам. Повышение температуры воды способствует увеличению накопления радионуклидов гидробионтами и тем самым возрастанию лучевых нагрузок на организмы [14, 28, 44, 104].

Дополнительное травмирование и повреждение мелких организмов при прохождении через агрегаты станции снижают их общую резистентность, что может приводить к различным синергическим эффектам.

Кроме радиоактивных и тепловых сбросов, в водоемы-охладители поступают другие техногенные ингредиенты (удобрения, пестициды, смазочные материалы, моющие средства, соли тя-

желых металлов). Токсическое действие многих из них на гидробионты усиливается при повышении температуры водной среды. Последнее говорит о неправомочности прямого перенесения данных о ПДК вредных химических веществ в воде обычных водоемов на условия водоемов-охладителей без учета влияния температурного фактора [38, 70, 99].

Дно водоема депонирует в себе не только радиоактивные изотопы, но и почти все другие компоненты, загрязняющие водоем, в том числе тяжелые металлы, пестициды и т. д. При сбросе тепла увеличивается растворимость этих компонентов, происходят вторичное загрязнение воды и повышение токсичности вредных веществ.

Формирование в водоемах-охладителях зон подогрева способствует дополнительному испарению воды и повышению влажности воздуха на 10—15 %. В условиях повышенной влажности в атмосфере образуются центры преципитации, приводящие к увеличению плотности выпадения радионуклидов в ближней зоне и ухудшению рассеивания аэрозолей. Оценка воздействия газоаэрозольных выбросов на население и окружающую среду без учета теплового режима водоемов-охладителей может привести к неправильным прогнозам радиационной безопасности населения вблизи АЭС [10].

Среди прочих радионуклидов в водоемы-охладители и другие водные экосистемы в районах расположения атомных станций поступает тритий. При испарении воды он легко переходит в приземный слой воздуха и с вдыхаемой влагой может поступать в организм человека. В отличие от прочих радионуклидов, тритий характеризуется большой подвижностью, он не локализуется в донных отложениях водоемов, а разносится с током воды на большие расстояния. В связи с достаточно высокой токсичностью и мутагенностью трития в организме, а также его большой подвижностью в природе необходимо стремиться к ограничению выбросов этого опасного излучателя в окружающую среду, в частности, в водоемы-охладители [2, 39, 60, 85, 86, 115].

С увеличением в ближайшее десятилетие числа крупных атомно-энергетических установок возрастает и их экологическое воздействие на водоемы, используемые для удаления избытка тепла и частично техногенных радиоактивных сбросов. К сожалению, масштабы такого воздействия оценить пока трудно, поскольку экологические исследования водоемов-охладителей АЭС находятся в самой начальной стадии. На наш взгляд, такие работы могли бы успешно выполнять специальные исследовательские группы радиэкологического профиля при крупных промышленных АЭС, расположенных в разных почвенно-климатических зонах и оснащенных необходимой экспериментальной базой и техникой. Создание таких групп будет способствовать не только решению практически важных задач

бесконфликтного взаимодействия ядерно-энергетических установок с окружающей средой, но и разработке смежных проблем экологии и биогеоценологии [1, 45].

В настоящей работе обобщаются результаты многолетних радиоэкологических исследований, характеризующие содержание радионуклидов в основных компонентах Белоярского водохранилища, используемого в качестве водоема-охладителя Белоярской атомной электростанции им. И. В. Курчатова. Работа выполнена в отделе континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО АН СССР.

1. ЭКОЛОГО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

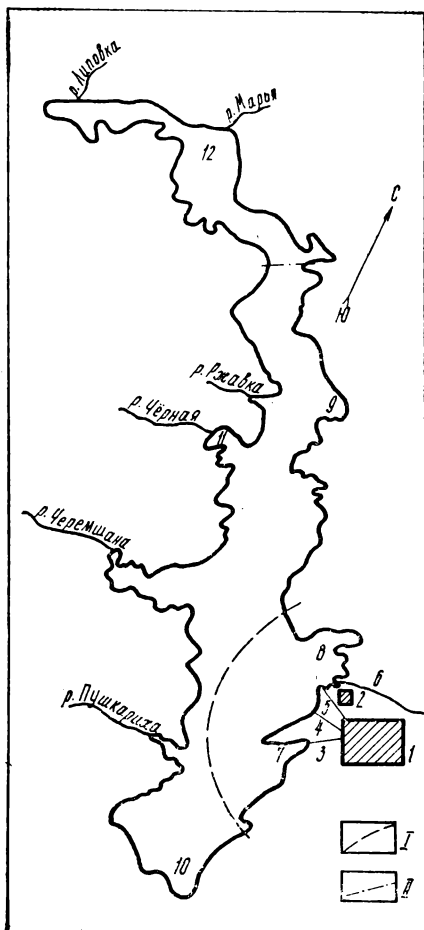
Белоярское водохранилище расположено на Среднем Урале, в 60 км к востоку от г. Свердловска. Водоем образован в 1959—1963 гг. путем зарегулирования русла р. Пышмы, в 75 км от ее истока. Река Пышма относится к Обь-Иртышскому бассейну и является правым притоком р. Туры, впадающей в р. Тобол — приток р. Иртыша. Исток р. Пышмы — оз. Ключевское, расположенное на массиве Молебского болота, вблизи г. Верхняя Пышма. Протяженность реки 626 км, площадь водосбора 19400 км². Скорость течения в межень 0,5—0,7 м/с, ширина колеблется в пределах 8—10 м в верховье, а ближе к устью достигает 60—100 м [45]. В зону затопления включена часть территории Белоярского района, в основном покрытая смешанными березово-сосновыми лесами. Кроме того, затоплены пахотные и луговые угодья Белоярского и Березовского районов. Ложе водохранилища было подготовлено для затопления в приплотинной части; на основной его площади затоплены кустарники, пни, срубленные деревья. Протяженность водоема около 20 км, ширина на уровне БАЭС около 3 км. Глубина по фарватеру р. Пышмы достигает 15—20 м, средняя глубина 8—9 м. Зеркало водоема составляет 47 км² [6]. В водоем впадают речки Пушкариха, Черемшанка, Черная, Марья, Липовка и др.

Берега водоема преимущественно пологие, местами каменистые, в основном заняты лесом, кое-где встречаются кустарниковые болота и пастбищно-луговые угодья. По качеству воды водоем можно отнести к гидрокарбонатно-кальциевому типу со средней степенью минерализации и слабощелочной реакцией среды [47, 48].

Белоярское водохранилище находится в начальной стадии формирования, поэтому водные растения чаще можно встретить в заливах, чем в центральной его части. Среди 29 зарегистрированных видов макрофитов преобладают рдесты (*Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *P. compressus*), кладофора (*Cladophora glomerata*, *C. fracta*), элодея канадская (*Elodea canadensis*), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum*) и некоторые другие виды. Ихтиофауна водоема представлена в основном плотвой (*Rutilus rutilus*), лещом (*Abramis*

Рис. 1. Схема Белоярского водохранилища

1—Белоярская АЭС; 2—Биофизическая станция; каналы: 3—водосборной (теплый), 4—водозаборный, 5—промливневый, 6—обводной; заливы: 7—Теплый, 8—Голубой, 9—Щучий; 10—плотина, 11—устье р. Черной; 12—верховье. Границы зон: 1—санитарно-защитной (3 км), 11—наблюдаемой (10 км).



brama), щукой (*Esox lucius*), зеркальным карпом (*Cyprinus carpio*), реже встречаются линь (*Tinca tinca*), карась (*Carassius auratus gibelii*), окунь (*Perca fluviatilis*), судак (*Lucioperca lucioperca*).

Среди фитопланктонных организмов по числу видов преобладают зеленые водоросли (хлорококковые, десмидиевые и вольвоксовые), менее распространены диатомовые, сине-зеленые, эвгленовые, пирифитовые и другие отделы водорослей. В составе зоопланктона основную массу составляют ракообразные (веслоногие и ветвистоусые рачки), в меньшей численности встречаются коловратки. Преобладающий тип донных отложений в водоеме — илистый сапропель, кроме него встречаются затопленная почва, песчано-илистый, илисто-песчаный и песчаный грунты.

Белоярская атомная станция расположена на левом берегу водохранилища, в 7 км к северу от плотины (рис. 1). Поступление радиоактивных веществ от АЭС во внешнюю среду возможно воздушным (через вентиляционные трубы, в виде принудительного выхлопа пара из барбатеров) и водным путем. Коммуникации жидких стоков расположены следующим образом. Дебалансные промышленные воды станции после прохождения через систему водоочистки вместе с хозяйственными стоками пос. Заречный поступают в Ольховское болото, расположенное в 5 км к юго-востоку от АЭС. Частичный сброс слаборадиоактивных жидких стоков в водоем-охладитель осуществляется через промливневый канал (ПЛК). Кроме указан-

ного канала, на расстоянии около 0,5 км от него, ниже по течению, расположен водозаборный канал, через который производится забор воды из водоема для систем охлаждения АЭС. Еще ниже (2—2,5 км) расположен водосбросный (теплый) канал, с помощью которого вода после прохождения через системы охлаждения сбрасывается в водоем. В зоне подогрева (Теплый залив) температура воды в летний период в среднем на 6—7 °С выше, чем за ее пределами.

В 0,5 км от БАЭС, в сторону верховья водохранилища, расположен еще один канал общей протяженностью около 1,5—2 км. Он берет свое начало около водоочистных сооружений, в него сливаются и воды из котельной БАЭС. Канал впадает в залив водоема-охладителя за Биофизической станцией (Голубой залив). Раньше в этот канал выводились жидкие слабо-радиоактивные воды АЭС, поступавшие в него через трубу, расположенную в 600—700 м выше места впадения в залив. В настоящее время выход из трубы забетонирован. Согласно технологии, в канал не должно производиться сброса каких-либо радиоактивных веществ, однако такие протечки, по-видимому, имеют место — от водоочистных сооружений АЭС. Этот канал — ответвление другого канала, — окружающего атомную станцию, поэтому будем условно называть его обводным.

2. ОБЪЕКТ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Объекты исследования — вода, растения, рыбы, грунты, планктон Белоярского водохранилища. В некоторых случаях для сравнения использовали соответствующие компоненты Рефтинского водохранилища. Последнее расположено в 45 км на северо-восток от Белоярского водоема, аналогично ему по морфометрическим показателям, используется в качестве водоема-охладителя Рефтинской ТЭС. Кроме того, исследовали воду р. Пышмы, колодцев, скважин и родников ряда населенных пунктов в пределах наблюдаемой зоны БАЭС, а также снег и дождевые осадки этой зоны и из контрольных регионов (д. В. Дуброво, пос. Рефтинский, г. Свердловск).

В лабораторных экспериментах и природных условиях объектами исследования служили 17 видов водных растений (*Potamogeton crispus*, *P. perfoliatus*, *P. pectinatus*, *P. lucens*, *P. compressus*, *Eloдея canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrocharis morsus ranae*, *Lemna minor*, *Stratiotes aloides*, *Cladophora fracta*, *Miriophyllum spicatum*, *Ranunculus circinatus*, *Calla palustris*, *Typha latifolia*, *Carpus lacustris*, *Hydrocharis morsus ranae*), шесть видов рыб (*Rutilus rutilus*, *Abramis brama*, *Esox lucius*, *Tinca tinca*, *Carassius auratus gibelio*, *Curinus carpio*), фито- и зоопланктон и пять типов водного грунта (песчаный, песчано-илистый, песчано-каменистый, затопленная почва, илистый сапропель).

Для проведения лабораторных экспериментов воду; растения, рыб и донные отложения отбирали из Белоярского водохранилища. Воду фильтровали и разливали по аквариумам объемом от 1 до 5 л. Последние размещали в специально сконструированных камерах или холодильных прилавках, где поддерживали заданную температуру и условия освещения. Радионуклиды (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{137}Cs) вносили в воду в виде хлоридных солей в количестве 1—2 МБк/л. Растения выдерживали в лабораторных условиях в течение 2 сут, рыб — 1 мес для акклиматизации, после чего помещали в аквариумы с радиоактивной водой. Грунты отфильтровывали от воды и помещали в опытные аквариумы по 120 г сырой массы грунта на 1 л приготовленного раствора радионуклида.

Все опыты проводили в монокультуре в трех повторностях. Пробы воды, грунта и гидробионтов отбирали через 2, 4, 8,

16, 32 сут и более с момента начала опыта, высушивали их в сушильном шкафу, грунты, растения и рыбу растирали в ступке, после чего готовили навески для радиометрии.

Эксперименты по изучению вертикального перемещения трития в грунтах в зависимости от температуры проводили в стеклянных цилиндрах высотой 23 см и диаметром 3,5 см. В одной серии опытов изучали переход излучателя из водного столба в грунт. Для этого влажный грунт помещали на дно экспериментального сосуда, уплотняя таким образом, чтобы исключить образование в нем воздушных прослоек, после чего сверху осторожно заливали раствор, содержащий тритий. Во второй серии опытов изучали переход трития из грунта в водный столб. С этой целью на дно сосуда через воронку с удлиненным кончиком заливали раствор, содержащий тритий, таким образом, чтобы стенки в верхней части сосуда не загрязнялись изотопом. После этого через воронку на дно сосуда засыпали сухой грунт до уровня меченного тритием раствора, затем сверху заливали чистую воду. Высота слоя грунта и слоя воды над ним в каждом опыте была одинакова и составляла 10 см. Тритий вносили в исходные растворы в виде тритиевой воды в количестве 0,1 МБк/л. Сосуды плотно закрывали пробками. Часть из них помещали в холодильник ($t = -4^\circ\text{C}$), часть располагали на лабораторном столе ($t = 17^\circ\text{C}$) и часть — в термостате ($t = 42^\circ\text{C}$). Продолжительность экспериментов составляла около года. В процессе их проведения периодически отбирали пробы воды из столба над грунтом. Пробы для радиометрии готовили по методике, описанной в работе [72].

В природных условиях изучали концентрацию радионуклидов в воде, грунтах и гидробионтах Белоярского водохранилища. Для определения содержания ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs пробы воды отбирали в двух-трех повторностях (по 200 л на повторность) в различных точках по фарватеру водохранилища, в заливах и каналах, впадающих в водоем. Пробы воды подкисляли, фильтровали, затем выпаривали, а сухие остатки озоляли при $t = 450^\circ\text{C}$. Для количественного определения трития проводили предварительное обогащение проб воды методом одноступенчатого электролиза [92].

Растения в трех повторностях по 2—5 кг сырой массы на повторность отбирали в прибрежной зоне водоема-охладителя в летне-осенний период, а в 1976—1978 гг. в зоне подогрева (Теплый залив) в течение круглого года. Растения отмывали от загрязнений, взвешивали и высушивали до воздушно-сухого состояния, после чего озоляли в муфельной печи при 450°C .

Рыб обоего пола отлавливали сетями в летне-осенний период. Вес одной пробы каждого вида рыб (в трех повторностях) составлял 3 кг сырой массы. На одну повторность приходилось в среднем 30 особей плотвы, три щуки, четыре леща, 22 линя,

20 карасей, пять карпов. Тушки рыб (без внутренних органов) высушивали и озоляли при 450 °С в муфельной печи.

Для определения видового состава и численности фитопланктона его отбирали из водоема в июне—августе при помощи батометра, консервировали, сгущали, после чего анализировали с помощью камеры Горяева и микроскопа МБИ-15. Зоопланктон для этого отлавливали специальным сачком, изготовленным из мельничного газа № 70. Пробы консервировали и затем анализировали при помощи бинокулярной лупы и камеры **Богорова** [52]. Для определения содержания радионуклидов в планктоне последний отлавливали с помощью сетки из мельничного газа № 70. Поскольку разделить фито- и зоопланктон на этом этапе работы не представлялось возможным, учитывали лишь суммарный планктон. Отлов производили методом трала с лодки. Пробы планктона в трех повторностях подсушивали и растирали до однородной массы.

Донные отложения отбирали с помощью специальных пробоотборников—2—3 кг сырой массы на повторность, подсушивали до воздушно-сухого состояния и просеивали через сито диаметром 1 мм.

Радиометрию проб в лабораторных опытах с ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{137}Cs производили на счетной установке типа ПСТ-100 с торцовым счетчиком СБТ-13. Содержание ^{90}Sr в пробах воды, грунта, гидробионтов из естественного водоема определяли радиохимически, а ^{60}Co и ^{137}Cs —гаммаспектрометрическим методом с использованием многоканального амплитудного анализатора АИ-256-6 со сцинтилляционным NaI(Tl)—детектором типа «Лимон». Тритий в пробах определяли на жидкостных сцинтилляционных счетчиках Изокап-300 и Дельта-300. Химический анализ проб выполнен по общепринятым методам [4, 25, 53, 76].

3. ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Результаты обследования водохранилища в первые годы после зарегулирования (1959—1961 гг.), полученные сотрудниками Свердловского НИИ гигиены труда и профпатологии совместно с Уральским отделением ВНИИОРХ, показали, что вода Белоярского водохранилища гидрокарбонатно-кальциевая со значительной степенью минерализации; плотный остаток в зимнее время достигает 448 мг/л, а летом колеблется в пределах 130—350 мг/л. Повышенную цветность воды авторы связывают с поступлением гуминовых веществ с верховья р. Пышмы и от разлагающейся растительности дна водохранилища. О высокой степени загрязнения органическими веществами говорят данные окисляемости, достигавшей в отдельные периоды 30 мг/л, и значительное биохимическое потребление кислорода (БПК₅), доходившее до 9,5 мг/л. Одновременно в водоеме наблюдался значительный дефицит кислорода: в марте 1959 г. концентрация (мг/л) его была 0,2, в 1960—0,57, в конце 1961 г.—2,4. Столь напряженный и неблагоприятный кислородный режим указывает на интенсивное загрязнение водоема органическими веществами [24, 45, 49, 66].

По данным Свердловской областной СЭС, в зимний период 1972—73 гг. степень загрязнения водоема органическими веществами существенно снизилась (табл. 1). Окисляемость воды в этот период составила 7,6—11,6 мг/л O₂, БПК₂₀—0,2—2,6 мг/л O₂. В районе баз отдыха величина биохимического потребления кислорода несколько выше (до 2,6—4,3 мг/л O₂). Содержание кислорода по сравнению с 1959—1961 гг. возросло до 7,6—11,4 мг/л. Следовательно, в указанный период произошло некоторое очищение водоема от органических загрязнений. Содержание растворенных веществ в воде изменялось в пределах 242—296, кальция—26,0—38,0 магния—10,3—24,5, хлоридов—18,1—31,4, сульфатов—22,7—46,1 мг/л. Цветность воды не превышала нормы и выражалась величинами 30—40° шкалы. Запах не обнаружен, прозрачность 30 см. Активная реакция среды (рН) в пределах нейтральной—от 6,5 до 7,0 со щелочностью 2,0—2,3 мг·экв/л. Нитриты обнаружены во всех точках отбора. Из металлов в некоторых точках присутствовал фтор; медь, цинк и мышьяк в пробах воды отсутствовали.

**Санитарно-гигиеническая характеристика
Белоярского водохранилища в 1972—73 гг. [119]**

Показатель	Зимний период	Летний период
Цветность, градусы . . .	35±5 *	40±0
Запах, баллы	Не обн.	Не обн.
Осадок	Незначительный, светлый, хлопьевидный	Незначительный, бурый, хлопьевидный
Прозрачность, см	30±0	30±0
Щелочность, мг·экв/л	2,1±0,03	1,9±0,04
Жесткость, мг·экв/л		
Общая	3,0±0,15	2,5±0,03
Карбонатная	2,1±0,03	1,9±0,04
Некарбонатная	0,8±0,13	0,6±0,02
Окисляемость, мг/л O ₂	9,3±0,53	9,2±0,21
БПК ₂₀ , мг/л O ₂	1,6±0,4	6,6±1,2
pH	6,7±0,07	7,4±0,04
Азот **		
Нитритов	0,03±0,006	0,06±0,003
Нитратов	Следы	Следы
Железо общее	»	0,13±0,02
Хлориды	26,6±1,80	24,8±0,55
Сульфаты	40,0±3,0	35,4±0,2
Кальций	34,0±1,6	29,8±0,6
Магний	15,0±1,9	12,3±0,1
Растворимый кислород	10,0±0,5	7,9±0,4
Плотный остаток	253±9	215±4
Фтор	0,40±0,02	0,28±0,02
Медь,	Не обн.	Следы
Цинк	»	Не обн.
Мышьяк	»	»
Свинец	Не опр.	Следы

Примечание. Данные, усредненные по водоему.

**Здесь и далее приведена среднеквадратическая ошибка среднего арифметического.

** Здесь и ниже, мг/л.

В летний период 1972—73 гг. по сравнению с зимним вода Белоярского водохранилища по цветности, запаху, взвешенным веществам, прозрачности, pH и минерализации существенно не различалась. Однако отмечено увеличение биохимического потребления кислорода, что при наличии азота, аммиака, нитритов и следов нитратов свидетельствует о поступлении в летние месяцы органических загрязнений. Количество растворенного кислорода по сравнению с зимним периодом несколько уменьшилось (до 5,6—10,0 мг/л). Железо обнаружено в небольшом количестве (0,08—0,28 мг/л). Фтор не превышал допустимую норму. Медь, цинк и мышьяк не обнаружены. Таким образом, в целом по сравнению с периодом 1958—1961 гг. кислородный режим Белоярского водохранилища несколько

улучшился, однако в летнее время при интенсивном использовании водоема в качестве зоны отдыха и рыболовства увеличилось загрязнение воды органическими веществами.

В табл. 2 приведены усредненные по всему водоему данные химического состава воды в период с 1973 по 1983 г. Содержание основных ионов (Ca, Mg) и степень минерализации воды за рассматриваемый период существенно не менялись. Окисляемость в среднем несколько ниже по сравнению с более ранним периодом формирования водоема, что свидетельствует о процессе самоочищения. Вместе с тем в 1980—1983 гг. увеличилось количество сульфатов и хлоридов в воде, что, очевидно, связано с загрязнением ее промышленными и хозяйственными стоками Свердловского, Верхне-Пышминского и Березовского промышленных узлов. Вода в водоеме приобрела явно щелочную реакцию, обусловленную развитием водной растительности.

Представляют интерес данные, характеризующие гидрохимический состав воды в различных зонах Белоярского водохранилища от его верховья до плотины. Результаты обследования водоема в 1983 г. свидетельствуют о том, что в целом гидрохимические показатели по всему водоему довольно близки. Отмечено лишь некоторое повышение концентрации ряда ионов в верховье (табл. 3). Согласно наблюдениям сотрудников УралНИИВХа, в 1988—1989 гг. зона верховья водоема-охладителя испытывает на себе заметное влияние вод р. Пышмы. Концентрация основных ионов в речной воде в 1,3—1,8 раза выше, чем в водохранилище, а концентрация фосфора и азота в воде р. Пышмы в 20 и более раз превосходит таковую в воде водоема. Разбавление воды р. Пышмы в верховье водохранилища и активное поглощение биогенных элементов обильной водной растительностью способствуют тому, что в остальной части водоема поддерживается относительно стабильная концентрация основных ионов в воде [67].

В процессе изучения радиэкологической обстановки на Белоярском водохранилище особое внимание уделяли Теплому заливу — месту сброса в водоем подогретой воды АЭС. В связи с этим более детально исследовали гидрохимический состав воды зоны подогрева и контрольного района (Щучий залив). Сравнительный анализ проводили в течение летних месяцев 1980—1982 гг. [48] и 1986 г. [15]. Оказалось, что вода Тепло-го залива по содержанию основных ионов практически не отличается от таковой контрольного региона (табл. 4).

Следовательно, на основании многолетних наблюдений за гидрохимическим режимом Белоярского водохранилища можно сделать вывод, что в процессе формирования водоема (с 1959 по 1988 г.) гидрохимический состав воды претерпел некоторые изменения. Отмеченный в первые годы наблюдений неблагоприятный кислородный режим, связанный с его дефицитом и повышенной цветностью воды, указывает на интенсив-

Таблица 2

Химический состав воды Белоярского водохранилища
за летний период 1973—1983 гг. [48], мг/л

Год	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Окисляе- мость, O ₂	Сухой остаток	pH водн.
1973	28,7±0,2	11,4±0,2	149,4±9,5	23,2±1,7	42,8±1,7	6,5±1,2	245,0±10,8	—
1980	32,5±0,5	14,8±3,9	160,0±13,5	33,9±0,1	67,1±7,6	6,5±1,5	246,9±45,4	—
1981	34,1±0,1	12,7±0,6	169,0±18,9	35,6±0,2	72,0±0,3	7,4±0,4	262,3±8,8	—
1982	38,3±0,6	20,5±2,8	130,6±15,7	36,2±0,4	73,2±5,3	8,9±1,4	294,0±20,0	—
1983	32,9±1,5	15,7±2,1	131,2±4,5	35,5±0,8	69,8±4,7	3,4±0,1	268,0±20,7	8,2±0,2

Таблица 3

Концентрация основных ионов в воде различных зон
Белоярского водохранилища в 1983 г. [49], мг/л

Место отбора	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	P ₂ O ₅	Na ⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻	Окисляе- мость, O ₂	pH
Верховье	42,6	12,6	149,6	33,2	0,7	18,0	5,6	77,2	3,7	7,5
Район высоковольтной линии	38,4	9,2	133,6	34,2	0,1	21,0	5,6	57,1	3,4	8,8
Щучий залив	34,4	14,6	124,4	37,7	0,06	21,2	6,6	70,6	3,2	8,9
Биостанция	28,4	19,8	129,3	37,3	0,4	20,0	6,0	76,7	3,4	7,9
Теплый залив	30,4	16,8	126,2	36,3	0,02	21,2	6,6	76,7	3,4	7,9
Плотина	23,4	21,1	124,4	34,5	0,1	21,0	6,7	50,4	3,5	8,2

Таблица 4

Химический состав воды двух заливов Белоярского водохранилища (1986 г.)

Показатель	Теплый залив			Щучий залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Ca ²⁺ , мг/л	40,1	38,1	38,1	36,1	38,1	38,1
Mg ²⁺ , мг/л	14,6	20,7	14,6	13,4	13,4	15,8
K ⁺ +Na ⁺ , мг/л	17,0	5,5	13,1	9,7	18,2	14,2
NH ₄ ⁺ , мг/л	0,4	0,2	0,2	0,4	0,4	1,0
SO ₄ ²⁻ , мг/л	58,4	49,4	46,1	50,2	52,7	46,1
HCO ₃ ⁻ , мг/л	158,6	164,8	158,7	134,2	158,7	170,9
Сухой остаток, мг/л	220	214	206	196	218	212
Свободная углекислота, мг/л	17,6	13,2	13,2	17,6	17,6	13,2
Общая жесткость, мг·эquiv	3,2	3,6	3,1	2,9	3,0	3,2
Щелочность, мг·эquiv	2,6	2,4	2,6	2,2	2,6	2,8
pH _{водн.}	8,4	8,4	8,5	8,5	8,4	8,4

Примечание. Fe³⁺, Fe²⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ обнаружены в следовых количествах.

ное его загрязнение органическими веществами, в первую очередь, от разлагающейся растительности дна водохранилища. В более поздний период, благодаря процессам самоочищения, кислородный режим водоема значительно улучшился, однако в летние месяцы при интенсивном использовании водохранилища в качестве зоны отдыха загрязнение воды органическими веществами сохраняется. В период после 1980 г. отмечено увеличение количества сульфатов и хлоридов в воде, что, очевидно, связано с загрязнением ее промышленными и хозяйственными стоками предприятий. Вместе с тем по мере развития водной растительности вода приобрела щелочную реакцию. Концентрация основных ионов (Ca²⁺, Mg²⁺, HCO₃⁻) за рассматриваемый период практически не изменилась. В целом гидрохимический состав воды по всему водоему, включая район сброса подогретых вод, оказался довольно однородным. В настоящее время водоем можно характеризовать как гидрокарбонатно-кальциевый со средней степенью минерализации и нормальным кислородным режимом. Наличие зоны с повышенной температурой воды и слабощелочная реакция среды создают благоприятные условия для обитания рыб и других гидробионтов.

4. СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В КОМПОНЕНТАХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС

4.1. Содержание радионуклидов в воде водоема

При нормальном режиме работы атомной станции среди поступающих в водоем радионуклидов наибольший интерес представляют ^3H ($T_{1/2}=12$ лет), ^{60}Co ($T_{1/2}=5,3$), ^{90}Sr ($T_{1/2}=24,4$), ^{137}Cs ($T_{1/2}=33$ года). Попадая в водоем, они в первую очередь загрязняют водную среду. Для трития вода — основное звено его нахождения в природной среде, другими ее компонентами радионуклид практически не накапливается [90, 97, 98]. Кобальт-60, стронций-90 и цезий-137 быстро поглощаются из водной среды гидробионтами и грунтами, вовлекаясь в разнообразные миграционные процессы в водоеме [40].

При изучении содержания радионуклидов в воде Белоярского водохранилища значительное внимание уделено Теплому заливу, который в связи со сбросом в него подогретой воды не замерзает даже в зимнее время и используется для разведения садкового карпа. Возможность поступления радионуклидов в Теплый залив от расположенного поблизости промливневого канала атомной станции создает предпосылки для повышенного накопления излучателей гидробионтами в условиях подогрева воды [43, 44].

На рис. 2 приведены результаты систематических наблюдений (с 1976 по 1988 г.) за содержанием ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде Теплового залива. В качестве контроля взят район верховья водоема, расположенный за пределами наблюдаемой зоны, в 15 км от АЭС. В течение всего периода наблюдений содержание радионуклидов, особенно ^{60}Co и ^{137}Cs , в воде обследованных регионов изменяется в довольно широких пределах. Так, концентрация ^{60}Co в воде Теплового залива варьирует от 0,02 до 2,54 Бк/л, а верховья — от 0,01 до 0,2 Бк/л. Содержание ^{90}Sr в воде обоих районов не превышает 0,2 Бк/л, а ^{137}Cs изменяется в пределах 0,04—2,0 и 0,01—0,9 Бк/л соответственно для воды Теплового залива и верховья Белоярского водохранилища. Из приведенных данных можно заметить, что, несмотря на определенную вариабельность концентраций радионуклидов во времени, в среднем содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в Теплом заливе

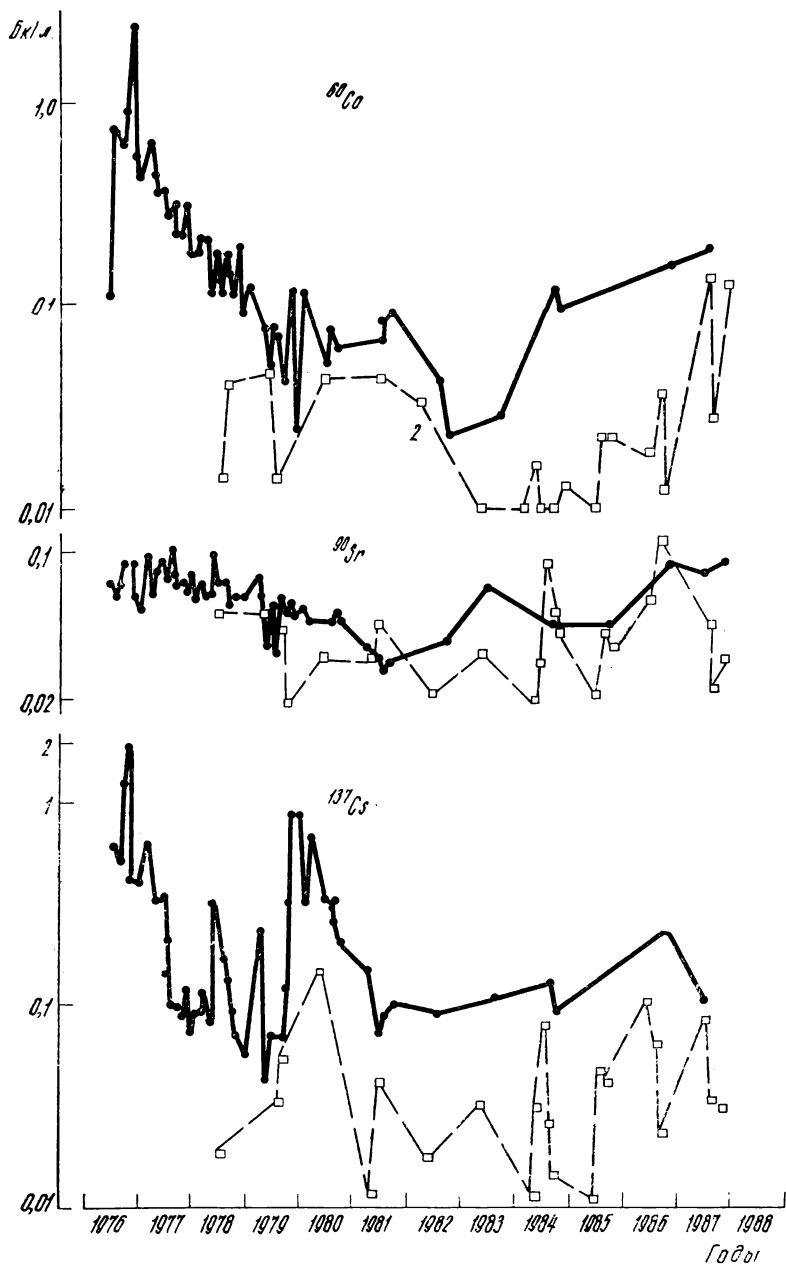


Рис. 2. Концентрация радионуклидов в воде Теплого залива (1) и верховья (2) Беляевского водохранилища.
 Во избежание загромождения на рисунках 2—5 не приведены средние квадратичные ошибки для средних арифметических.

несколько выше, чем в верховье, тогда как концентрация ^{90}Sr в указанных регионах практически одинакова. Анализируя динамику изменения содержания радионуклидов за рассматриваемый период в воде Теплового залива, можно заметить, что концентрация ^{60}Co в период 1976—1978 гг. в среднем характеризовалась более высокими показателями ($>0,2$ Бк/л), чем в последующие годы ($<0,2$ Бк/л). В октябре 1976 г. в результате залпового поступления в водоем концентрация излучателя в заливе повысилась до 2,5 Бк/л. Содержание ^{90}Sr в воде Теплового залива более стабильно во времени по сравнению с другими радионуклидами. Что касается ^{137}Cs , то в период с 1976 по 1980 г. наблюдалось наличие по крайней мере двух пиков повышенной концентрации этого нуклида в воде (июль 1976—февраль 1977 гг. и октябрь 1979—февраль 1980 гг.). После 1980 г. содержание ^{137}Cs в воде залива несколько снизилось по сравнению с предыдущим периодом и приобрело более стабильный характер.

Постоянной точкой наблюдений был также залив водоема-охладителя, примыкающий к Биофизической станции. Эта часть акватории Белоярского водохранилища находится между двумя каналами—промливневым и обводным. Район расположен в 4—5 км от места сброса подогретых вод, поэтому в летние месяцы повышения температуры воды здесь не зафиксировано. Однако в осенне-зимнее время ввиду гидрологических особенностей этого региона ледяной покров устанавливается здесь позднее и сохраняется более короткий промежуток времени, чем на остальной акватории. На рис. 3 приведено содержание ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде района Биофизической станции в период с 1979 по 1987 г. Концентрация радионуклидов за рассматриваемый промежуток времени изменялась в пределах трех порядков величин (0,01—10 Бк/л). По результатам единичных измерений видно, что поступление радионуклидов в водоем носит залповый характер. Такие сбросы зафиксированы в сентябре 1979 г. (7 Бк/л— ^{137}Cs), январе 1984 г. (5 Бк/л— ^{60}Co , 3 Бк/л— ^{137}Cs), июле 1984 г. (8 Бк/л— ^{137}Cs), январе—марте 1986 г. (3 Бк/л— ^{60}Co , 7 Бк/л— ^{90}Sr , 4 Бк/л— ^{137}Cs). Концентрация радионуклидов в воде района Биофизической станции значительно выше, чем в верховье (см. рис. 2), что указывает на дополнительное поступление таковых в водоем в результате работы АЭС.

При проведении исследований, связанных с оценкой влияния сброса подогретых вод на накопление радионуклидов гидробионтами и грунтами водоема-охладителя, в качестве контрольного района выбрали Щучий залив. Он достаточно удален от АЭС (8—10 км) и не подвержен влиянию подогретых вод (см. рис. 1). Данные, характеризующие концентрации радионуклидов в воде залива, представлены на рис. 4: содержание ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs здесь заметно ниже и подвержено менее резким

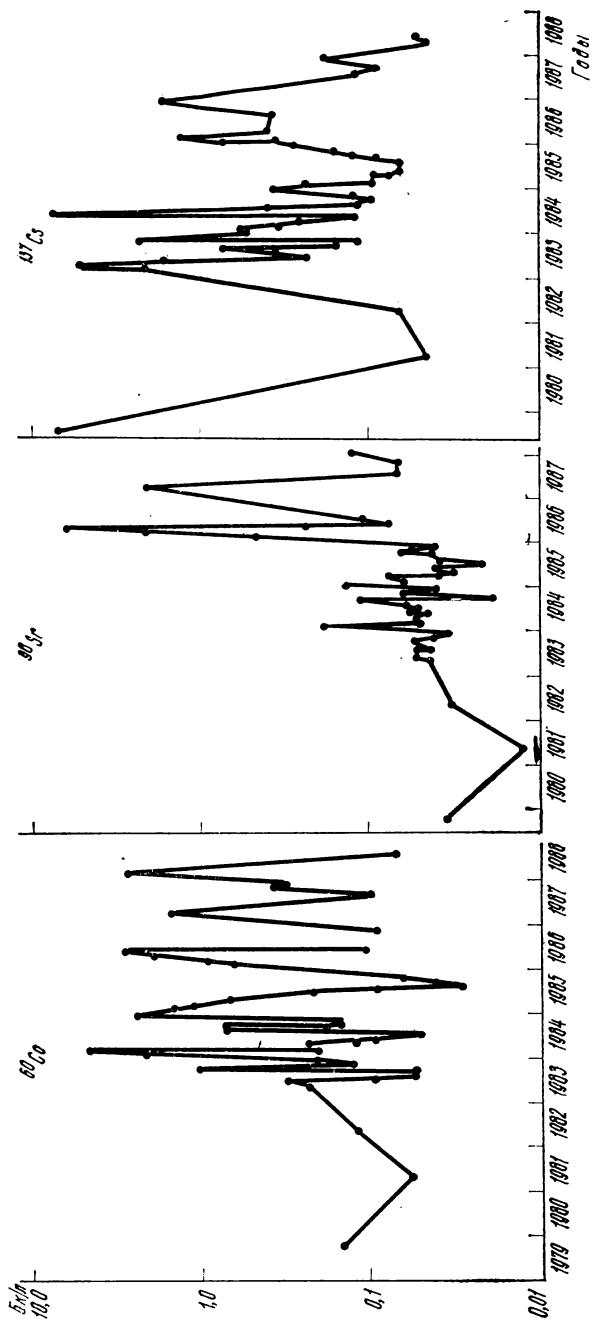


Рис. 3. Концентрация радионуклидов в воде Белоярского водохранилища в районе Биофизической станции.

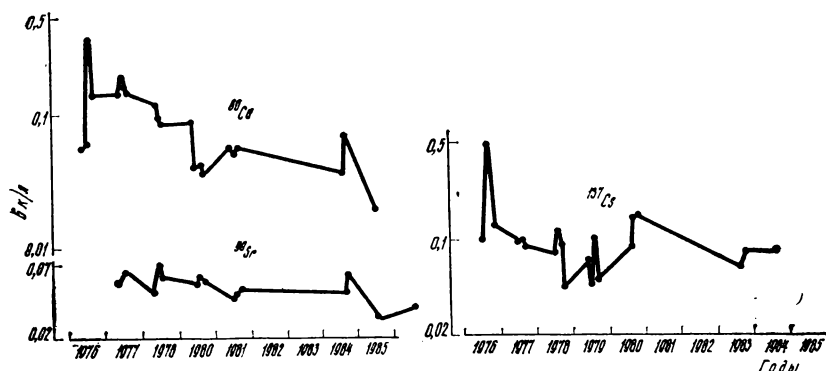


Рис. 4. Концентрация радионуклидов в воде Щучьего залива Белоярского водохранилища.

колебаниям, чем в воде Теплого залива и района Биофизической станции.

В табл. 5 приведены усредненные за наблюдаемый период данные содержания радионуклидов в различных заливах Белоярского водохранилища по сравнению с Рефтинским. Можно отметить, что в последнем концентрация изучавшихся радионуклидов значительно меньше, чем в верховье Белоярского водохранилища. Район верховья находится за пределами 10-километровой наблюдаемой зоны АЭС, но даже он испытывает некоторое влияние АЭС. В воде Щучьего залива концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs возрастает в среднем в 2—2,5 раза по сравнению с верховьем. Район Биофизической станции в настоящее время, по-видимому, наиболее подвержен влиянию АЭС, поскольку среднемесячные концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в воде этого региона оказались наиболее высокими.

Изучали влияние сбросов АЭС на концентрацию ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в водоеме-охладителе в целом. Для этого водоем условно разделили на четыре зоны, каждая около 4 км: I включает в себя часть водохранилища от плотины до Теплого залива; II — акваторию, примыкающую непосредственно к АЭС, начиная от Теплого залива до устья р. Черемшаны; III — в сторону верховья от р. Черемшаны до Щучьего залива; IV — от Щучьего залива до границы 10-километровой наблюдаемой зоны. Отбор проб воды производили по фарватеру водохранилища в центральной части каждой из выделенных зон, не затрагивая при этом заливы и мелководья. Из табл. 6 видно, что концентрация радионуклидов в воде разных зон водоема по фарватеру практически одинакова, что свидетельствует о достаточно быстром и равномерном перемешивании сбросной воды и содержащихся в ней примесей в водоеме-охладителе. При этом следует помнить, что концентрация радионуклидов в разных заливах

Таблица 5

**Среднемесячная концентрация радионуклидов в воде
Белоярского и Рефтинского водохранилищ в 1976—1987 гг., Бк/л**

Место отбора проб	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Белоярское водохранилище			
Верховье	$0,036 \pm 0,009$ (23)	$0,044 \pm 0,007$ (21)	$0,042 \pm 0,009$ (22)
Щучий залив	$0,090 \pm 0,019$ (21)	$0,044 \pm 0,003$ (17)	$0,107 \pm 0,029$ (21)
Биостанция	$0,700 \pm 0,140$ (47)	$0,314 \pm 0,185$ (45)	$0,810 \pm 0,260$ (47)
Теплый залив	$0,250 \pm 0,075$ (54)	$0,061 \pm 0,022$ (59)	$0,310 \pm 0,060$ (49)
Рефтинское водохранилище	Не обн. (9)	$0,034 \pm 0,001$ (9)	$0,011 \pm 0,003$ (9)

Примечание. В скобках — число проб.

Таблица 6

**Концентрация ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде разных зон
Белоярского водохранилища, Бк/л**

Радионуклид	Зона водоема-охладителя			
	I	II	III	IV
^{60}Co	$0,026 \pm 0,006$	$0,025 \pm 0,001$	$0,028 \pm 0,003$	$0,023 \pm 0,001$
^{90}Sr	$0,032 \pm 0,008$	$0,057 \pm 0,007$	$0,044 \pm 0,020$	$0,040 \pm 0,008$
^{137}Cs	$0,044 \pm 0,004$	$0,046 \pm 0,004$	$0,047 \pm 0,005$	$0,040 \pm 0,003$

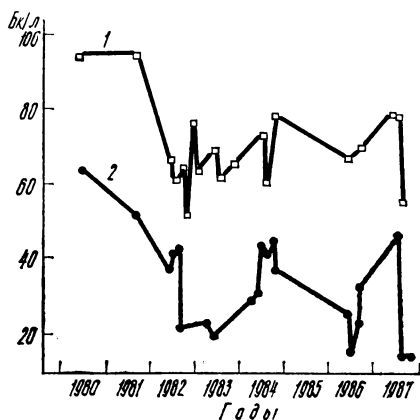
Таблица 7

**Концентрация трития в воде различных зон Белоярского водохранилища
(усредненные данные за 1980—1988 гг.), Бк/л**

Место отбора проб	Число проб	Концентрация трития
Наблюдаемая зона АЭС		
Биофизическая станция	22	60 ± 2
Плотина	26	59 ± 2
Устье р. Черной	9	64 ± 5
Щучий залив	7	60 ± 2
Контрольный район (верховье)	23	33 ± 3

Рис. 5. Концентрация трития в воде Белоярского водохранилища.

1— район Биофизической станции, 2— верховье.



может заметно различаться, особенно если в один залив поступают слаборадиоактивные воды АЭС, а в другой нет.

Концентрация трития в воде Белоярского водохранилища носит более стабильный характер по сравнению с упомянутыми радионуклидами. На рис. 5. приведена концентрация трития в воде в районе Биофизической станции, наиболее подверженном влиянию жидких сбросов АЭС, и в верховье водохранилища. В период с 1980 по 1988 г. содержание трития в районе Биофизической станции варьировало от 50 до 90 Бк/л. В верховье водоема содержание его в воде заметно ниже — от 10 до 60 Бк/л.

Согласно результатам многолетних наблюдений, концентрация трития в воде различных регионов Белоярского водохранилища в 10-километровой наблюдаемой зоне примерно одинакова и варьирует в пределах от 59 до 66 Бк/л (табл. 7). Некоторое снижение ее в воде верховья (30 Бк/л), очевидно, связано с затруднением водообмена между этим регионом и остальной частью водохранилища.

Приведенные в табл. 8 результаты измерения концентраций трития в воде двух водоемов-охладителей по годам свидетельствуют о том, что в воде наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища концентрация радионуклида в среднем в 1,5—2 раза выше, чем в верховье, расположенном в 15 км от АЭС, и в 2—3 раза выше, чем в Рефтинском водохранилище. Последнее, по всей вероятности, связано с дополнительным поступлением трития в водоем в результате работы АЭС.

Установили пути, по которым жидкие радиоактивные стоки могут поступать в водоем-охладитель от АЭС. Для этого детально обследовали четыре канала, соединяющие АЭС с водоемом-охладителем (промливневый, теплый, водозаборный, обводной). В табл. 9 приведена концентрация ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде указанных каналов. Очевидно, основными источниками поступления радионуклидов в водоем являются промливневый и обводной каналы. Концентрация излучателей в воде этих каналов характеризуется более высокими показателями, при этом отмечается залповое поступление радионуклидов в водоем. Данные табл. 9 свидетельствуют также о преимущественном по-

Концентрация трития в воде Белоярского и Рефтинского водохранилищ в разные годы наблюдений, Бк/л

Год	Белоярское водохранилище		Рефтинское водохранилище
	Наблюдаемая зона	Верховье	
1980	82±3(7)	59±16(2)	26(1)
1981	68±8(6)	51(1)	29(1)
1982	60±1(23)	39±6(6)	25(1)
1983	59±1(13)	20±3(2)	19(1)
1984	69±3(15)	39±3(5)	28(1)
1986	58±3(10)	23±4(4)	14(1)
1987	61±3(10)	25±13(3)	
1988	57±3(10)	43±8(3)	15(4)
Среднее	64±5	37±1	22±0,7

Примечание. В скобках приведено число проанализированных проб.

ступлении в водоем ^{60}Co и ^{137}Cs по сравнению с ^{90}Sr . Источниками поступления трития в Белоярское водохранилище также являются промливневый и обводной каналы (табл. 10). Наблюдения за содержанием трития в первом, проводившиеся систематически в течение длительного времени (1980—1988 гг.), показали, что во всех пробах концентрация трития в среднем в 2 раза выше, чем по водохранилищу в целом. Содержание его в обводном канале оказалось выше, чем в промливневом. При этом самая высокая концентрация радионуклида обнаружена в этом канале — напротив водоочистных сооружений (5700 Бк/л). По мере продвижения вдоль канала содержание радионуклида снижается в результате разбавления водой из котельной и впадающих в него небольших ручьев. В месте впадения в водоем-охладитель концентрация трития остается достаточно высокой (580 Бк/л).

Таким образом, обводной канал, считающийся радиоактивно чистым, загрязняет водоем радионуклидами даже больше, чем промливневый.

Как известно, тритий — один из наиболее подвижных радионуклидов. Он плохо сорбируется растениями и грунтами, находится преимущественно в воде. Поэтому в природных условиях этот радионуклид может переноситься водным потоком на большие расстояния [44, 74, 83]. Поскольку в окрестностях Белоярской АЭС наиболее крупной водной артерией является р. Пышма, изучали изменение содержания трития в ней на всем ее протяжении. Как уже говорилось, Белоярское водохранилище расположено в 75 км от истока р. Пышмы. Ниже по течению в нее впадает р. Ольховка, вытекающая из Ольховского болота, в которое в течение более чем 25 лет (наряду с постоянным сбросом хозяйственных стоков пос. Заречный)

Концентрация ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде каналов,
соседствующих АЭС с водоемом-охладителем, Бк/л

Место отбора проб	Время отбора	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Промливневый канал	04.—05.1976 **	3,37/3,37	—/—	0,086/0,086
	07.1982 *	59,13	0,150	17,76
	07.1982 *	0,87 }/20	0,057 }/0,080	0,78 }/6,29
	07.1982 *	0,07	0,043	0,33
	06.1987 *	2,76	0,169	0,120
	06.1987 *	6,79 }/5,61	0,151 }/0,127	0,267 }/0,189
	06.1987 *	7,29	0,160	0,179
Теплый канал	04.—05.1976 **	0,123/0,123	—/—	0,193/0,193
	07.1982 *	0,066 }/0,051	0,031	0,088
	07.1982 *	0,037	0,136 }/0,066	0,072 }/0,078
	07.1982 *	0,200	0,031	0,074
	06.1987 *	0,196 }/0,191 0,178	—/—	0,102 }/0,099 0,096 }/0,098
Водозаборный канал	04.—05.1976 **	0,160/0,160	—/—	0,106/0,106
	07.1982 *	0,065	0,027	0,098
	07.1982 *	0,038 }/0,049	0,023 }/0,030	0,055 }/0,078
	07.1982 *	0,044	0,041	0,080
Обводной канал	06.1987 *	5,22/5,22	0,55/0,55	0,87/0,87

Примечание. В числителе — единичные измерения, в знаменателе — среднее.

* — пробы воды на повторности отбирали с интервалами в 3—5 сут, ** — в течение месяца (с 27 апреля по 26 мая) ежедневно, по 30 л, общий объем воды составил 900 л.

Концентрация трития в воде каналов, соединяющих АЭС
с водоемом-охладителем (усредненные данные), Бк/л

Место отбора проб	Годы отбора	Число проб	Концентрация трития
Каналы			
Промливневый	1980—1988	48	128±47
Теплый	1980—1988	27	63±2
Водозаборный	1989	3	50±2
Обводной	1987—1988	6	2820±913

производится контролируемый сброс дебалансных промышленных вод Белоярской атомной электростанции [6, 55, 56]. В табл. 11 приведены данные содержания трития в воде р. Пышмы. Наиболее низкая его концентрация до впадения этой реки в водохранилище, а на участке от плотины до места впадения р. Ольховки концентрация несколько возрастает (~до 50 Бк/л). После впадения р. Ольховки она увеличивается до 90—100 Бк/л за счет притока загрязненной воды из Ольховского болота. Ниже по течению р. Пышмы на расстоянии до 120 км от места слияния ее с р. Ольховкой концентрация трития остается более высокой по сравнению с водой до впадения реки в водохранилище.

Важно было узнать, не оказывает ли влияния атомная станция на содержание трития в питьевой воде. Для этого обследовали колодцы и скважины в пределах наблюдаемой зоны АЭС. Установили, что концентрация радионуклида в питьевой воде в общем находится на уровне фоновых показателей, при этом с увеличением глубины она снижается (табл. 12).

Как известно, одним из возможных путей поступления трития в окружающую среду являются газоаэрозольные выбросы АЭС [64]. В связи с этим исследовали содержание трития в дождевых и снеговых осадках на разном расстоянии от АЭС (табл. 13 и 14). В целом полученные данные показали, что на большей части обследованной территории концентрация трития не отличается от контрольного уровня. Лишь в отдельных пробах, отобранных в непосредственной близости от АЭС, отмечено 1,5—3-кратное превышение фона.

Итак, при нормальной работе Белоярской атомной электростанции среди поступающих в водоем радионуклидов наиболее экологически значимы ^3H , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs . Они попадают в водоем-охладитель преимущественно по двум каналам — промливневому и обводному, непосредственно связанному с сооружениями водоочистки АЭС. Слаборadioактивные стоки, поступающая в водоем-охладитель, несколько загрязняют заливы в прилегающей к АЭС части акватории (зону промливневого ка-

Таблица 11

**Концентрация трития в воде р. Пышмы
(усредненные данные за 1980—1988 гг.) [90], Бк/л**

Место отбора проб	Число проб	Концентрация трития
Река Пышма до впадения в Белоаярское водохранилище	6	19±1
Белоаярское водохранилище		
Верховье	23	33±3
Наблюдаемая зона	64	62±2
Участок р. Пышмы между водохранилищем и местом впадения р. Ольховки	13	49±2
Река Пышма ниже места впадения р. Ольховки, км		
0,5	2	90±33
13	4	101±48
18	3	63±30
26	3	79±17
49	3	81±22
56	3	54±6
71	3	47±6
86	1	38
120	1	37

Таблица 12

**Концентрация трития в питьевой воде
наблюдаемой зоны Белоаярской АЭС, Бк/л**

Место отбора	Источник воды	Глубина, м	Концентрация трития	
Поселок Каменка Режик	Скважина	21	20	
	Родник	На поверхности	25	
	Колодец	2	36	
	— « —	3	27	
	Скважина	9	24	
	— » —	25	20	
	— » —	50	15	
	— » —	172	13	
	Муранитный	Колодец	1	30
		— » —	9	40
Скважина		21	45	
— » —		27	34	
— » —		40	14	
Кировский Заречный Мезенское	Скважина	15	22	
	Колодец	4	24	
	— » —	7	23	
	—	8	23	
Ялунино	Скважина	16	19	
	— » —	20	16	
	Родники	На поверхности	9—17	

Концентрация трития в атмосферных осадках, Бк/л

Место отбора проб	Расстояние от АЭС, км	Дождевые (1983—1984 гг.)	Снеговые (1981—1986 гг.)
Окрестности АЭС			
Биофизическая станция	0,5	24±2 (7)	53±24 (7)
Поселок			
Заречный	3	25±2 (7)	27±5 (3)
Режик	5	23±2 (6)	22±4 (4)
Муранитный	6	22±2 (7)	21±5 (4)
Мезенское	10	27±0 (3)	20±2 (3)
Каменка	11	19±2 (6)	20±6 (4)
Среднее		23±1 (36)	30±8 (25)
Контрольные участки			
Поселок			
В. Дуброво	20	Не опр.	25 (2)
Рефтинский	45	— » —	20±5 (5)
Свердловск	60	20±1 (6)	20±5 (4)
Среднее		20±1 (6)	21±3 (11)

Таблица 14

Концентрация трития в воде из снега на разном расстоянии от АЭС (март 1986 г.), Бк/л

Расстояние от АЭС, км	Направление			
	Север	Восток	Юг	Запад
1	17±2	49±2	23±0,1	24±1
3	18±2	Не опр.	28±1	19±1
5—6	Не опр.	14±1	10±0,4	Не опр.
10—12	16±0,1	14±0,4	18±1	14±0,4

нала, Теплый залив, район Биофизической станции), в результате чего концентрация радионуклидов здесь возрастает по сравнению с контрольным районом. Однако вследствие довольно быстрого и равномерного перемешивания воды и находящихся в ней радиоактивных примесей содержание радионуклидов в воде наблюдаемой зоны водоема-охладителя в целом относительно стабильно. Концентрация трития в воде наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища в 1,5—2 раза выше, чем в верховье, и почти в 3 раза выше, чем в водоемоохладителе Рефтинской электростанции. Отмечено некоторое

увеличение содержания трития в воде р. Пышмы после впадения в нее р. Ольховки, связанной с одноименным болотом, куда длительное время сбрасываются дебалансные воды Белоярской АЭС. Концентрация трития в питьевой воде, снеговых и дождевых осадках в окрестностях Белоярской АЭС в целом не отличается от контрольных уровней. В заключение следует подчеркнуть, что содержание каждого из исследуемых радионуклидов в воде сбросных каналов, водоема-охладителя и р. Пышмы не превышает допустимой концентрации, согласно принятым нормативам для питьевой воды [63].

4.2. Содержание радионуклидов в водных растениях

Роль пресноводных растений в процессах концентрирования радионуклидов из водной среды впервые была отмечена В. И. Вернадским [12]. В дальнейшем высокая накопительная способность фитобионтов в отношении ряда искусственных и естественных радионуклидов подтверждена другими исследователями. Достаточно полные обзоры по этому вопросу представлены в публикациях [7, 27, 40, 71, 78, 87, 111, 116].

Первый этап при изучении роли растений в процессах накопления и миграции радионуклидов в Белоярском водохранилище включал инвентаризацию водных растений водоема-охладителя. Анализ видового состава макрофитов производили дважды — в 1973 и 1986 гг. В 1973 г. в водохранилище зарегистрировано 22 вида водных растений, к 1986 г. появилось еще семь (*Potamogeton crispus*, *P. natans*, *Lemna trisulca*, *Ranunculus circinatus*, *Cicuta virosa*, *Rumex confertus*, *Geum rivale*). Всего в списке четыре вида зеленых водорослей и 25 видов высших водных растений, относящихся к 18 родам и 16 семействам. Преобладают виды из семейства Potamogetonaceae. Среди высших растений наиболее распространены погруженные (15 видов) и прибрежно-водные (11 видов). Видовой состав растений Белоярского водохранилища на 1986 г.: водоросли — кладофора (*Cladophora fracta* Kütz., *C. glomerata* (L.) Kütz.), спирогира (*Spirogira* sp.), водяная сеточка (*Hydrodictyon reticulatum* Lagerch.), высшие растения (среди них погруженные) — элодея канадская (*Elodea canadensis* Rich.), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum* L.), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum* L.), рдест пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus* L.), сплюснутый (*P. compressus* L.), гребенчатый (*P. pectinatus* L.), курчавый (*P. crispus* L.), плавающий (*P. natans* L.), блестящий (*P. lucens* L.), лютик жестколистный (*Ranunculus circinatus* Sibth.), телорез обыкновенный (*Stratiotes aloides* L.); растения, плавающие на поверхности, — ряска малая (*Lemna minor* L.), ряска трехраздельная (*L. trisulca* L.), водокрас обыкновенный (*Hydrocharis morsus ranae* L.); прибрежно-водные растения — частуха подорожниковая (*Alisma*

Биометрические показатели Белоярского водохранилища

Вид растений	Длина листа, мм	Расстояние между листьями, мм
Элодея	$5,9 \pm 0,2 / 5,0 \pm 0,2$	$4,1 \pm 0,1 / 4,7 \pm 0,2$
Роголистник	$22,9 \pm 0,4 / 15,7 \pm 0,6$	$8,5 \pm 0,4 / 9,8 \pm 0,2$
Рдест курчавый	$33,0 \pm 1,0 / 27,5 \pm 0,4$	$15,0 \pm 0,9 / 19,4 \pm 1,3$
Водокрас	$25,6 \pm 1,9 / 39,6 \pm 1,1$	Не опр. / Не опр.

Примечание. В числителе — для Теплового, в знаменателе — для Щучьего заливов.

plantago-aquatica L.), рогоз широколистный (*Typha latifolia* L.), вех ядовитый (*Cicuta palustris* L.), белокрыльник болотный (*Calla palustris* L.), камыш озерный (*Sarpus lacustris* L.), череда трехраздельная (*Bidens tripartita* L.), хвощ иловатый (*Equisetum limosum* L.), щавель конский (*Rumex confertus* Willd.), тростник обыкновенный (*Phragmites communis* Trin.), гравилат речной (*Geum rivale* L.); осока (*Carex* sp.). Как отмечалось ранее, макрофиты встречаются преимущественно в прибрежной зоне водоема (особенно в заливах), центральная его часть лишена растительности.

В Теплом заливе в 1973 г. зарегистрировано девять видов растений (*Cladophora glomerata*, *C. fracta*, *Spirogira* sp., *Elo-dea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Potamogeton pectinatus*, *Typha latifolia*, *Carex* sp.), К 1986 г. появились *P. crispus*, *P. lucens*, *Hydrocharis morsus ranae*, увеличилось обилие *C. demersum*, *L. minor*, сократилось количество *Elo-dea canadensis*. Следует заметить, что в зоне подогрева обилие отдельных видов сильно колеблется в зависимости от года. Преобладают здесь главным образом растения, устойчивые к неблагоприятным факторам среды, — *P. perfoliatus*, *Elo-dea canadensis* и др. [93]. Поскольку в водоеме степень заселенности различных заливов высшими растениями весьма неоднородна, сделать какие-либо выводы о влиянии сброса подогретых вод на видовой состав макрофитов не представляется возможным, хотя в литературе имеются данные об отрицательном влиянии температурного фактора на видовой состав гидрофитоценозов [51].

Погруженные растения в Теплом заливе, как правило, имеют увеличенную длину листа и меньшее расстояние между листьями, чем аналогичные растения в контрольном районе (табл. 15). Так как количество листовых мутовок на единицу длины у таких растений больше, они выглядят мощнее. Однако у водокраса, имеющего плавающие на поверхности воды листья, листовая пластинка оказалась крупнее в контрольном районе, чем в зоне подогрева воды.

Рис. 6. Содержание зольных элементов в растениях Теплого залива (защитровано) и контрольного участка Белоярского водохранилища.

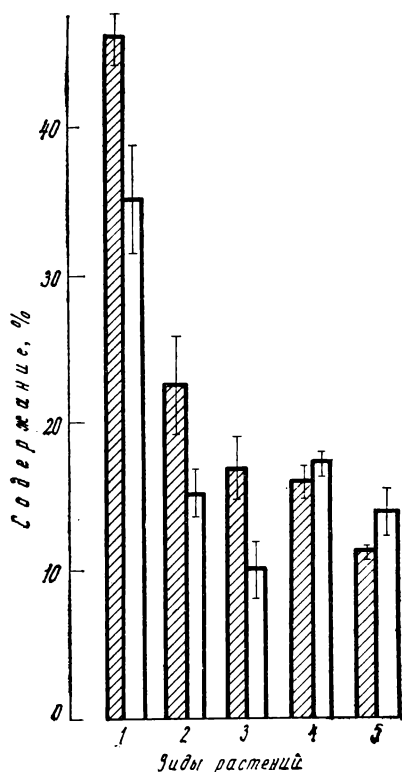
1— элодея, 2— роголистник, 3— рдест курчавый, 4— водокрас, 5— ряска малая.

На рис. 6 представлены данные содержания зольных элементов в погруженных и плавающих растениях двух обследованных участков водохранилища. У погруженных растений Теплого залива (элодея, роголистника, рдеста курчавого) содержание зольных элементов оказалось выше, чем у аналогичных растений контрольного района. У плавающих растений (ряски малой, водокраса) таких различий не обнаружено [46, 50].

В связи со сбросом в водоем-охладитель подогретых вод АЭС важное значение приобретает вопрос о влиянии температурного фактора на накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами. К настоящему времени рассматриваемая проблема изучена далеко недостаточно, а имеющиеся в литературе сведения касаются преимущественно рыб [14, 17, 28, 35, 44].

В нашей лаборатории проводили опыты по изучению накопления ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs растениями Белоярского водохранилища в зависимости от температуры водной среды. Результаты их с шестью видами пресноводных растений показали, что влияние температурного фактора в наибольшей степени проявилось по отношению к ^{60}Co . При повышении температуры воды от 12° до 28°C коэффициенты накопления этого радионуклида возросли для роголистника в 5, элодеи — в 4, ряски — в 3, кладофоры и рдестов — в 2 раза. В меньшей степени температурный фактор повлиял на поглощение ^{137}Cs : коэффициенты накопления этого радионуклида в указанном интервале температуры увеличились для роголистника в 3, элодеи и ряски — в 2, для остальных видов растений — в 1,5 раза. Поглощение ^{90}Sr практически не зависит от температурного фактора (рис. 7).

Местом проведения натурных исследований служили два залива Белоярского водохранилища — Теплый и Щучий, послед-



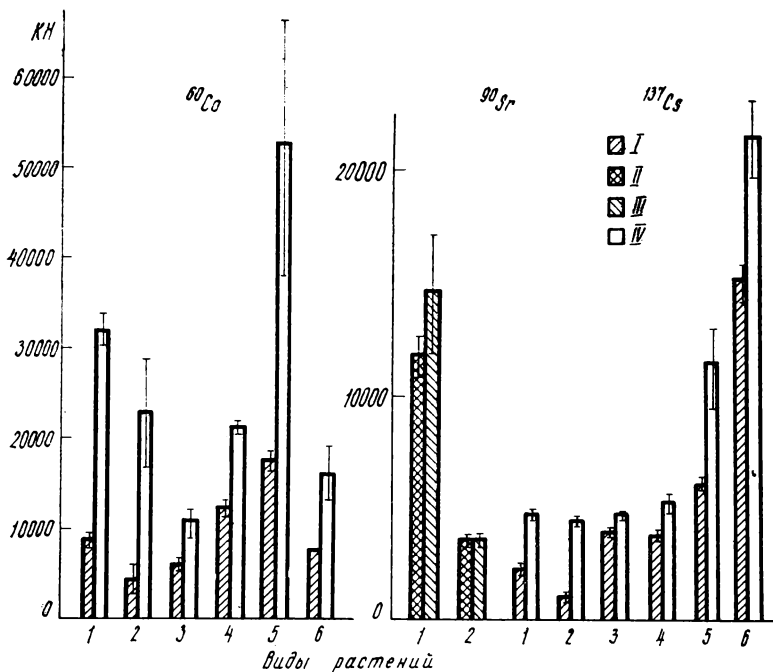


Рис. 7. Коэффициенты накопления (KH) ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs растениями Белоярского водохранилища при разной температуре воды в лабораторном эксперименте.

1—элодея, 2—роголистник, 3—рдест гребенчатый, 4—рдест пронзеннолистный, 5—ряска малая, 6—клатофора плавающая.
I—8°C, II—12°C, III—18°C, IV—28°C.

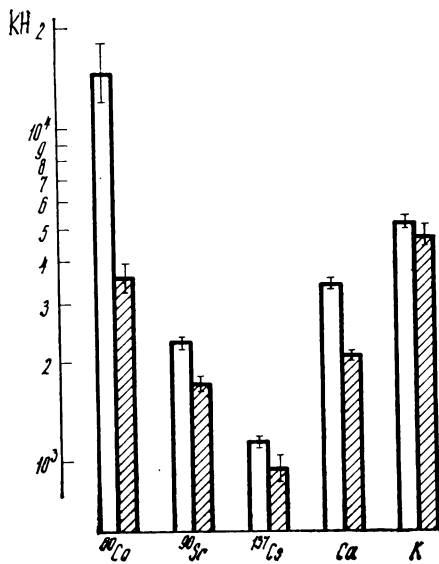


Рис. 8. Коэффициенты накопления ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , Ca и K элодеей в зоне подогрева и контрольном районе (заштриховано) Белоярского водохранилища.

ний служил в качестве контроля. Ранее отмечалось, что в зоне подогрева температура воды в летние месяцы на 6—7° выше, чем за ее пределами. На рис. 8 представлены усредненные за наблюдаемый период коэффициенты накопления ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и некоторых макроэлементов (Ca, K) в элодее. Как и в лабораторных опытах, подогрев воды оказал наиболее заметное влияние на накопление в растениях ^{60}Co . В среднем коэффициенты накопления этого нуклида в зоне подогрева в 4 раза выше, чем за ее пределами. Указанное обстоятельство можно объяснить тем, что кобальт — легко гидролизующийся элемент. С одной стороны, при повышении температуры водной среды устойчивость в растворе гидролизных форм кобальта снижается и возрастает возможность их осаждения на поверхности растительных тканей. С другой, повышение накопления ^{60}Co может быть связано с важной ролью микроэлемента кобальта в жизни растений [31, 94, 95].

Влияние температуры на накопление растениями ^{90}Sr и ^{137}Cs в условиях Белоярского водохранилища проявляется в значительно меньшей степени: в зоне подогрева воды коэффициенты накопления увеличились всего лишь на 18—20 %, но и эти различия статистически недостоверны. Недостоверна также разница в накоплении элодеей калия. Коэффициенты накопления кальция в районе сброса подогретых вод в среднем на 40 % выше, чем на контрольном участке водоема.

Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами изучается обычно в период летней вегетации. При этом отмечается, что содержание нуклидов в гидробионтах, как правило, возрастает в летне-осенний период [3, 43, 61, 65, 91]. В связи с тем, что континентальные водоемы средней полосы в течение довольно длительного зимнего сезона покрыты льдом, он обычно исключается из рассмотрения. На Теплом заливе Белоярского водохранилища, не замерзающем даже зимой, нам предоставилась возможность исследовать динамику накопления радионуклидов водными растениями в течение круглого года [80, 81, 87]. Как показали исследования, накопление радионуклидов растениями подчиняется четкой сезонной ритмике. Более синхронно накапливаются элодеей кальций, ^{90}Sr и сумма зольных элементов. Для них пики максимального накопления приходятся, как правило, на сентябрь. В зимние месяцы (декабрь — февраль) содержание указанных элементов в растениях характеризуются наиболее низкими показателями (рис. 9).

Для ^{60}Co летний пик максимального накопления наступает несколько раньше (в июле). Вместе с тем отмечается менее четко выраженный зимний пик, который хорошо воспроизводится в лабораторном эксперименте с элодеей [9]. Поскольку роголистник в зимние месяцы в Теплом заливе отмирает, на примере этого растения нам удалось отметить летний пик накопления ^{60}Co (рис. 10). Изменение накопительной способно-

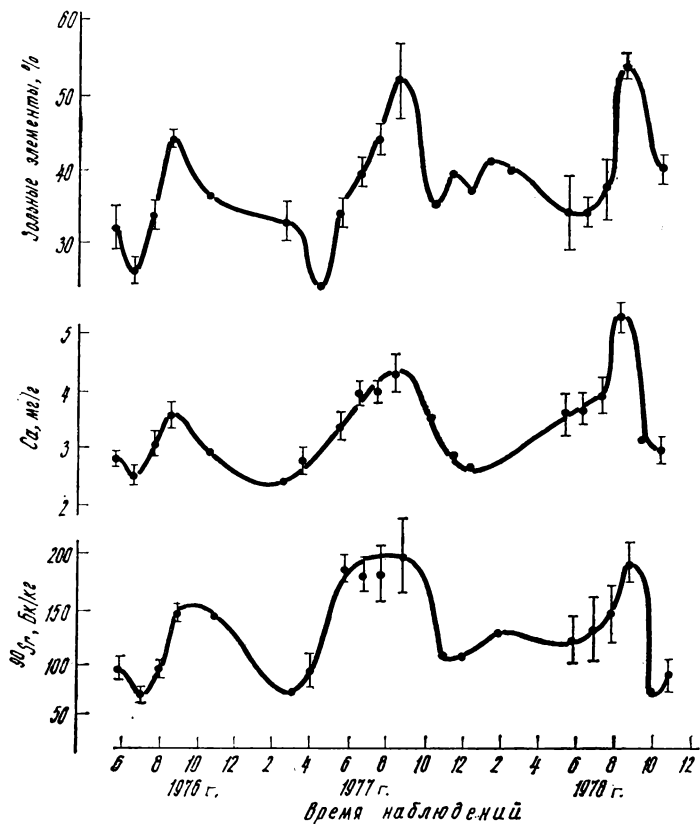


Рис. 9. Накопление Ca, ^{90}Sr и суммы зольных элементов элодеей в зависимости от сезона года (на сухую массу).

сти пресноводных растений в зависимости от сезона года может быть связано с рядом причин. Во-первых, с изменением биологической активности растений в течение года. В летне-осенние месяцы в условиях хорошего прогрева воды, освещенности и других благоприятных факторов среды растения находятся в состоянии наибольшей биологической активности. Во-вторых, важную роль в накоплении играет температурный фактор. Летом температура воды в водоеме достигает максимальных значений, что может способствовать повышенному накоплению радионуклидов растениями. Наконец, возрастание накопления кобальта в зимние месяцы может быть обусловлено важной ролью микроэлемента в процессах перезимовки растений в водоеме.

Полученные данные хорошо согласуются с результатами

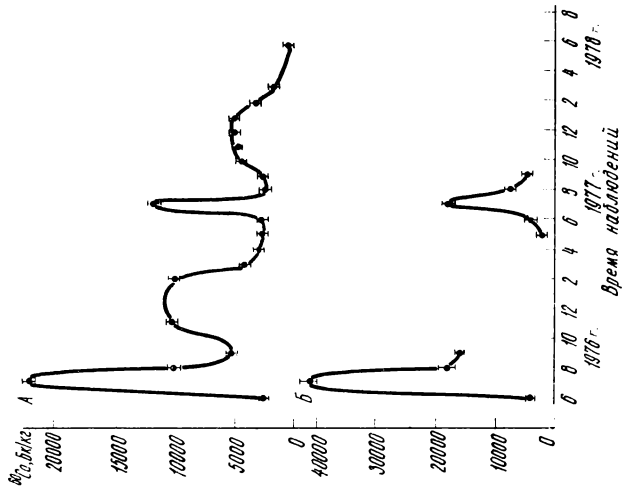


Рис. 10. Накопление ^{60}Co элодеей (А) и роголистником (Б) в зависимости от сезона года.

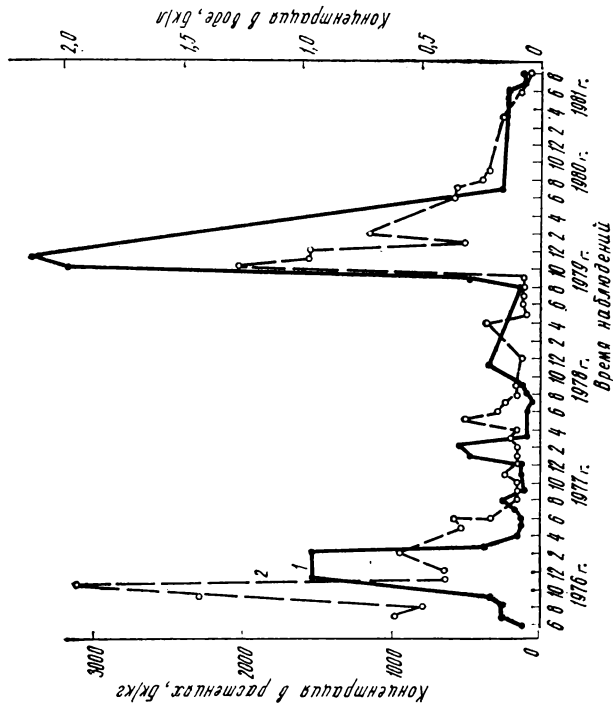


Рис. 11. Концентрация ^{137}Cs в элодее (1) и воде (2) Теплового залива Белоярского водохранилища в период с 1976 по 1981 г.

ранее проведенных нами экспериментов с харовой водорослью (*Chara tomentosa*) в одном из заливов оз. Б. Миассово [8]. В целом эти данные подтверждают, что только за счет сезонных изменений в водоеме коэффициенты накопления химических элементов у пресноводных растений могут варьировать в несколько раз. Последнее следует учитывать при радиоэкологическом изучении состояния водоемов в разные сезоны года.

Представляют интерес результаты многолетних исследований уровней содержания ^{137}Cs в растениях, произрастающих в зоне сброса подогретых вод Белоярской АЭС (рис. 11). Видно, что с 1976 по 1981 г. появляются два четких пика, когда концентрация радионуклида в растениях существенно возрастает (ноябрь 1976 — февраль 1977 гг. и ноябрь — декабрь 1979 г.). С нашей точки зрения, отмеченные возрастания содержания ^{137}Cs в растениях объясняются не столько физиологическими причинами, как это имело место в случае с ^{60}Co , сколько изменением содержания радионуклида в водной среде в результате работы АЭС.

Для оценки уровней содержания радионуклидов в растениях, произрастающих в разных частях водоема-охладителя, определяли концентрацию основных загрязняющих радионуклидов (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs) в шести доминирующих видах растений наблюдаемой зоны водохранилища. При этом водоем в пределах наблюдаемой зоны условно разделили на четыре подзоны (см. раздел 4.1). В качестве контроля служил район верховья.

Как видно из табл. 16, концентрация ^{60}Co в растениях Белоярского водохранилища варьирует в среднем от 40 до 200 Бк/кг. Наиболее высокое содержание радионуклида обнаружено в элодее и кладофоре, наиболее низкое — в рдесте блестящем. Концентрация ^{90}Sr изменяется от 10—30 Бк/кг у рдеста гребчатого и сплюснутого до 100 Бк/кг у рдеста пронзеннолистного (табл. 17). Содержание ^{137}Cs в элодее и кладофоре в 2—3 раза выше, чем в остальных видах растений (табл. 18). В растениях четырех условно выделенных подзон концентрация радионуклидов практически одинакова. Она отличается только в зависимости от биологических особенностей растений и свойств радионуклида. Намечается тенденция к повышению концентрации нуклидов, особенно ^{60}Co и ^{137}Cs , в растениях наблюдаемой зоны водоема-охладителя по сравнению с контрольным районом.

В табл. 19 приведены коэффициенты накопления исследуемых радионуклидов для доминирующих видов растений наблюдаемой зоны водохранилища. В среднем коэффициенты накопления ^{60}Co заметно выше, чем ^{90}Sr и ^{137}Cs , что соответствует полученным в нашей лаборатории ранее экспериментальным данным [40].

Интересно сравнить коэффициенты накопления радионуклидов в природных условиях с аналогичными данными лаборатор-

Таблица 16

**Концентрация ^{60}Co в растениях Белоярского водохранилища,
Бк/кг сухой массы**

Вид растений	Наблюдаемая зона				Контрольный район
	I	II	III	IV	
Рдест гребенчатый	101±21	104±13	115±18	55±2	26±1
Рдест пронзеннолистный	62±10	86±13	78±15	111±11	Не произр.
Рдест блестящий	Не произр.	41±3	37±4	48±2	— » —
Рдест сплюснутый	112±15	73±4	Не произрастает		
Элодея канадская	97±17	189±35	191±22	160±8	— » —
Кладофора плавающая	173±21	206±17	166±15	70±7	24±5

Примечание. Здесь и в табл. 17—19 исключены данные по растениям, отобраным в районе Теплого залива и Биофизической станции (приведены в табл. 20).

Таблица 17

**Концентрация ^{90}Sr в растениях Белоярского водохранилища,
Бк/кг сухой массы**

Вид растений	Наблюдаемая зона				Контрольный район
	I	II	III	IV	
Рдест гребенчатый	20±7	29±4	19±3	11	14±1
Рдест пронзеннолистный	100±26	86±15	84±22	50±10	Не произр.
Рдест блестящий	Не произр.	71±26	30±9	43±1	— » —
Рдест сплюснутый	24±3	19±8	Не произрастает		
Элодея канадская	65±8	40±7	46±7	56±18	— » —
Кладофора плавающая	83±6	65±19	52±6	69±8	48±9

Таблица 18

**Концентрация ^{137}Cs в растениях Белоярского водохранилища,
Бк/кг сухой массы**

Вид растений	Наблюдаемая зона				Контрольный район
	I	II	III	IV	
Рдест пронзеннолистный	25±2	34±3	40±6	31±5	Не произр.
Рдест гребенчатый	22±3	38±5	33±10	29±1	18±1
Рдест блестящий	Не произр.	20±2	40±6	44±10	Не произр.
Рдест сплюснутый	45±7	37±1	Не произрастает		
Элодея канадская	59±11	112±21	114±28	113±19	— » —
Кладофора плавающая	165±21	116±10	129±17	62±7	21±2

Коэффициенты накопления радионуклидов для доминирующих видов растений наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища (на сухую массу)

Вид растений	Число проб	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Рдест гребенчатый	23—27	3880±290	560±50	750±70
пронзеннолистный	33—35	3600±240	1720±160	750±60
блестящий	7—9	1750±140	1160±230	780±140
сплюснутый	5	3480±410	490±90	880±70
Элодея канадская	16—21	6070±710	1260±90	2130±190
Телорез	5	5120±570	—	870±190
Ряска малая	3	5760±580	—	660±80
Кладофора плавающая	40	6400±370	—	2620±170
Роголистник	4	8100±410	—	1050±60
Лютик водный	2	5060±90	—	2490±120
Рогоз	12	1030±120	—	310±40
Белокрыльник	2	390±30	—	190±20
Камыш	2	630±20	—	690±50
Уруть	2	1340±170	—	720±10
Среднее		3760±100	1040±60	1060±30

ных экспериментов. В условиях аквариумной модели водоема экологический режим может существенно отличаться от режима, складывающегося в естественном водоеме. Кроме того, лабораторные опыты ограничены малыми промежутками времени. В связи с этими обстоятельствами можно ожидать, что коэффициенты накопления, полученные в лабораторных опытах, не всегда будут соответствовать коэффициентам накопления, определенным по данным радиоэкологических исследований природных водоемов. Как показали наши данные, для большинства водных растений коэффициенты накопления ^{60}Co в лабораторных опытах и природных условиях довольно близки или находятся в пределах одного порядка величин. Коэффициенты накопления ^{137}Cs в природных условиях, как правило, выше, чем в эксперименте (рис. 12). Последнее необходимо учитывать в тех случаях, когда приходится использовать данные лабораторных экспериментов для оценки конкретной радиоэкологической ситуации в естественных водоемах.

В табл. 20 приведена концентрация радионуклидов в растениях, произрастающих в каналах, через которые радиоактивные стоки могут поступать в водоем, и в примыкающих к ним заливам водохранилища. Видно, что растения, отобранные в промливневом и обводном каналах, имеют значительно более высокие концентрации радионуклидов, преимущественно ^{60}Co и ^{137}Cs , по сравнению с таковыми в среднем по водоему. В частности, в рдесте гребенчатом промливневого канала содержание ^{60}Co варьирует от 8000 до 14000, а ^{137}Cs — от 20 000 до 150 000, тогда как в водохранилище оно составляет соответственно 100

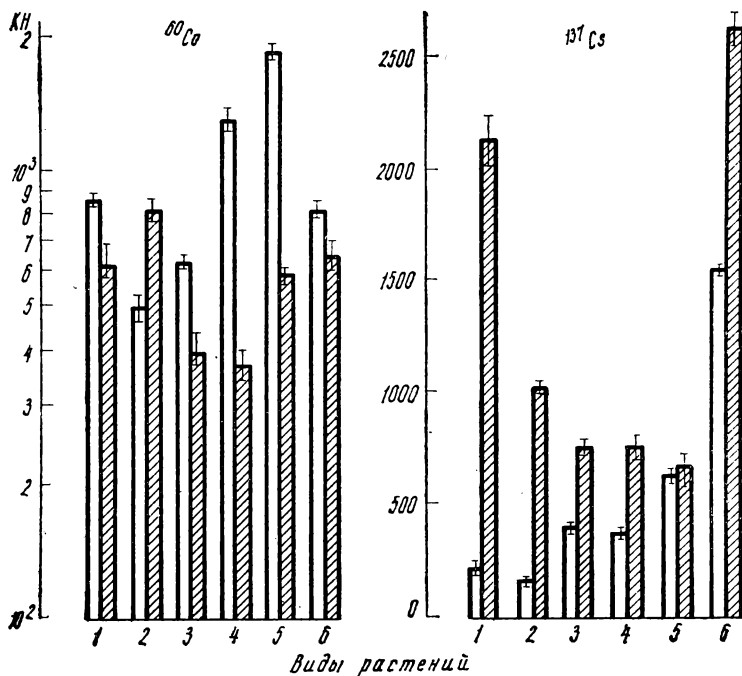


Рис. 12. Коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs растениями Белоярского водохранилища в лабораторном эксперименте и природных условиях (заштриховано).

1— элодея, 2— роголистник, 3— рдест гребенчатый, 4— рдест пронзеннолистный, 5— ряска малая, 6— кладофора плавающая.

и 30 Бк/кг. В элодее, отобранной в нижней части обводного канала, концентрация ^{60}Co на три, а ^{137}Cs на два порядка величины выше, чем в среднем по водохранилищу.

Итак, изложенный в настоящем разделе материал показывает, что растительность Белоярского водохранилища в настоящее время представлена 36 видами макрофитов, обитающих преимущественно в прибрежной зоне водоема и заливах. В зоне сброса подогретых вод у погруженных растений отмечены удлинение времени вегетации, увеличение размеров листьев и уменьшение длины междоузлий, а также более высокое содержание солевых элементов по сравнению с аналогичными контрольными растениями. Как в лабораторных опытах, так и в условиях природного водоема подогрев воды заметно (в 4—5 раза) увеличивает накопление пресноводными растениями ^{60}Co . Влияние температурного фактора на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в лабораторных и природных условиях проявляется в значительно меньшей степени. Отмечены сезонные изменения в накоплении радиоактивных и стабильных нуклидов (^{60}Co , ^{90}Sr , Ca, K, соль-

Концентрация радионуклидов в растениях некоторых каналов
и заливов в районе АЭС

Вид растений	Радионуклид	Концентрация, Бк/кг сухой массы					
		В среднем по наблюдаемой зоне водоема	Теплый залив	Район Био-физической станции	Обводной канал	Промышленный канал	
						Начало	Конец
Рдест гребенчатый	^{60}Co	94±17	186±57	243±78	Не опр.	14130±2220	7730±1070
	^{90}Sr	20±3	20±6	26±4	— » —	115±52	92±7
	^{137}Cs	30±5	31±6	63±27	— » —	144740±28790	20090±5810
Рдест пронзенно-лиственный	^{60}Co	85±14	Не опр.	957±370	Не определяли		
	^{90}Sr	80±64	— » —	49±7	Не определяли		
	^{137}Cs	32±4	— » —	89±18	Не определяли		
Элодея канадская	^{60}Co	159±26	— » —	4805±161	180000±10545		
	^{90}Sr	52±7	— » —	122±6	Не определяли		
	^{137}Cs	99±15	— » —	634±7	9324±50		
Кладофора плавающая	^{60}Co	154±8	1310±150	1410±87	Не определяли		
	^{90}Sr	67±6	Не опр.	Не опр.	Не определяли		
	^{137}Cs	118±7	190±22	260±22	Не определяли		

ных элементов) растениями водоема-охладителя, за счет чего коэффициенты накопления в течение года могут варьировать в несколько раз. Изменение концентрации ^{137}Cs в растениях зоны подогрева обусловлено не столько сезонными явлениями, сколько изменением содержания радионуклида в воде.

Концентрация радионуклидов в растениях, произрастающих в каналах, через которые слаборадиоактивные стоки могут поступать в примыкающие к ним заливы, заметно выше по сравнению с таковой в среднем по другим частям водоема, где концентрация радионуклидов практически постоянна. Она отличается только в зависимости от биологических особенностей растений и свойств радионуклидов. Намечается тенденция к повышению концентрации радионуклидов, особенно ^{60}Co и ^{137}Cs , в растениях наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища по сравнению с контрольным районом.

Коэффициенты накопления ^{60}Co в растениях наблюдаемой зоны в среднем в 3—4 раза выше по сравнению с коэффициентами накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs . Для большинства видов растений коэффициенты накопления ^{60}Co в лабораторном эксперименте и в природных условиях достаточно близки, в то время как коэффициенты накопления ^{137}Cs в природных условиях, как правило, выше, чем в эксперименте. Последнее необходимо учитывать при использовании данных лабораторных экспериментов для оценки конкретной радиоэкологической ситуации в естественном водоеме.

4.3. Содержание радионуклидов в рыбах

При радиоэкологическом обследовании водоемов-охладителей особый интерес представляют рыбы, относящиеся к высшим трофическим уровням, непосредственно связанным с пищевыми цепочками человека. В последнее время широко практикуется использование подогретых вод для промышленного выращивания рыб в садках. В лабораторных опытах показано, что только за счет повышения температуры воды коэффициенты накопления целого ряда радионуклидов для рыб существенно возрастают. В связи с этим потребляемая в пищу садковая и свободноживущая рыба водоемов-охладителей может стать основным источником поступления радионуклидов человеку [18, 28, 33, 44, 45, 82].

Изучали накопление радионуклидов основными видами рыб Белоярского водохранилища: плотвой (*Rutilus rutilus*), лещом (*Abramis brama*), щукой (*Esox lucius*), линем (*Tinca tinca*), карасем (*Carassius auratus gibelio*), и карпом (*Cyprinus carpio*). Для сравнения использовали также карпа, выращиваемого в садках в зоне сброса подогретой воды АЭС и Рефтинской ТЭС.

В лабораторных опытах на мальках карася, отловленных в одном из заливов водоема, было показано, что при повышении

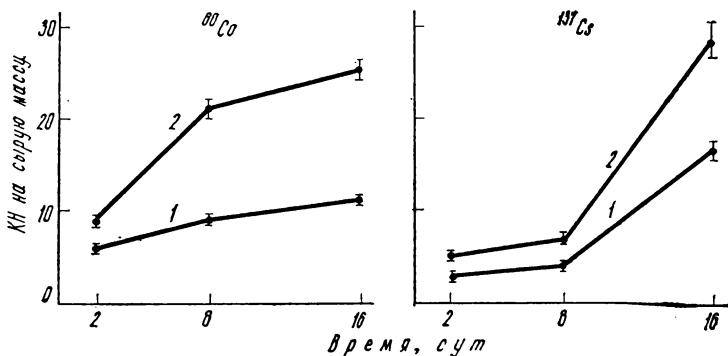


Рис. 13. Коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs для мальков карася в зависимости от температуры водной среды.
1 — 22 °С, 2 — 32 °С.

температуры водной среды на 10 °С коэффициенты накопления ^{60}Co на 16-е сут эксперимента возрастали в 2 раза, а ^{137}Cs — в 1,5 раза, что хорошо согласуется с результатами упомянутых выше работ (рис. 13).

На рис. 14—16 приведены уровни содержания ^{137}Cs в плотве, отловленной в трех районах Белоярского водохранилища — Теплом заливе, районе Биофизической станции и верховье. Как указывалось выше, первый из них испытывает на себе влияние подогретых вод, второй — слаборадиоактивных стоков через промливневый и обводной каналы, третий — контрольный. Видно, что концентрация ^{137}Cs в рыбе каждого из указанных регионов характеризуется заметной вариабельностью. Концентрация радионуклида в плотве Теплового залива изменяется в разные годы от 40 до 210, района Биофизической станции — от 20 до 130, а верховья — от 10 до 70 Бк/кг сырой массы. Усредненные данные содержания ^{137}Cs в плотве, отловленной из Белоярского и Рефтинского водохранилищ, Бк/кг сырой массы:

Белоярское водохранилище	
Теплый залив	90,0 ± 14,4
Район Биофизической станции	62,7 ± 3,7
Верховье	36,8 ± 2,9
Рефтинское водохранилище	
(зона подогрева)	3,8 ± 0,8

Эти данные четко показывают, что в среднем концентрация радионуклида в плотве из Теплового залива и района Биофизической станции Белоярского водохранилища в 2—2,5 раза выше, чем в его верховье, и в 15—20 раз выше, чем в Рефтинском водохранилище, где содержание ^{137}Cs обусловлено только глобальными радиоактивными выпадениями. Повышенное накопление радионуклида в рыбах Теплового залива и района Биофизической станции можно объяснить повышенным его содержанием

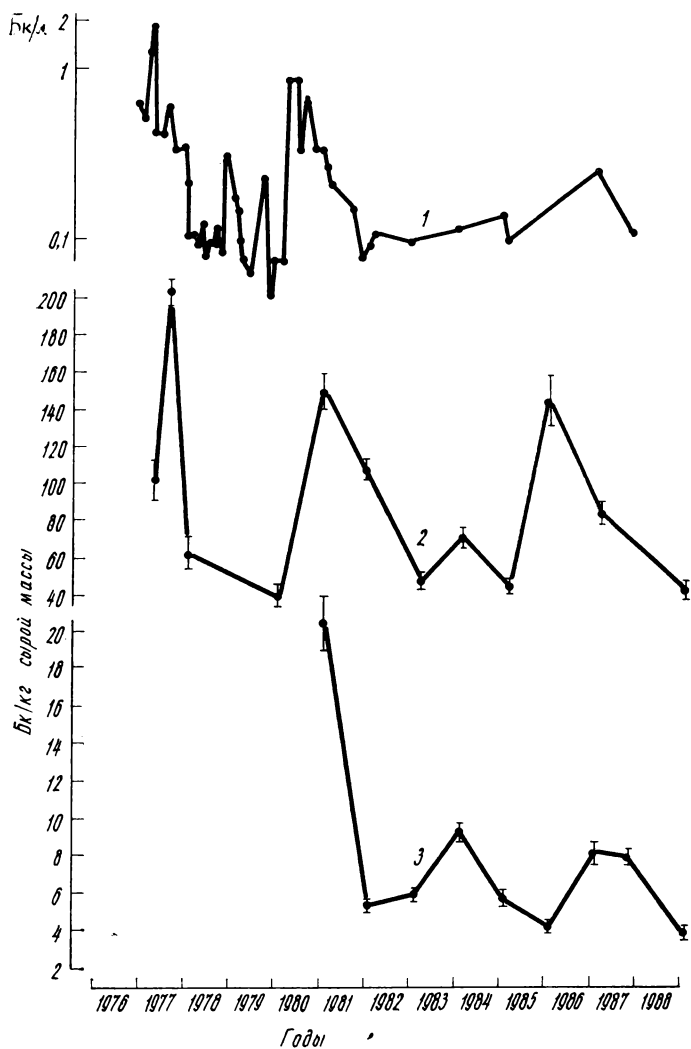


Рис. 14. Концентрация ^{137}Cs в воде (1), плотве (2) и садковом карпе (3) Теплового залива Белоярского водохранилища.

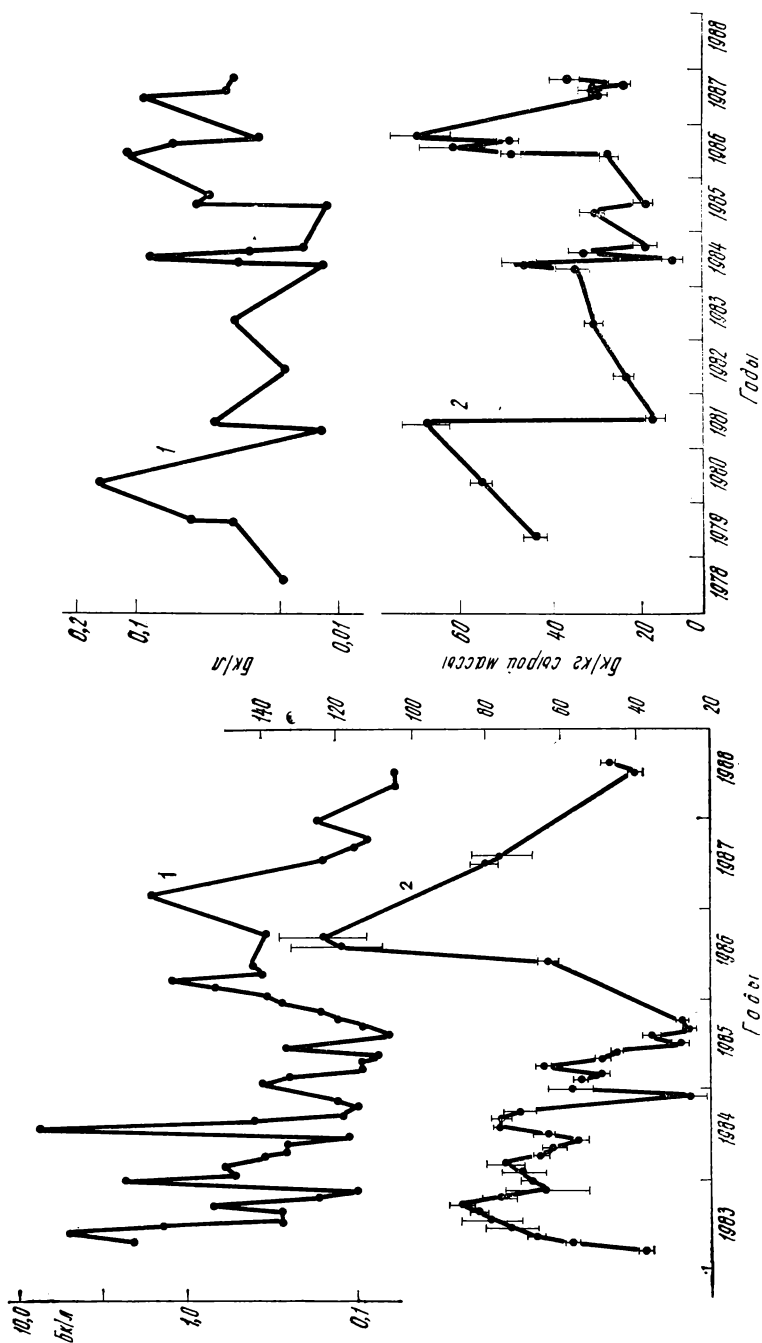


Рис. 15. Концентрация ^{137}Cs в воде (1) и илоте (2) в районе Биофизической станции Беляйрского водохранилища.

Рис. 16. Концентрация ^{137}Cs в воде (1) и илоте (2) верховья Беляйрского водохранилища.

ем в воде указанных акваторий из-за близости сбросных каналов АЭС. Кроме того, в Теплом заливе при повышении температуры водной среды активизируются обменные процессы в организме рыб, приводящие к увеличению накопления радионуклида рыбами и другими гидробионтами, которые служат пищей для рыб.

Данные многолетней динамики содержания ^{137}Cs в воде и плотве Белоярского водохранилища свидетельствуют о том, что за повышением концентрации радионуклида в воде следует некоторое возрастание содержания нуклида в рыбе, а по мере снижения концентрации в воде отмечается постепенное уменьшение содержания радионуклида в рыбе. Эта закономерность хорошо подтверждается данными рис. 14, на котором приведено содержание ^{137}Cs в плотве и воде Теплового залива более чем за десятилетний период наблюдений. В течение указанного времени отмечается три пика концентрации ^{137}Cs в плотве: март 1977, август 1980 и октябрь 1986 гг. Каждому из них предшествовало некоторое возрастание концентрации радионуклида в водной среде. Аналогичная зависимость между содержанием ^{137}Cs в воде и плотве проявилась и в районе Биофизической станции (рис. 15). Здесь за период с 1983 по 1988 г. наблюдалось пять наиболее заметных пиков, отражающих повышение концентрации ^{137}Cs в рыбе. Каждый из них следовал после соответствующего возрастания концентрации радионуклида в воде. Даже в верховье водоема, где концентрация ^{137}Cs в воде значительно более стабильна, чем в воде Теплового залива и в районе Биофизической станции, указанная зависимость прослеживается довольно отчетливо (рис. 16). Следует подчеркнуть, что максимальная концентрация радионуклида в рыбе наступает с некоторым запозданием (через 1—4 мес после максимального содержания нуклида в воде), что, по всей вероятности, связано с перераспределением его в пищевых цепях до поступления в организм рыб.

Представляя интерес данные содержания ^{137}Cs в садковом карпе, выращиваемом на теплых водах Белоярского водохранилища с использованием искусственного корма (см. рис. 14). Концентрация радионуклида в нем значительно ниже, чем в плотве, что, с одной стороны, обусловлено видовыми особенностями этих видов рыб (при прочих равных условиях свободноживущий карп накапливает меньше ^{137}Cs , чем плотва), а с другой — способом их питания. Садковый карп питается радиоактивно чистым искусственным кормом, в то время как плотва, свободно обитающая в водоеме, использует корм, обогащенный радионуклидом. О преимущественном вкладе пищевого канала в накопление ^{137}Cs рыбами известно из работ [11, 38, 84]. Как видно из рис. 14, динамика содержания ^{137}Cs в садковом карпе Теплового залива повторяет динамику содержания радионуклида в плотве. Это еще раз подтверждает наше заключение о том,

что периодические сбросы ^{137}Cs в водоем при работе АЭС приводят к повышению содержания радионуклида в рыбе. В садковом карпе эти колебания выражены менее четко из-за сравнительно низкого содержания радионуклида в воде.

Усредненные за наблюдаемый период концентрации ^{137}Cs в садковом и свободноживущем карпе зоны подогрева Белоярского и Рефтинского водохранилищ, Бк/кг сырой массы:

Белоярское водохранилище	
Карп садковый	7,9±2,0
Карп свободноживущий	26,7±6,9
Рефтинское водохранилище	
Карп садковый	2,5±0,4

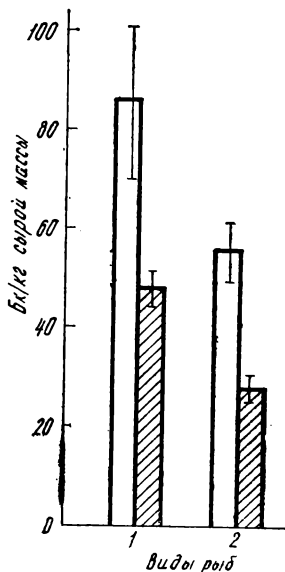
Видно, что концентрация ^{137}Cs в садковом карпе Белоярского водохранилища почти в 3 раза выше, чем Рефтинского, что можно связать с дополнительным поступлением этого нуклида в результате работы АЭС. Вместе с тем садковый карп Белоярского водохранилища содержит ^{137}Cs примерно в 3 раза меньше, чем свободноживущий карп, отловленный в этом же районе. Помимо искусственного корма на уменьшении концентрации ^{137}Cs в садковом карпе может сказаться и менее длительное его пребывание в водоеме. В нашем случае садковую рыбу отлавливали на анализ в возрасте до года, тогда как свободноживущая имела возраст два-три года.

На рис. 17 приведены усредненные за наблюдаемый период данные, характеризующие содержание ^{137}Cs в щуке и леще в зоне подогрева и в контрольном регионе водоема-охладителя. Эти данные аналогичны тем, которые получены для плотвы и карпа (см. рис. 14). В зоне подогрева концентрация радионуклида в щуке и леще примерно в 2 раза выше, чем в верховье водохранилища.

Сравнительная оценка накопительной способности ^{137}Cs для шести различных видов рыб, обитающих в районе Теплового залива водоема-охладителя, приведена в табл. 21. Щука накапливает радиоцезия несколько больше, чем другие виды рыб. Последнее соответствует литературным данным, согласно которым хищные рыбы поглощают ^{137}Cs в большем количестве, чем рыбы смешанного типа питания и фитофаги [26, 40]. Карп проявляет наиболее низкую накопительную способность радионуклида. Различия в накоплении радиоактивного цезия разными видами рыб можно объяснить их видовыми особенностями, свойствами поедаемого корма и возрастом исследованных особей [42].

Кобальт-60, поступающий в Белоярское водохранилище со сбросами АЭС, аккумулируется рыбами весьма слабо. Концентрация ^{60}Co в свободноживущей рыбе зоны подогрева водоема в несколько раз ниже, чем концентрация ^{137}Cs , а коэффициенты накопления радиокобальта в 10—20 раз ниже, чем

Рис. 17. Концентрация ^{137}Cs в щуке (1) и леще (2) Теплового залива и верховья (заштриховано) Белоярского водохранилища.



^{137}Cs . Концентрация ^{60}Co в садковом карпе находится ниже предела чувствительности анализа (табл. 22).

На основании полученного материала рассчитали годовое поступление радионуклидов ^{60}Co и ^{137}Cs населению с рыбой Белоярского водохранилища. Для расчета использовали среднее значение ежегодно потребляемой рыбы на душу населения (40 кг), а содержание радионуклидов в ней — 20 Бк/кг для ^{60}Co и 200 Бк/кг для ^{137}Cs . Полученные значения годового поступления (0,9 КБк ^{60}Co и 8,1 КБк ^{137}Cs) значительно ниже предела годового поступления для лиц категории Б (1,4 МБк ^{60}Co и 0,4 МБк ^{137}Cs), согласно принятым нормативам [63].

Итак, концентрация ^{137}Cs в плотве Теплового залива и района Биофизической станции водоема-охладителя в 2—2,5 раза выше, чем в верховье Белоярского водохранилища, и в 15—20 раз выше, чем в Рефтинском водохранилище, где содержание ^{137}Cs обусловлено только глобальными выпадениями. Концентрация радионуклида в щуке и леще в Теплом заливе также почти в 2 раза выше, чем в верховье. Повышенное накопление радионуклидов в рыбах указанных регионов связано с увеличением их содержания в воде соответствующих акваторий из-за близости сбросных каналов АЭС. Кроме того, в зоне подогрева в результате повышения температуры водной среды активизируются обменные процессы в организме рыб, приводящие к увеличению накопления радионуклида рыбами и другими гидробионтами, которые служат пищей для рыб. На основе многолетних данных о содержании ^{137}Cs в воде и рыбе показано, что вслед за повышением концентрации ^{137}Cs в воде возрастает концентрация радионуклида в рыбе, и наоборот, по мере снижения концентрации ^{137}Cs в воде постепенно снижается содержание радионуклида в организме рыб. При этом максимальные значения концентраций ^{137}Cs в рыбе наступают через 1—4 мес после появления максимальных концентраций радионуклида в воде, что, по-видимому, связано с перераспределением его в пищевых цепях других гидробионтов еще до поступления в организм рыб. Отмечены видовые различия в накоплении ^{137}Cs рыбами Белоярского водохранилища, при этом наиболее высокие коэффициенты накопления отмечены для представителя

Таблица 21

Концентрация и коэффициенты накопления ^{137}Cs в свободноживущих рыбах, отловленных в районе Теплового залива Белоярского водохранилища в августе 1977 г.

Вид	Возраст, лет	Концентрация, Бк/кг сырой массы	КН
Щука	4	113 ± 29	1180 ± 70
Линь	2	84 ± 14	830 ± 40
Карась	1	70 ± 9	720 ± 90
Плотва	3	62 ± 5	630 ± 50
Лещ	2	50 ± 3	520 ± 30
Карп	2—3	32 ± 4	330 ± 40

Таблица 22

Содержание ^{60}Co в рыбах зоны подогрева Белоярского водохранилища в августе 1977 г.

Вид	Концентрация, Бк/кг сырой массы	КН
Плотва	$6,7 \pm 0,5$	28 ± 2
Лещ	$14,4 \pm 1,9$	60 ± 9
Карась	$11,8 \pm 1,4$	49 ± 5
Линь	$2,1 \pm 1,6$	90 ± 6

хищных рыб — щуки. Концентрация ^{137}Cs в садковом карпе значительно ниже, чем в свободноживущем карпе и во всех других видах рыб, что обусловлено видовыми и возрастными особенностями, а также способом питания изучавшихся видов. Отмечается перспективность промышленного рыбозаведения в садах с использованием подогретых вод АЭС и искусственного корма. Концентрация ^{60}Co в рыбах зоны подогрева водоема-охладителя в несколько раз ниже, чем ^{137}Cs , а в садковом карпе находится за пределами чувствительности метода.

4.4. Содержание радионуклидов в планктоне

Способность планктонных организмов к быстрому размножению и созданию большой биомассы определяет их ведущую роль в круговороте вещества и энергии в водной экосистеме, а также в процессах самоочищения водоемов от химических и радиоактивных загрязнений [54, 96].

Для оценки влияния сброса подогретых вод на планктонные организмы водоема-охладителя в июле — августе 1986 г. определены видовой состав и численность фито- и зоопланктона в зоне подогрева и контрольном регионе (Щучьем заливе) Бело-

Число видов фитопланктонных организмов исследуемых зон
Белоярского водохранилища

Отдел водорослей	Число видов			
	Июнь	Июль	Август	Всего за сезон
Зона подогрева				
Синезеленые	5	5	4	5
Золотистые	1	1	1	1
Желтозеленые		Не обнаружено		
Эвгленовые	1	2	4	4
Диатомовые	6	3	3	8
Зеленые	9	11	17	19
Пирофитовые	3	4	3	6
Всего	25	26	32	43
Контрольный район				
Синезеленые	3	4	2	5
Золотистые	1	1	Не обн.	1
Желтозеленые	Не обн.	1	— » —	1
Эвгленовые	1	3	5	5
Диатомовые	3	8	10	10
Зеленые	9	17	18	23
Пирофитовые	3	3	1	3
Всего	20	37	36	47

ярского водохранилища. В процессе этой работы зарегистрировано 53 вида планктонных водорослей и 16 видов зоопланктонных организмов, при этом средняя численность фитопланктона на несколько порядков величин больше таковой зоопланктона. В составе фитопланктона основную массу составляют зеленые водоросли (24 вида), среди которых преобладают хлорококковые (16 видов), десмидиевые (четыре вида) и вольвоксовые (четыре вида). Кроме зеленых водорослей встречаются диатомовые (десять видов), синезеленые (пять видов), эвгленовые (шесть видов), пирофитовые (шесть видов), золотистые (один вид), желтозеленые (один вид). В табл. 23 приведены виды фитопланктонных организмов в двух исследованных зонах водохранилища. В зоне подогрева и контрольном районе обнаружено соответственно 43 и 47 видов водорослей, причём 37 из них — общие для обоих районов водохранилища (коэффициент общности видового состава составляет 82%). В течение лета видовой состав фитопланктона несколько изменяется, при этом в июле и августе наблюдается большее видовое разнообразие, чем в июле, что, очевидно, связано с наиболее благоприятными условиями их развития в этот период. Как в зоне подогрева, так и в контрольном регионе наибольшее видовое разнообразие отмечено для зеленых и диатомовых водорослей.

Численность фитопланктона исследуемых зон Белоярского водохранилища
в течение летнего периода 1986 г.

Отдел водорослей	Зона подгрева		
	Июнь	Июль	Август
Синезеленые	10310/90	11560/66	14960/53
Диатомовые	150/1	310/2	200/1
Зеленые	710/6	4970/28	13240/46
Пирофитовые	270/3	450/3	20/0
Прочие	0/0	220/10	120/0
Всего	11440/100	17510/100	28540/100

Отдел водорослей	Контрольный район		
	Июнь	Июль	Август
Синезеленые	14470/79	1200/25	620/2
Диатомовые	30/0	300/6	14070/47
Зеленые	2860/16	2900/60	15190/50
Пирофитовые	240/5	370/8	100/0
Прочие	0/0	40/1	160/1
Всего	18300/100	4810/100	30140/100

Примечание. В числителе — тыс. клеток на 1 л, в знаменателе — % от общего кол-ва.

В табл. 24 показана летняя динамика численности планктонных водорослей в исследуемых зонах Белоярского водохранилища. Можно заметить, что в июне в обеих зонах преобладают синезеленые водоросли (80—90 %). В июле наряду с синезелеными активно развиваются зеленые водоросли, выходящие по численности на первое место (60 %). В августе в зоне подгрева указанные группы водорослей в контрольном районе остаются лидирующими по численности, тогда как в контрольном районе преобладают зеленые и диатомовые.

Среди обнаруженных в водоеме видов фитопланктонных водорослей можно выделить несколько видов, численность которых в тот или иной период значительно возрастает (рис. 18). Например, в июне доминирующими были два вида синезеленых водорослей: в зоне подгрева — *Aphanizomenon flos-aquae*, в контрольном районе — *Anabaena flos-aquae*, численность которых достигала 10—12 млн кл/л. В июле многочисленной была синезеленая водоросль *Microcystis aeruginosa*, численность которой в зоне сброса подогретых вод составила 8 млн кл/л. Несколько меньшей численностью отличалась зеленая водоросль *Pediastrum duplex*, синезеленые водоросли *A. flos-aquae* и *Phormidium mucicola* и пирофитовая водоросль *Chroomonas aquata*. В августе в зоне подгрева заметно преобладали *P. duplex* и *M. aeruginosa*, а в контрольном районе — *P. duplex* и *Melosira* sp. Приведенные данные показали, что от 90 до 100 %

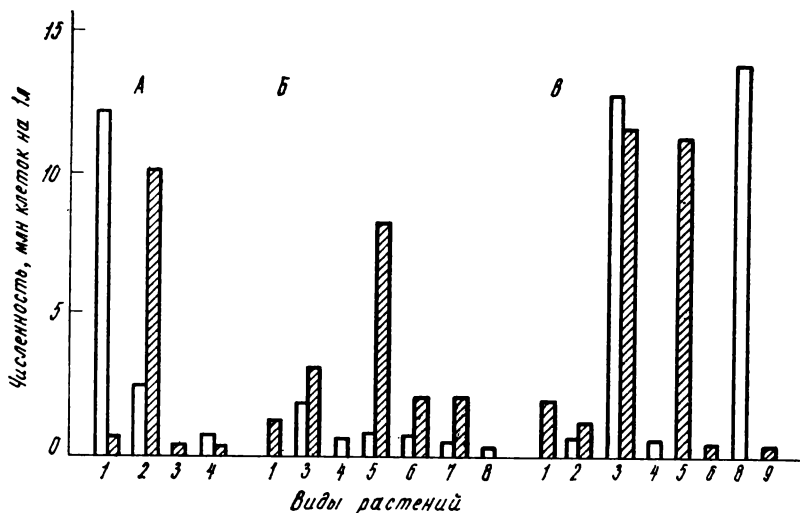


Рис. 18. Численность доминирующих видов планктонных водорослей двух зон Белоярского водохранилища (1986 г.): контрольного района и зоны подогрева (заштриховано).

А — июнь, Б — июль, В — август; 1 — *Anabaena flos-aquae*, 2 — *Aphanizomenon flos-aquae*, 3 — *Pediastrum duplex*, 4 — *Coelastrum duplex*, 5 — *Microcystis aeruginosa*, 6 — *Phormidium mucicola*, 7 — *Chroomonas acuta*, 8 — *Melosira* sp., 9 — *Carteria globosa*.

общей численности фитопланктона исследуемых регионов Белоярского водохранилища составляют зеленые, синезеленые и диатомовые водоросли. Основное различие между зоной подогрева и контрольным регионом проявляется в сезонной динамике фитопланктона и тех количественных показателях численности, которых достигают представители различных систематических групп водорослей. К аналогичному выводу приходят Н. Б. Балашева и В. Н. Никитина, исследовавшие фитопланктон водоема-охладителя Ленинградской АЭС [5].

В составе зоопланктона исследуемых зон Белоярского водохранилища преобладают ракообразные, которые составляют от 40 до 80 % общей численности этой группы организмов (табл. 25). Среди ракообразных доминирующими видами в июне и июле были веслоногие (*Diaptomus graciloides*) и ветвистосусые (*Daphnia cristata*, *D. pulex*, *Bosmina kessleri*) рачки. Остальную долю численности составили коловратки, среди которых наиболее распространен вид *Keratella quadrata*. Следует заметить, что численность зоопланктона в зоне подогрева заметно меньше таковой в контрольном районе, что, очевидно, обусловлено отрицательным влиянием сброса подогретых вод в водоем на эту группу организмов [41].

На рис. 19 приведены усредненные за летний период 1987 г. данные содержания радионуклидов в планктоне двух исследованных зон Белоярского водохранилища. Видно, что концент-

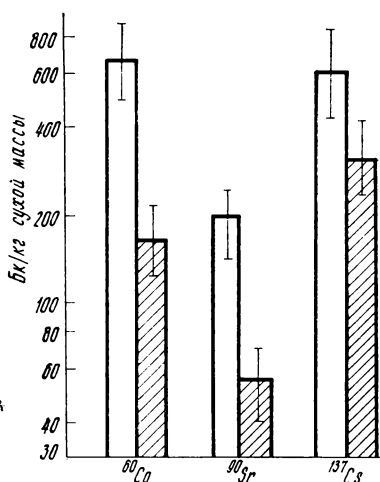
Численность зоопланктона в исследуемых зонах
Белоярского водохранилища

Вид	Зона подогрева			Контрольный район		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
<i>Diaptomus graciloides</i>	10,30/21,8	1,80/12,5	2,40/17,4	48,50/29,4	15,36/12,1	6,34/35,3
<i>Cyclops vicinus</i>	1,10/2,3	0,36/2,5	4,80/34,8	1,20/0,7	0,24/0,2	0,79/4,4
<i>Bythotrephes cederstroëmin</i>	—/—	—/—	—/—	0,10/0,1	—/—	—/—
<i>Daphnia cristata</i>	—/—	—/—	—/—	—/—	20,64/16,2	1,58/8,8
<i>D. duplex</i>	5,50/11,7	1,92/13,3	1,32/9,6	51,96/31,4	13,44/10,6	2,64/14,7
<i>Bosmina kessleri</i>	0,40/0,9	1,80/12,5	0,36/2,6	1,66/1,0	15,66/12,3	1,06/5,9
<i>B. obtusirostris</i>	—/—	—/—	—/—	—/—	3,60/2,8	1,32/7,4
<i>B. longirostris</i>	0,10/0,2	—/—	—/—	—/—	—/—	—/—
<i>Chydorus sphaericus</i>	—/—	—/—	0,84/6,0	—/—	—/—	—/—
<i>Leptodora kindtii</i>	0,20/0,4	—/—	—/—	0,60/0,4	—/—	—/—
<i>Keratella quadrata</i>	—/—	4,68/11,7	1,20/8,7	10,24/6,4	34,08/26,8	—/—
<i>K. cochlearis</i>	—/—	—/—	—/—	0,72/0,4	—/—	—/—
<i>Kellicottia longispina</i>	—/—	1,20/8,3	—/—	—/—	—/—	—/—
<i>Platylas quadricornis</i>	—/—	—/—	—/—	0,12/0,1	—/—	—/—
<i>Platylas quadricornis</i>	—/—	0,75/5,0	—/—	0,20/0,1	—/—	0,79/4,4
<i>Asphanchna</i> sp.	29,60/62,7	4,92/34,2	2,88/20,9	49,96/30,2	24,24/19,0	3,43/19,1
Молодь	47,20/100	14,40,/100	13,80,/100	165,26/100	127,26/100	17,95/100

Примечание. В числителе — тыс экз/м³, в знаменателе — % от общего кол-ва.

Рис. 19. Концентрация радионуклидов в планктоне Теплого и Щучьего (заштриховано) заливов Белоярского водохранилища.

Число проанализированных проб: в Теплом заливе— 8, Щучьем— 7.



рация ^{60}Co и ^{137}Cs выше, чем ^{90}Sr , что отчасти связано с повышенным поступлением первых двух радионуклидов в водоем-охладитель в результате работы АЭС. Планктон, отловленный в Теплом заливе, характеризуется более высоким содержанием каждого радионуклида по сравнению с таковым в Щучьем заливе. Как уже указывалось, это можно объяснить, с одной стороны, влиянием

повышенных температур в зоне подогрева по сравнению с контрольным районом, а с другой — повышенной концентрацией указанных радионуклидов в воде Теплого залива за счет близости промливневого канала АЭС [16].

В заключение следует отметить, что радиоэкологические исследования планктонных организмов в нашем отделе находятся на начальном этапе, поэтому приведенные здесь данные следует рассматривать как предварительные. Они показали, что сброс подогретых вод в водоем-охладитель Белоярской АЭС практически не отражается на видовом составе фитопланктона: основное различие между зоной подогрева и контрольным районом проявляется в сезонной динамике и тех количественных показателях численности, которых достигают представители различных систематических групп водорослей. Вместе с тем сброс подогретых вод в водоем заметно снижает численность зоопланктонных организмов. Концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs в планктоне водоема-охладителя выше, чем ^{90}Sr . Планктон, отловленный в зоне подогрева, характеризуется более высоким содержанием каждого радионуклида по сравнению с контрольным регионом. Последнее обусловлено, с одной стороны, влиянием повышенных температур в зоне подогрева, а с другой — повышенной концентрацией указанных радионуклидов в этом районе за счет близости промливневого канала АЭС.

4.5. Содержание радионуклидов в грунтах

Известно, что большинство радионуклидов, попадающих в водоемы, достаточно быстро оказываются сконцентрированными в донных отложениях. Ввиду высокой сорбционной емкости

грунтов и прочной фиксации в них радионуклидов водные грунты и мелкие взвеси способны надолго удерживать в себе поглощенные нуклиды, становясь основным источником облучения придонных организмов [40].

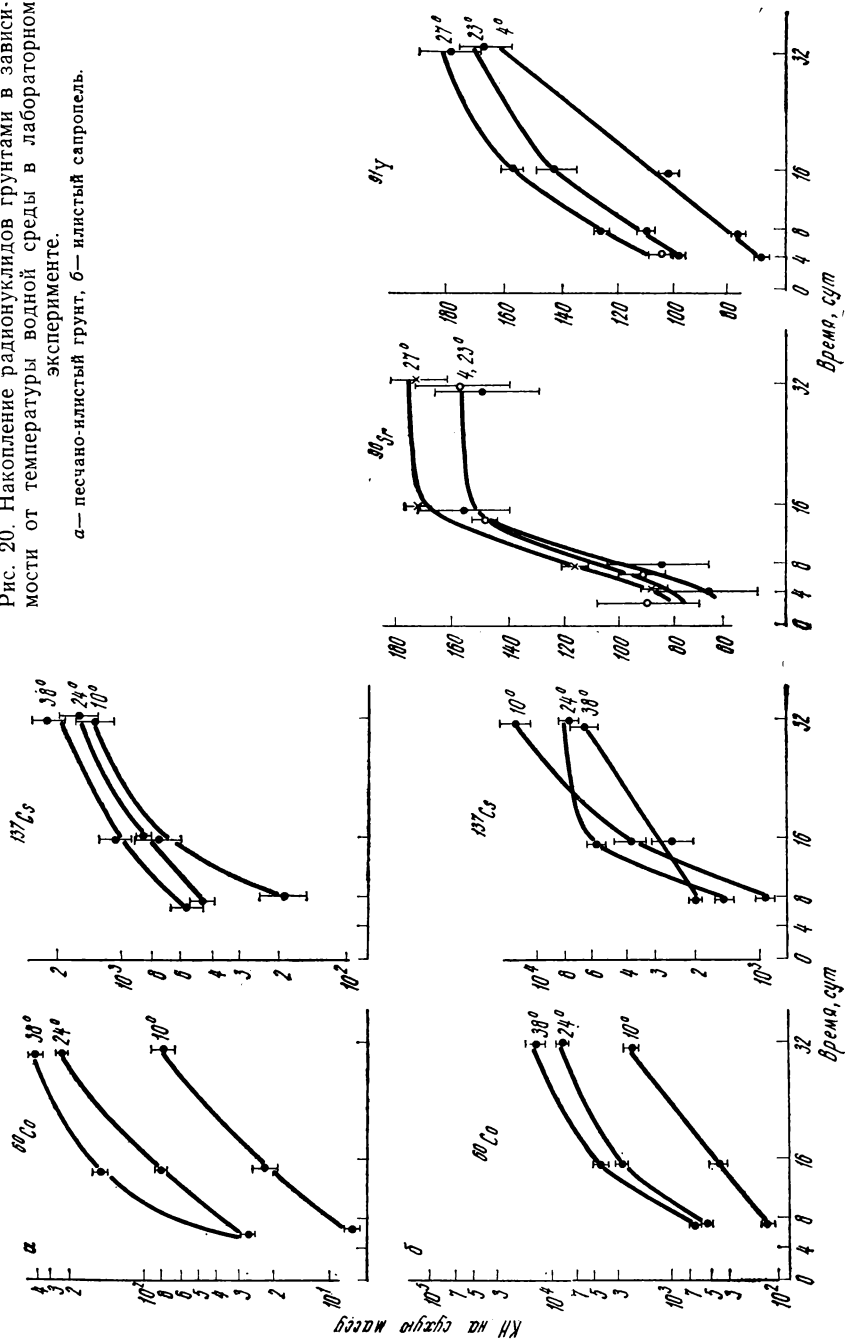
Донные отложения Белоярского водохранилища представлены в основном следующими типами грунтов: илистым сапропелем, затопленной почвой, песчано-илистым, песчаным и песчано-каменистым грунтами. Илистый сапропель широко распространен в верховье водоема и в некоторых заливах, где хорошо развита водная растительность. Прибрежные мелководья, лишенные растений, заняты преимущественно песчаными грунтами, часто с примесью илистых и каменистых частиц. В районах затопления лугов встречаются затопленные почвы. В центральной глубоководной части водохранилища преобладают илистые грунты. В целом донные отложения водоема достаточно пестрые, обычно с примесью песчаных частиц и полуразложившихся остатков древесных растений. Такая пестрота в какой-то мере объясняется интенсивным перемешиванием воды с верхним слоем грунта во время штормовой погоды.

В связи со сбросом в водоем подогретых вод АЭС исследовали влияние температурного фактора на накопление радионуклидов грунтами в лабораторных и природных условиях. В серии лабораторных опытов изучали поглощение ^3H , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{91}Y и ^{137}Cs грунтами Белоярского водохранилища в зависимости от температуры водной среды [88]. Опыты с ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{137}Cs проводили в аквариумах, а с ^3H — в стеклянных цилиндрах. Как показали результаты экспериментов, наиболее сильно температурный фактор влияет на поглощение ^{60}Co грунтами. Повышение температуры водной среды с 10° до 38°C привело к увеличению коэффициентов накопления этого нуклида в 5—10 раз. Накопление ^{91}Y донными отложениями незначительно возрастает в диапазоне температур от 4° до 27°C , а ^{90}Sr и ^{137}Cs — практически не зависит от температуры (рис. 20).

На рис. 21 представлены экспериментальные данные (точки), характеризующие переход трития из водного столба в грунт (А) и из грунта в водную среду (Б) в зависимости от температуры (данные приведены для илистого сапропеля, однако аналогичные результаты получены для затопленной почвы и песчаного грунта). Разработали модель, характеризующую процесс выравнивания концентраций трития в системе вода — грунт. Согласно этой модели, на первой стадии продолжительностью около 80 сут идет в основном диффузия трития в воде, скорость которой заметно зависит от температуры. На следующей стадии (после 150 сут) тритий поглощается непосредственно грунтом, включаясь в более прочно связанные формы влаги и органическое вещество грунта [89]. Этот процесс почти не зависит от температуры. В целом выравнивание концентраций

Рис. 20. Накопление радионуклидов грунтами в зависимости от температуры водной среды в лабораторном эксперименте.

а — песчано-иловый грунт, б — иловый сапропель.



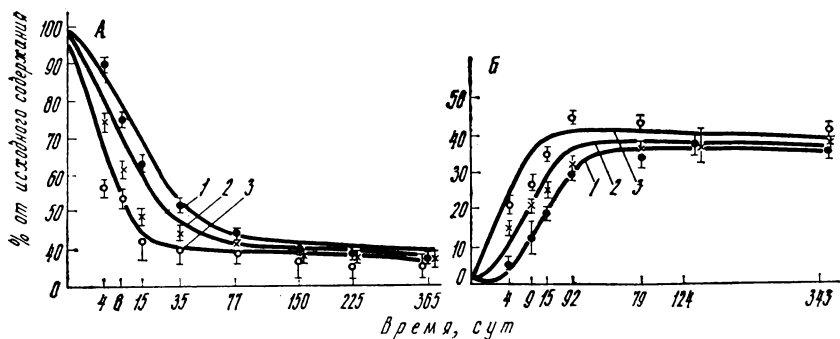


Рис. 21. Переход нитрата из водного столба в грунт (А) и из грунта в водный столб (Б) в зависимости от температуры.
1—4°C, 2—17°C, 3—42°C.

нитрата в системе вода — грунт описывается суммой решений двух уравнений: второго закона Фика (диффузия нитрата в воде)

$$\partial V_{\text{д}}/\partial t = D\partial^2 V_2/\partial x^2$$

и кинетического уравнения реакции первого порядка (поглощение нитрата грунтом)

$$\partial V_{\text{п}}/\partial t = V_{\text{п}}/\tau,$$

где $V_{\text{д}}$ — относительная концентрация нитрата в водном столбе при отсутствии поглощения его грунтом;

$V_{\text{п}}$ — относительная концентрация нитрата в водном столбе при отсутствии диффузии нитрата;

t — время с начала эксперимента;

x — высота столба воды и грунта;

τ — постоянная, связанная с периодом полувыделения $T_{1/2}$ соотношением $T_{1/2} = \tau \cdot \ln 2$;

D — коэффициент диффузии нитрата в воде.

Относительная концентрация нитрата в воде в каждый момент времени (V) выражается соотношением $V = V_{\text{д}} - V_{\text{п}}$. Расчетные кривые $V(t)$ даны на рис. 21 в виде сплошных линий и удовлетворительно описывают наблюдаемые закономерности.

В табл. 26 приведены коэффициенты диффузии нитрата в исследованных грунтах в зависимости от температуры. Видно, что для всех типов грунтов коэффициенты диффузии возрастают с повышением температуры. Для илистого сапропеля коэффициенты диффузии выше, чем для затопленной почвы и песчаного грунта. Поскольку сопротивление диффузии падает с уменьшением плотности грунта, более высокая скорость диффузии в илистом сапропеле может быть связана с повышенной

Зависимость коэффициентов диффузии (D) трития
в грунте от температуры

Тип грунта	Температура, °С	D , $\text{н} \cdot 10^{-5} \text{см}^2/\text{с}$
Песчаный	4	0,45
	17	0,78
	42	1,96
Затопленная почва	4	0,45
	17	0,78
	42	1,96
Илистый сапропель	4	1,2
	17	2,2
	42	5,7

обводненностью этого грунта по сравнению с остальными (содержание влаги составляет 68, 23 и 4 % соответственно в илистом сапропеле, затопленной почве и песчаном грунте).

В серии натуральных исследований мы оценили возможный вклад температурного фактора в величину коэффициентов накопления ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs для преобладающих типов грунта Белоярского водохранилища. Для этого были отобраны и проанализированы пробы грунта и воды из района сброса подогретых вод и контрольного района водоема-охладителя (Щучий залив).

Коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Sr для грунтов Теплового залива оказались значительно выше, чем в контроле, а ^{90}Sr — довольно близкими для грунтов обоих регионов водохранилища (табл. 27). Последнее свидетельствует о том, что температурный фактор, не оказывающий влияния на коэффициенты накопления ^{90}Sr в условиях лабораторного аквариума, не влияет и на поглощение этого нуклида в природных условиях. Поскольку поглощение ^{137}Cs грунтами в лабораторном эксперименте практически не зависит от температуры, повышенное накопление его в грунтах Теплового залива следует отнести за счет временного фактора (эффект старения) и дополнительного поступления из близлежащей зоны промливневого канала. В случае с ^{60}Co этот эффект можно объяснить совокупным влиянием температурного фактора и дополнительного поступления радионуклида в Теплый залив из промливневого канала АЭС.

Для оценки содержания радионуклидов в грунтах Белоярского водохранилища в 1981—1984 гг. были отобраны донные отложения в прибрежной части водоема на глубину 0—10 см

**Коэффициенты накопления ^{60}Co ,
Белоярского водохранилища**

Тип грунта	^{60}Co	^{90}Sr
Песчаный	1260±170/360±30	220±30/330±80
Песчано-илистый	27060/1170±80	340±30/250±40
Затопленная почва	37520±5070/900±70	Не опр. / Не опр.
Илистый сапропель	88570±13800/8080±960	1430±330/1030±70

Примечание. В числителе — Теплый залив, в знаменателе —

в наблюдаемой зоне АЭС и на контрольном участке, расположенном на расстоянии более 10 км от АЭС в верховье водохранилища. Как видно из табл. 28, на каждый радионуклид проанализировано по 160—167 проб грунта. В преобладающем большинстве проб наблюдаемой зоны водохранилища содержание радионуклидов выше, чем на контрольном участке. Это свидетельствует о дополнительном поступлении нуклида в водоем в результате эксплуатации АЭС.

На рис. 22 представлены данные о содержании радионуклидов в разных грунтах водоема-охладителя. Концентрация ^{60}Co в донных отложениях контрольного участка варьирует от 20 до 30 Бк/кг, тогда как в пределах наблюдаемой зоны в илистом сапропеле достигает 310 Бк/кг. Содержание ^{90}Sr в грун-

Таблица 28

**Количество проб, проанализированных на содержание радионуклидов
в грунтах прибрежной части Белоярского водохранилища**

Радионуклид	Тип грунта	Контрольный участок	Наблюдаемая зона	
			Всего проб	В том числе превышающих двукратное содержание нуклидов в контроле, %
^{60}Co	Песчаный	13	52	21
	Затопленная почва	13	38	82
	Илистый сапропель	16	28	93
	Всего	42	118	58
	^{90}Sr	Песчаный	16	51
Затопленная почва		11	38	32
Илистый сапропель		16	31	64
Всего		43	120	57
^{137}Cs	Песчаный	14	55	44
	Затопленная почва	13	29	95
	Илистый сапропель	16	30	93
	Всего	43	124	72

Таблица 27
 ^{90}Sr , ^{137}Cs для грунтов
 (на сухую массу)

^{137}Cs
2590 \pm 280/240 \pm 40
11500 \pm 840/890 \pm 200
36250 \pm 5790/1710 \pm 730
25140 \pm 10440/2280 \pm 100

контрольный район.

концентрация нуклида возрастает в среднем на порядок величины. Следовательно, в результате работы АЭС в водоем поступает относительно больше ^{137}Cs по сравнению с ^{60}Co и ^{90}Sr . Концентрация каждого радионуклида возрастает в ряду: песчаный грунт < затопленная почва < илистый сапропель.

Определили содержание исследуемых радионуклидов в грунтах наблюдаемой зоны водоема-охладителя на разном расстоянии от АЭС. Как видно из табл. 29, в грунтах четырех условно выделенных зон концентрация их практически постоянна. Она отличается только в зависимости от типа грунта и физико-химических свойств радионуклида. Это подтверждает ранее высказанную мысль о том, что все поступающие от АЭС радионуклиды достаточно быстро и равномерно распределяются между водой и донными отложениями центральной акватории водоема.

Для всех типов грунта коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs имеют более высокие значения, чем ^{90}Sr . В частности, коэффициенты накопления ^{90}Sr для донных отложений Белоярского водохранилища варьируют в пределах 200—1500, а ^{60}Co и ^{137}Cs — от 700 до 25 000 единиц. В четырех условно выделенных зонах водоема-охладителя коэффициенты накопления каждого радионуклида для однотипного грунта довольно близки (табл. 30).

Коэффициенты накопления исследуемых радионуклидов в грунтах увеличиваются в ряду: песчаный < затопленная почва < илистый сапропель, что, по всей вероятности, связано с возрастанием емкости поглощения и прочности фиксации радионуклидов в указанном ряду грунтов. Очевидно, затопленную почву, илистый сапропель и другие грунты с высокой емкостью поглощения можно с успехом использовать в качестве индикаторов радиоактивного загрязнения водоемов-охладителей АЭС [45].

Исследовали распределение радионуклидов по глубине грунта Белоярского водохранилища. Для этого было отобрано семь

тах этой зоны незначительно отличается от контрольного участка. В частности, в песчаном грунте, довольно распространенном в Белоярском водохранилище, его концентрация практически одинакова по всему водоему и составляет 12—14 Бк/кг. В затопленной почве и илистом сапропеле она в среднем в 1,5—2 раза выше по сравнению с контрольным участком. Содержание ^{137}Cs в грунтах характеризуется наиболее высокими показателями. Если в контрольном районе оно варьирует для разных типов грунта от 30 до 50 Бк/кг, то в пределах наблюдаемой зоны концентра-

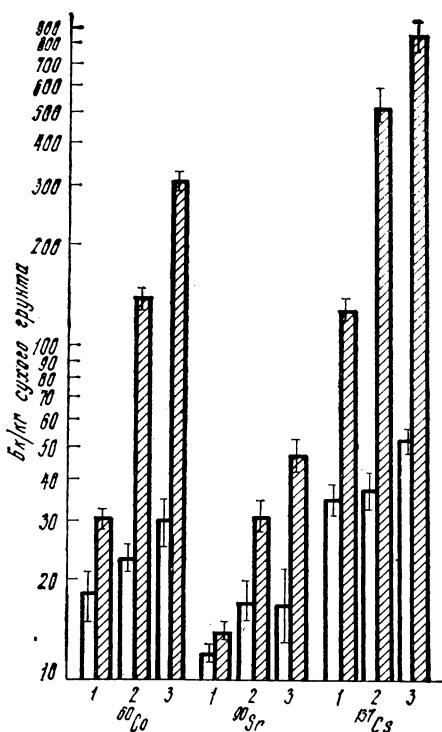


Рис. 22. Содержание радионуклидов в грунтах водоема-охладителя на контрольном участке и в наблюдаемой зоне АЭС (заштриховано).

1— песчаный грунт, 2— затопленная почва, 3— илистый сапропель.

профилей донных отложений по центру водохранилища на всем его протяжении. Усредненные данные, приведенные в табл. 31, показывают, что концентрация ^{137}Cs в различных слоях донных отложений в 2—5 раз выше соответствующих концентраций в них ^{60}Co . Оба радионуклида аналогичным образом распределяются по глубине грунта. Примерно половина их общего содержания сосредоточена в верхнем слое 0—4 см, а в слое 0—10 см содержится около 75 % излучателей.

Интересно оценить содержание радионуклидов в грунтах каналов, по которым слаборадиоактивные стоки АЭС поступают в водоем-охладитель. В табл. 32 приведены такие данные для песчано-илистого грунта промливневого канала. Концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs в грунте в начале канала на 3—4, а в конце его — на 1—2 порядка величин выше, чем в контрольном регионе, расположенном в верховье водохранилища. Содержание ^{90}Sr в грунте, отобранном в начале и средней части указанного канала, в среднем выше, чем в контроле, однако на выходе из него концентрация изотопа не отличается от контроля. Радионуклиды более или менее равномерно распределяются в 20-сантиметровом слое донных отложений, что связано с высокой фильтрующей способностью песчано-илистого грунта. Содержание излучателей в грунте увеличивается в ряду: $^{90}\text{Sr} < ^{60}\text{Co} < ^{137}\text{Cs}$.

В табл. 23 приведена концентрация ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в илистом грунте обводного канала на разном расстоянии от очистных сооружений. Содержание радионуклидов, особенно ^{60}Co и ^{137}Cs , в грунте этого канала значительно выше, чем в контрольном регионе водоема-охладителя.

Отмечено снижение концентрации изотопов в канале по

Концентрация радионуклидов в грунтах разных зон
водоема-охладителя, Бк/кг сухого грунта

Радио- нуклид	Объект исследования	Зона водоема-охладителя			
		I	II	III	IV
^{60}Co	Песчаный грунт	27±3	31±4	20±2	23±5
	Затопленная почва	160±20	140±30	130±20	Не опр.
	Илистый сапропель	340±50	Не опр.	610±230	580±120
^{90}Sr	Песчаный грунт	13±3	11±2	13±3	15±4
	Затопленная почва	27±8	34±7	30±5	Не опр.
	Илистый сапропель	51±6	35±24	36±5	42±8
^{137}Cs	Песчаный грунт	87±15	120±20	43±7	41±11
	Затопленная почва	670±150	410±90	380±50	Не опр.
	Илистый сапропель	970±100	Не опр.	610±230	590±120

Коэффициенты накопления радионуклидов в грунтах разных зон
водоема-охладителя (на сухую массу)

Радио- нуклид	Грунт	Зона водоема-охладителя			
		I	II	III	IV
^{60}Co	Песчаный	1040±110	1240±160	710±71	1000±220
	Затопленная почва	6150±770	5600±1200	4640±710	Не опр.
	Илистый сапропель	13080±1920	Не опр.	21790±8210	25220±5220
^{90}Sr	Песчаный	410±90	190±30	300±70	370±100
	Затопленная почва	840±250	600±120	680±110	Не опр.
	Илистый сапропель	1590±190	610±420	820±110	1050±200
^{137}Cs	Песчаный	1980±370	2610±430	910±150	1020±270
	Затопленная почва	15230±3410	8910±1960	8080±1060	Не опр.
	Илистый сапропель	22050±2270	Не опр.	12980±4890	14750±3000

**Концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs по глубине грунтов
центральной части Белоярского водохранилища**

Глубина, см	^{60}Co	^{90}Sr
0—2	106±38/28,6	554±234/38,8
2—4	51±24/13,8	210±64/14,7
4—6	47±13/12,7	150±63/10,50
6—8	38±26/10,3	107±45/7,5
8—10	33±19/8,9	68±21/4,8
10—12	29±8/7,8	82±31/5,4
12—14	20±7/5,4	98±60/6,9
14—16	21±13/5,7	93±62/6,5
16—18	15±4/4,1	39±11/2,7
18—20	10±2/2,7	27±5/1,9

Примечание. В числителе — Бк/кг сухой смеси, в знаменателе — %.

Таблица 32

**Концентрация радионуклидов в песчано-илистом грунте промливневого канала
БАЭС в 1978 г., Бк/кг сухой массы**

Глубина, см	Начало канала			Середина канала			Конец канала		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
0—5	13760	440	75550	9770	300	20460	630	23	4370
5—10	26270	270	52580	12360	800	16060	480	28	3515
10—15	30780	He опр.	41110	12170	280	14060	850	7	1740
15—20	8620	—»—	39590	6800	60	13210	220	18	850

Примечание. Концентрация ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в песчано-илистом грунте (0-10 см) контрольного района Белоярского водохранилища составляет соответственно 42±6, 36±2 и 45±3 Бк/кг сухой массы.

Таблица 33

**Концентрация радионуклидов в илистом грунте
обводного канала на разном расстоянии от очистных
сооружений (1987 г.), Бк/кг сухой массы**

Расстояние от очистных сооружений, м	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
0	14380±3040	1760±150	86500±7000
300	1720±10	340±190	He опр.
500	1470±60	220±140	10020±690
800	9670±2470	80±15	2820±120
1200	14570±1160	430±130	32170±6030

Примечание. Концентрация ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в илистом грунте (0-10 см) контрольного района Белоярского водохранилища составляет соответственно 32±4, 17±4 и 54±5 Бк/кг сухой массы.

Концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs в грунтах зоны подогрева, наблюдаемой зоны и контрольного района Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы

Радионуклид	Тип грунта	Теплый залив	Наблюдаемая зона	Контрольный район
^{60}Co	Песчаный	80±9	30±2	17±2
	Затопленная почва	3210±515	143±15	23±5
	Илистый сапропель	2950±430	310±26	32±4
^{137}Cs	Песчаный	260±95	126±22	35±8
	Затопленная почва	3520±110	520±74	34±5
	Илистый сапропель	1790±480	853±74	54±5

мере удаления от очистных сооружений, однако в нижней части канала содержание их в грунте снова несколько возрастает. Очевидно, основным источником поступления ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в обводной канал служат протечки из трубы, по которой слабо-радиоактивные стоки от водоочистных сооружений поступают в Ольховское болото. Вторым таким источником мог служить старый трубопровод, выведенный от АЭС в канал на расстоянии около 800 м от места впадения его в Белоярское водохранилище.

Поступление слабо-радиоактивных стоков АЭС через указанные выше каналы в водоем-охладитель приводит к формированию в прибрежной зоне участков с повышенным накоплением радионуклидов в грунтах. В табл. 34 приведена концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs в донных отложениях в районе Теплого залива по сравнению со средними показателями по наблюдаемой зоне и контрольному району (верховье) Белоярского водохранилища. Как указывалось ранее, в Теплый залив сбрасываются подогретые воды, прошедшие через системы охлаждения АЭС. Вода поступает в них через водозаборный канал, находящийся примерно в 500 м вниз по течению от промливневого канала. Поскольку Теплый залив находится в 2—2,5 км ниже промливневого канала, возможно попадание в него радионуклидов с текущей водой непосредственно из этого канала. Из табл. 34 видно, что концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs в грунтах зоны подогрева заметно выше, чем в наблюдаемой зоне и контрольном районе Белоярского водохранилища.

Подводя итог приведенному в настоящем разделе экспериментальному материалу, следует еще раз подчеркнуть, что среди донных отложений Белоярского водохранилища преобладают илистый сапропель, затопленная почва, песчано-илистые и песчаные грунты. Роль температурного фактора в процессах накопления радионуклидов проявляется по-разному в зависимости от химической природы радионуклида и свойств грунта. Подо-

грев воды, не оказывающий влияния на коэффициенты накопления ^{90}Sr в условиях лабораторного аквариума, не влияет на поглощение этого радионуклида грунтом в природных условиях. Накопление ^{137}Cs донными отложениями в лабораторном эксперименте также практически не зависит от температуры водной среды, поэтому повышенное содержание его в грунтах Теплового залива следует отнести за счет дополнительного поступления радиоизотопа в водоем от АЭС. Накопление ^{60}Co грунтами в лабораторных условиях заметно возрастает с повышением температуры водной среды, в связи с чем повышенную концентрацию радионуклида в зоне подогрева водоема-охладителя можно объяснить совместным влиянием температурного фактора и дополнительного поступления ^{60}Co в Теплый залив.

В результате более чем двадцатилетнего периода эксплуатации Белоярской атомной электростанции возросло содержание исследуемых радионуклидов в грунтах наблюдаемой зоны водоема-охладителя по сравнению с контрольным районом. В пределах наблюдаемой зоны концентрация радионуклидов в грунте практически постоянна, она зависит только от свойств грунта и радионуклида. Концентрация каждого излучателя возрастает в ряду: песчаный грунт < затопленная почва < илистый сапропель, что соответствует увеличению емкости поглощения в указанном ряду грунтов. Коэффициенты накопления ^{90}Sr для донных отложений Белоярского водохранилища варьируют в пределах 200—1500, а ^{60}Co и ^{137}Cs — 700—25000 единиц. Примерно половина общего количества радионуклидов сосредоточена в верхнем 4—5-сантиметровом слое грунта, а в слое 0—10 см содержится около 75 % излучателей. Концентрация их в грунтах каналов, по которым слаборадиоактивные стоки поступают в водоем-охладитель, на порядки величин выше, чем в контрольном регионе. Поступление излучателей через каналы в водоем обусловило формирование участков с повышенным содержанием в грунтах радионуклидов, особенно ^{60}Co и ^{137}Cs .

5. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^3H , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs ПО ОСНОВНЫМ КОМПОНЕНТАМ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ И ОЦЕНКА ДОПУСТИМОГО СБРОСА РАДИОНУКЛИДОВ

Попадая в водоем, радионуклиды распределяются между водой, донными отложениями и гидробионтами. Количественное соотношение разных радионуклидов между отдельными компонентами водного биоценоза определяется химической природой нуклидов и особенностями конкретного водоема. По характеру распределения в водоеме радионуклиды делятся на четыре типа — гидротропы, эквитропы, педотропы, биотропы [79].

Для изучения распределения ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам Белоярского водохранилища использованы полученные нами данные по концентрациям радионуклидов в воде, растениях и грунтах. Кроме того, при расчетах использованы следующие параметры: площадь водоема — 74 км², объем воды в водоеме — 265 млн м³, сырая масса грунта в верхнем 10-сантиметровом слое — 7734 тыс. т, площадь зарастания водоема макрофитами — 2,28 км²*, сырая масса макрофитов на 1 м² — 2 кг*, сырая масса макрофитов в водоеме — 2560 т*.

Содержание радионуклидов в грунте рассчитывали отдельно для прибрежной (до 100 м) и глубоководной зон водоема-охладителя, поскольку площади, занимаемые различными типами водного грунта, и концентрация радионуклидов в них для этих двух зон заметно отличаются. При этом не учитывали рыб и планктонные организмы ввиду отсутствия достоверной информации по биомассе этих компонентов в водоеме.

Расчеты показали, что запас радионуклидов в Белоярском водохранилище составляет: 244 МБк ^{60}Co , 134 МБк ^{90}Sr и 668 МБк ^{137}Cs . Все они более чем на 90 % сосредоточены в донных отложениях водоема. В воде обнаружено от 2 до 8 % общего количества указанных радионуклидов, а в растениях — менее 0,01 % (табл. 35). Запас трития в Белоярском водохранилище составляет 16 ТБк, практически все количество радионуклида сосредоточено в водной среде.

Таким образом, по характеру распределения радионуклидов в водоеме-охладителе Белоярской АЭС ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs можно отнести к числу педотропных, а ^3H — к типичным гидротропам.

* Данные из отчета УрНИИВХа [67].

Распределение радионуклидов по основным компонентам
Белоярского водохранилища

Компонент	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Вода	6600/2,7	9900/8,0	12000/1,8
Грунт	238000/97,3	114000/92,0	656000/98,2
Растения	26/0,01	12/0,01	15/0,002

Примечание. В числителе — МБк, в знаменателе — %.

Определили (совместно с А. Л. Кононовичем [39]), при какой величине сброса радионуклидов в Белоярское водохранилище атомной электростанцией лучевые нагрузки на население, проживающее в этом районе, не превысят нормируемых значений. В основу модели положены результаты натуральных исследований, выполненных в нашем отделе. В результате произведенных расчетов получены следующие величины допустимых сбросов в водоем-охладитель Белоярской АЭС: ^{60}Co — $8,9 \cdot 10^9$, ^{90}Sr — $6,7 \cdot 10^8$, ^{137}Cs — $4,4 \cdot 10^9$ Бк/год.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Подводя итог, можно отметить следующее. Белоярское водохранилище образовано в 1959—1963 гг. зарегулированием русла р. Пышмы в 75 км от ее истока. При заполнении водохранилища на основной его акватории были затоплены пойменные луга, почвы, кустарники, пни, срубленные деревья. В связи с этим в первые годы после создания водохранилища отмечался неблагоприятный кислородный режим, связанный с его дефицитом, и повышение цветности воды, что указывало на интенсивное загрязнение водной среды органическим веществом от разлагающейся растительности.

В более поздний период, благодаря процессам самоочищения, кислородный режим водоема значительно улучшился, однако в летние месяцы, при интенсивном использовании водохранилища в качестве зоны отдыха населения городов Свердловска, Асбеста, Березовского, загрязнение воды органическими веществами сохраняется. После 1980 г. отмечено увеличение количества сульфитов и хлоридов в воде, что, по-видимому, связано с загрязнением ее промышленными и хозяйственными стоками предприятий, расположенных в верховьях р. Пышмы. По мере развития растительности вода приобрела щелочную реакцию. В настоящее время водоем можно охарактеризовать как гидрокарбонатно-кальциевый со средней степенью минерализации и нормальным кислородным режимом. Гидрохимический состав воды довольно однороден по всему водохранилищу, включая район сброса подогретых вод.

Белоярское водохранилище все еще находится на начальной стадии формирования, поэтому водные растения встречаются преимущественно в заливах, центральная часть водоема практически их лишена. В водоеме зарегистрировано 29 видов макрофитов, восемь видов рыб, 53 — фитопланктона, 15 — зоопланктона, пять видов водного грунта.

Белоярская АЭС расположена на левом берегу водохранилища, в нижней его трети. Поступление радионуклидов в водоем-охладитель от АЭС идет через промливневый канал и северо-восточную часть обводного канала, а сброс подогретых вод — через водосбросной канал. В результате радиоактивных и тепловых сбросов в прилегающей к АЭС части водоема формируется зона, наиболее подверженная влиянию АЭС по срав-

нению с остальной частью водоема-охладителя. Она включает в себя акваторию от Теплого залива до района Биофизической станции. В указанной акватории водоема-охладителя и сбросных каналах, соединяющих ее с АЭС, прослеживается довольно заметное повышение содержания радионуклидов ^3H , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде по сравнению с другими частями водоема. Повышенная концентрация радионуклидов обнаружена также в растениях, рыбах, планктоне и грунтах. Кроме того, в зоне сброса подогретых вод водные биоценозы испытывают на себе и влияние повышенных температур. Следствием этого являются удлинение времени вегетации растений, увеличение размеров их листьев и уменьшение длины междоузлий, более высокое содержание зольных элементов в них по сравнению с аналогичными контрольными растениями, заметное снижение численности зоопланктонных организмов. Отмечено также повышение коэффициентов накопления некоторых радионуклидов для гидробионтов и грунтов в зоне подогрева по сравнению с контрольным районом. При этом изменения концентрации ^{60}Co , Ca , K и зольных элементов в растениях связаны с сезоном года, а ^{137}Cs в растениях и рыбах — с изменением содержания радионуклида в водной среде.

В связи с использованием подогретых вод для промышленного рыбозаводства представляло интерес оценить перспективность выращивания рыб в Белоярском водохранилище. Показано, что концентрация ^{137}Cs в садковом карпе значительно ниже, чем в свободноживущих рыбах зоны подогрева. Известно, что ^{137}Cs поступает в организм рыб преимущественно с пищей. Использование радиоактивно чистого искусственного корма для выращивания садкового карпа приводит к получению радиоактивно более чистой продукции. Помимо искусственного корма на уменьшении содержания ^{137}Cs в садковом карпе может сказываться менее длительное пребывание его в водоеме. Кобальт-60, поступающий в Белоярское водохранилище со сбросами АЭС, аккумулируется рыбами весьма слабо. Концентрация его в свободноживущей рыбе в зоне подогрева водоема в несколько раз ниже концентрации ^{137}Cs .

Все изложенное позволяет указать на перспективность выращивания садкового карпа и других видов рыб с использованием искусственных кормов на сбросных теплых водах Белоярской АЭС. За пределами данной акватории водохранилища, прилегающей к АЭС и наиболее подверженной ее влиянию, концентрация радионуклидов ^3H , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде 10-километровой наблюдаемой зоны водоема-охладителя заметно ниже и довольно стабильна. Это связано со сравнительно быстрым и равномерным перемешиванием воды с содержащимися в ней радиоактивными микропримесями. Концентрация радионуклидов в растениях и грунтах этой зоны также практически постоянна; она варьирует только в зависимости от вида растения;

свойств грунтов и физико-химических особенностей радионуклидов.

Общий запас радионуклидов в Белоярском водохранилище на 1989 г. составляет примерно 244 ГБк ^{60}Co , 124 ГБк ^{90}Sr , 668 ГБк ^{137}Cs и 16 ТБк ^3H . Радионуклиды ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs более чем на 90 % накапливаются в донных отложениях, от 2 до 8 % их количества остается в водной среде и менее 0,01 % — в растениях. Тритий практически полностью концентрируется в водной среде. Допустимые сбросы радионуклидов в водоем-охладитель составляют 8,9 ГБк/год ^{60}Co ; 0,67 ГБк/год ^{90}Sr ; 4,4 ГБк/год ^{137}Cs .

Содержание каждого из изучавшихся радионуклидов в воде Белоярского водохранилища не превышает допустимых концентраций, согласно принятым нормативам для питьевой воды. Годовое поступление ^{60}Co и ^{137}Cs с рыбой населению значительно ниже предела годового поступления для лиц категории Б, согласно принятым нормативам.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексахин Р. М. Достижения и некоторые актуальные задачи водной радиоэкологии // Радиоэкология водных организмов. Рига, 1973. Т. 2. С. 7—19.
2. Андреев Б. М., Медовщиков С. Ф., Фрунзе В. В., Шафиев А. И. Тритий и окружающая среда. М.: ЦНИИАтоминформ, 1984.
3. Антоненко Т. М. Радиоэкологические исследования накопления, распределения и миграции ^{137}Cs в водоемах степной зоны Украины. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Севастополь, 1978.
4. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1961.
5. Балашева Н. Б., Никитина В. Н. К видовому и экологическому составу фитопланктона Конорской губы Финского залива // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. М., 1983. С. 24—32.
6. Бескрестнов Н. В., Фаткин А. Г., Колтик И. И. Опыт организации дозиметрического контроля за водоемом-охладителем АЭС // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 61—69.
7. Биологические последствия радиоактивного загрязнения водоемов / Под ред. В. П. Рамзаева. М.: Атомиздат, 1983.
8. Боченин В. Ф., Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Сезонная динамика распределения ^{90}Sr и Са между водорослью *Chara tomentosa* L. G. и водной средой // Экология. 1978. № 1. С. 50—54.
9. Боченин В. Ф., Чеботина М. Я. Сезонная динамика накопления ^{60}Co элодеей (*Elodea canadensis* Rich.) // Экология. 1975. № 5. С. 80—81.
10. Булдаков Л. А., Гусев Н. Г. Радиационная безопасность в атомной энергетике. М.: Атомиздат, 1981.
11. Буянов Н. И. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе сброса теплых вод Кольской АЭС // Экология. 1981. № 3. С. 66—70.
12. Вернадский В. И. О концентрации радия растительными организмами // ДАН СССР, 1930. Т. 20. Серия А. С. 18—26.
13. Вирбицкас Ю. Б. Закономерности процессов в популяциях и сообществах водных животных водоемов-охладителей теплоэнергетики, методы их биоиндикации // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 107—116.
14. Грачев М. И. Влияние температуры среды на накопление, распределение и выведение ^{60}Co у рыб // Радиоэкология животных. М., 1977. С. 37—44.
15. Гусева В. П., Чеботина М. Я. Видовой состав и численность фитопланктона некоторых зон Белоярского водохранилища // Радиоэкологические исследования компонентов модельных и природных экосистем. Свердловск, 1988. С. 68—75.
16. Гусева В. П., Чеботина М. Я., Трапезников А. В., Куликов Н. В. ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в планктоне водоема-охладителя АЭС // Экология. 1989. № 5. С. 73—75.
17. Гусев Д. И., Ляпин Е. Н., Катков А. Е. и др. Экспериментальные материалы и характеристики скорости очищения рыб от некоторых радионуклидов в условиях различной температуры воды и солености // Вопросы морской радиоэкологии. Калининград, 1971. Вып. 44. С. 66—69.

18. Гусев Д. И., Марей А. Н., Гнеушева Г. И. и др. Гигиеническая оценка водоемов-охладителей электростанций // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 8—14.

19. Девяткин В. Г. Влияние повышенной температуры на фотосинтез фитопланктона // Бюл. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. 1973. № 18. С. 25—34.

20. Девяткин В. Г. Влияние подогретых вод на фитопланктон Ивановского водохранилища // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л., 1975. С. 143—198.

21. Демин В. Ф., Рябов И. Н. О методических основах оценки воздействия АЭС на ихтиофауну водоема-охладителя // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 121—125.

22. Егоров Ю. А. Радиационный экологический мониторинг в регионе АЭС // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 16—25.

23. Зубарева Э. Л. Высшая водная растительность и процессы зарастания в Егоршинском водохранилище // Симпозиум по влиянию подогретых вод ТЭС. Борок, 1971. С. 16—24.

24. Зубарева Э. Л., Киселева А. И. Рыбохозяйственная характеристика Белоярского водохранилища и возможность выращивания форели и карпа на сбросных водах БАЭС (Рукописный фонд Уральского ГосНИОРХа). Свердловск, 1978.

25. Инструктивно-методические указания по контролю за радиоактивностью внешней среды. М.: Атомиздат, 1964.

26. Ильенко А. И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М.: Наука, 1975.

27. Искра А. А., Бахуров В. Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981.

28. Катков Е. А., Гусев Д. И., Дзекунов А. В. и др. Влияние температуры воды на накопление радионуклидов рыбой // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 70—75.

29. Катков А. Е. Введение в региональную радиоэкологию моря. М.: Энергоатомиздат, 1985.

30. Кононович А. Л., Молчанова И. В., Трапезников А. В. и др. К проблеме нормирования радиоактивного загрязнения водных экосистем в зоне АЭС // Экология. 1988. № 4. С. 29—33.

31. Криволацкий Д. А., Степанов А. М., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А. Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистем // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 4—16.

32. Крючков В. В., Моисеенко Т. И., Яковлев В. А. Экология водоемов-охладителей в условиях Заполярья. Апатиты: Коми филиал АН СССР, 1985.

33. Куликов Н. В., Куликова В. Г. О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми представителями пресноводных рыб в природных условиях // Экология. 1977. № 5. С. 45—49.

34. Куликов Н. В. Актуальные вопросы экологии водоемов-охладителей атомных электростанций // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 3—7.

35. Куликов Н. В., Ожегов Л. Н., Чеботина М. Я., Боченин В. Ф. Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 65—69.

36. Куликов Н. В. Биоиндикация радиоактивного загрязнения внутренних водоемов // Биологические методы оценки природной среды. М., 1978. С. 152—158.

37. Куликов Н. В. Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. М., 1982. Вып. 7. С. 3—7.

38. Куликов Н. В., Трапезникова В. Н., Трапезников А. В.

Содержание ^{137}Cs в садковой и свободноживущей рыбе Белоярского водохранилища // Поведение радионуклидов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 27—30.

39. Куликов Н. В., Чеботина М. Я., Реч Т. А. Тритий в воде болотно-речной экосистемы // Экология. 1984. № 2. С. 85—86.

40. Куликов Н. В., Чеботина М. Я. Радиоэкология пресноводных биосфер. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

41. Куликов Н. В., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Радиоэкологическое изучение природных экосистем в зоне Белоярской АЭС // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 137—142.

42. Лапина Н. Н., Старостина И. Е. Влияние теплового сброса на физиологическое состояние молоди плотвы // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 100—107.

43. Лейнерте М. П., Вадзис Д. П. Накопление стронция-90 в водных растениях // Радиоэкология водных организмов. Зинатне, 1973. Т. 1. С. 60—78.

44. Ленский Л. А. Тритий во влагосодержащих системах. М.: Энергоиздат, 1981.

45. Ленченко В. Г., Сажина Л. А., Шилкова Е. В. Санитарно-гигиенический очерк реки Пышмы и Белоярского водохранилища // Материалы XIII научной сессии, Свердловский НИИ гигиены труда и профпатологии. Свердловск, 1964. С. 102—106.

46. Любимова С. А., Чеботина М. Я. Макрофиты Белоярского водохранилища // Водные экосистемы Урала, их охрана и рациональное использование. Свердловск, 1986. С. 57—64.

47. Любимова С. А. Гидрохимический режим Белоярского водохранилища // Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах. Свердловск, 1981. С. 43—50.

48. Любимова С. А., Карачун И. А., Трапезников А. В. Некоторые особенности гидрохимического режима Белоярского водохранилища // Поведение радионуклидов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 22—26.

49. Любимова С. А., Ситникова О. Ф., Трапезников А. В. Некоторые вопросы гидрохимии Белоярского водохранилища // Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск, 1988. С. 60—62.

50. Любимова С. А., Чеботина М. Я., Трапезников В. В., Трапезникова В. Н. Влияние теплых вод на высшую водную растительность Белоярского водохранилища // Экология. 1989. № 1. С. 73—75.

51. Марчюленене Д. П., Душаускаене-Дуж Р. Ф., Мотеюене Э. Б. и др. Влияние термического режима водоема на гидрофитоценозы // Экология. 1982. № 2. С. 49—55.

52. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975.

53. Методические указания за санитарно-дозиметрическим контролем в районах расположения исследовательских ядерных реакторов. Л.: Наука, 1963.

54. Методические аспекты лимнологического мониторинга. Л.: Наука, 1988.

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

56. Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Куликов Н. В. Некоторые итоги радиоэкологического изучения природных экосистем в зоне Белоярской АЭС // Экология. 1985. № 5. С. 30—34.

57. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Форма воздействия тепловых и атомных электростанций на жизнь водоемов // Материалы II симпозиума, г. Борок, 26—28 авг. 1974 г., М., 1974. С. 107—110.

58. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Тепловые электростанции и жизнь водоемов // Природа. 1975а. № 1. С. 10—12.

59. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов (обзор) //

Экология организмов водохранилищ-охладителей. М., 1975 б. Вып. 27, № 30. С. 21—32.

60. Москалев Ю. И., Стрельцова В. Н. Лучевой канцерогенез в проблеме радиационной защиты. М.: Энергоиздат, 1982.

61. Мурзина Т. А., Лубянов И. А., Чаплина А. М. Накопление ^{90}Sr пресноводными растениями в водоемах степной зоны Украины // Гидробиол. журн. 1976. № 6. С. 76—79.

62. Никитина В. Н., Балашева Н. Б. Влияние сброса подогретых вод на фитопланктон Конорской губы Финского залива // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 40—45.

63. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 и основные санитарные правила ОСП-72/87. М.: Энергоатомиздат, 1988.

64. Отставнов П. С., Шагалин Н. М. Образование трития на АЭС с реакторами на быстрых нейтронах // Радиационная безопасность и защита АЭС. М., 1985. С. 128—140.

65. Офель И. Л. Судьба ^{90}Sr в пресноводном сообществе // Вопросы радиоэкологии. М., 1968. С. 15—19.

66. Пискунов Л. И., Любимова С. А., Трейгер С. И., Казакова В. М. Некоторые результаты радиоэкологических и гидрохимических исследований Белоярского водохранилища в связи со сбросом теплой воды атомной станции // Материалы II симпозиума, г. Борок, 26—28 авг. 1974 г. М., 1974. С. 128—131.

67. Прогноз гидробиологического и гидрохимического режима водохранилища Белоярской АЭС на уровень 1995—2000 гг. с выдачей рекомендаций по улучшению состояния водохранилища (Отчет УралНИИВХ). Свердловск, 1989.

68. Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М.: Атомиздат, 1964.

69. Поликарпов Г. Г. Некоторые биологические аспекты радиоактивного загрязнения морей и океанов // Радиоактивное загрязнение морей и океанов. М., 1964. С. 15—19.

70. Пристер Б. С., Барбашев С. В., Власюк В. И. Методы анализа металлов при ведении комплексного мониторинга окружающей среды // Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск, 1988. С. 70—77.

71. Радиоэкология водных организмов. Рига: Зинатне, 1973. Т. 1—2.

72. Рачинский В. В., Ленский Л. А. Исследование взаимодействия меченой тритием воды с почвами. Сообщение II // Изв. ТСХА. 1965. Вып. 3. С. 24—30.

73. Ривьер И. К. Зоопланктон Ивановского водохранилища в зоне влияния подогретых вод Конаковской ГРЭС // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л., 1975. С. 220—244.

74. Романов Г. Н. Поведение в окружающей среде и биологическое воздействие трития. М.: Наука, 1983.

75. Рубан Г. И. Морфологическая изменчивость и рост плотвы в зоне действия сбросных вод прибрежной АЭС // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 72—82.

76. Руководство по лабораторным почвенно-химическим исследованиям при мелноративных изысканиях. М.: Союзгипроводхоз, 1980.

77. Рябова В. Н., Крылов П. И. Зоопланктон Конорской губы // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 45—50.

78. Стронций и кальций в природных пресноводных экосистемах. М.: Изд-во АН СССР, 1950.

79. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение изотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963.

80. Трапезников А. В., Чеботина М. Я., Трапезникова В. Н., Куликов Н. В. Влияние подогрева воды на накопление ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , Ca и K пресноводными растениями // Экология. 1983. № 4. С. 68—70.

81. Трапезников А. В. Исследование сезонной динамики накопления кобальта-60 элодеи и роголистником темнозеленым в природных условиях // Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 35—40.

82. Трапезникова В. Н., Трапезников А. В., Куликов Н. В. Накопление ^{137}Cs в промысловых рыбах водоема-охладителя Белоярской АЭС // Экология. 1984. № 6. С. 36—39.

83. Ферронский В. И., Брезгунов В. С., Онуфриев В. Г. и др. Природные изотопы как индикаторы глобальных и региональных процессов движения воды на Земле // Водные ресурсы. 1975. № 6. С. 3—29.

84. Флейшман Д. Г. Накопление искусственных радионуклидов пресноводными рыбами // Современные проблемы радиобиологии. М., 1971. Т. 2. С. 395—419.

85. Чеботина М. Я. Тритий в компонентах биосферы // Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 3—21.

86. Чеботина М. Я., Реч Т. А., Куликов Н. В. Тритий в воде и снежном покрове в зоне Белоярской атомной электростанции // Экология. 1984. № 4. С. 74—76.

87. Чеботина М. Я., Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Гусева В. П. Накопление радиоактивных и стабильных нуклидов элодеей в зависимости от сезона года // Экология. 1986. № 6. С. 72—74.

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

89. Чеботина М. Я., Реч Т. А., Лисовских В. Г. Экспериментальное изучение поведения трития в системе вода — грунт // Радиэкологические исследования компонентов модельных и природных экосистем. Свердловск, 1988. С. 60—68.

90. Чеботина М. Я., Реч Т. А., Куликов Н. В. Тритий в зоне Белоярской АЭС им. И. В. Курчатова // Экология. 1990. № 5. С. 74—76.

91. Чибирайте Н. А., Мотеюнене Э. Б., Марчюлене Е.-Д. П. и др. Хеморадиоэкологические исследования харовых водорослей. М.: Наука, 1979.

92. Чиркова Г. В. О методах концентрирования при измерении трития в природных водах // Тр. Ин-та экспериментальной метеорологии. М., 1974. Вып. 3 (42). С. 105.

93. Шаларь В. И., Шебанова Г. А. Изменение растительности Кучуруганского лимана под влиянием антропогенных факторов // Тезисы докладов первой Всесоюзной конференции по высшим водным и прибрежно-водным растениям. Борок, 1977. С. 109—110.

94. Шведов В. П., Патин С. А. Радиоактивность океанов и морей. М.: Атомиздат, 1968.

95. Школьник М. Я. Микроэлементы в жизни растений. Л.: Наука, 1974.

96. Эрхард Ж. П., Сежен Ж. Планктон. Л.: Гидрометеониздат, 1984.

97. Adams L. W., Peterle T. J., White G. C. Tritium behavior in aquatic plants and animals in a freshwater marsh ecosystem // Behavior of tritium in the environment. IAEA, Vienna, 1979. P. 231—237.

98. Blaylock B. G., Frank M. L. Distribution of tritium in a chronically contaminated lake // Behavior of tritium in the environment: Proc. Symp., San Francisco, 16—20 Oct. 1978. IAEA, NEA (OECD). Vienna, 1979. P. 247—252.

99. Vaudouin M.-F., Scoppa P. Influenza della temperatura sulla tossicità dei metalli pesanti per il copepode di acqua dolce *Eudaptomus padanus* burkhard // Bull. Soc. Ital. Biol. Spec. 1974. N 26. P. 130—140.

100. Cairns J. The effect of increased temperature upon aquatic organisms // Indust. Wastes. 1956. V. 1, N 4. P. 109—114.

101. Coutant C. C. Effects on organisms of entrainment in cooling water, steps toward predictability // Nuclear Safety. 1971. N 12. P. 116—124.

102. Csupka S. Kumulácia radionuklidov niektorými druhmi flóry vo vodnom systéme v okolí jadroveho zariadenia // Radioaktiv. a Zivot. Prostred. 1982. V. 5, N 1. P. 51—60.

103. Fucai R., Murray C. N. Environmental behavior of radiocobalt and radiosilver released from nuclear power stations into aquatic systems //

Environmental Behav. Radionucl. Released Ncl. Nnd. Vienna, 1973. P. 217—241.

104. Harvey R. S. Temperature effect on the sorption of Cs-137, Sr-85 and Zn-65 by freshwater shrimp // Proc. 3rd Natl. Symp. on Radioecology. Oak Ridge, 1971. P. 88—96.

105. Kuzo G. B., Farley D., Markham O. D. Transuranic concentrations in pelagic components of test reactor leaching pond // Health Phys. 1981. V. 41, N 6. P. 876—880.

106. Lenin-Meurisse M., Micha I.-C. Impact des rejets radioactifs provenant d'une centrale nucléaire de type PWR sur les poissons de la Mause // Res. Quest. Sci. 1980. V. 151, N 2. P. 221—234.

107. Metayer-Piret M., Hofkens K., Colard J., Kirchmann R., Foulquier L. Radiological study of a river receiving radioactive liquid wastes containing actinides. First results // Techn. Identif. Transuranic Spec. Aquat. Environ. Proc. Techn. Comm. Meet. Ispra, 24—28 March, 1980. Vienna, 1988. P. 157—166.

108. Morgan R. P., Stross R. G. Destruction of phytoplankton in the cooling water supply of steam electric station. Chesapeake // Sci. 1969. V. 10. P. 3—4.

109. Olsen O. R., Larsen I. L., Cuthall N. H., Donoghe T. F., Bricker O. P., Simpson H. I. Reactor released radionuclides in Susquehanna River sediments // Nature. 1981. V. 294, N 5838. P. 242—245.

110. Patalas K. Primary and secondary production in a lake heated by thermal power plant // Proc. Inst. Environ. Sci. 1970. P. 10—14.

111. Radionuclides in ecosystems: Proc. 3rd Natl. Symp. on Radioecology Radioecology (May 10—12, 1971). Oak Ridge (Tennessee), 1971. V. 1.

112. Smedile E., Queirazza G. Uptake of Co-60 and Cs-137 in different components of a river ecosystem connected with discharges of a nuclear power station // Radioecol. and Energy Resour.: Proc. 4th Natl. Symp. Radioecol. Corvallis, Ore. 1975. Strasburg, Pa. 1976. P. 1—8.

113. Smedile E., Querazza G., Guzzi L., Bonforte G. Impatto ambientale delle centrali nucleari: metodologie radioecologiche // Atti XX Congr. naz. Assoc. ital. fis. sanit. prot. contro radiaz. Bologna, 1977; Bologna, 1978. P. 131—161.

114. Smedile E., Querazza G., Guzzi L., Bonforte G. Nuclear power station discharge: radioecological methodologies // Health Phys. 1980. V. 38, N 1. P. 105—106.

115. Strong B., Brooks G. Tritium in surface water affected by nuclear facilities. July 1973—July 1975: Radiat. Eff. and Tritium Technol. Fusion React. // Proc. Int. Conf.; Gatlinburg, Tenn. 1975. Oak Ridge. 1976. V. 3. P. 67—76.

116. Symposium on radioecology: Proc. 2nd Natl. Symp. held at Ann Arbor (May 15—17, 1967). Michigan, 1967.

117. Thourslund A. Potential uses of waste and heated effluents // EIFAC Oceans papers. Rome, FAO. 1971. N 5. P. 16—20.

118. Warinner J. E., Brehmer M. Z. The effects of thermal effluents on marine organisms // Int. J. Air and Water Pollut. 1966. V. 10, N 4. P. 24—30.

119. Изучение накопления и распределения радионуклидов в компонентах Биверского водохранилища // Докл. ИЭРА УрО АН СССР, Свердловского ЦЭ и Свердловского ин-женерства. 1978. 112 с.

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
1. ЭКОЛОГО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	8
2. ОБЪЕКТ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ	11
3. ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	14
4. СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В КОМПОНЕНТАХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС	19
4.1. Содержание радионуклидов в воде водоема	19
4.2. Содержание радионуклидов в водных растениях	31
4.3. Содержание радионуклидов в рыбах	43
4.4. Содержание радионуклидов в планктоне	50
4.5. Содержание радионуклидов в грунтах	55
5. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^3H , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs ПО ОСНОВНЫМ КОМПОНЕНТАМ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ И ОЦЕНКА ДОПУСТИМОГО СБРОСА РАДИОНУКЛИДОВ	67
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	69
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	72

Чеботина Маргарита Яковлевна
Трапезников Александр Викторович
Трапезникова Вера Николаевна
Куликов Николай Васильевич

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ
БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**

*Рекомендовано к изданию
Ученым советом
Института экологии растений и животных
и НИСО УрО АН СССР
по плану выпуска 1992 г.*

Редактор С. С. Гаврилова
Художник М. Н. Гарипов
Технический редактор Е. М. Бородулина
Корректоры Н. В. Каткова, Г. Н. Старкова

НИСО № 95(90)—1725. Сдано в набор 28.01.91. Подписано
в печать 21.08.91. Формат 60×90^{1/16}. Бумага газетная.
Гарнитура литературная. Печать высокая. Усл. печ. л. 5.
Уч.-изд. л. 6. Тираж 600. Заказ № 50. Цена 1 р. 80 к.

620008 Свердловск, ГСП-511, ул. 8 Марта, 202. Институт
экологии растений и животных.
Типография изд-ва «Уральский рабочий».
Свердловск, пр. Ленина, 49.