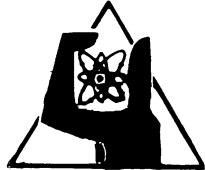


**НАУЧНЫЕ
ДОКЛАДЫ**



**АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР**

институт экологии растений и животных

**ПОВЕДЕНИЕ
РАДИОИЗОТОПОВ
В ВОДОЕМАХ
И ПОЧВАХ**

СВЕРДЛОВСК, 1983

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

Институт экологии растений и животных

Препринт

ПОВЕДЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ В ВОДОЕМАХ
И ПОЧВАХ

Свердловск, 1983

ПОВЕДЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ В ВОДОЕМАХ И ПОЧВАХ

(Препринт)

Рекомендовано к изданию
ученым советом Института экологии
растений и животных УНЦ АН СССР

Ответственный за выпуск М.Я. ЧЕБОТИНА

РИСО УНЦ I4(83) НС I4078 Подписано к печати 25.04.83
Усл.печ.л.4,5 Уч.-изд.л.3,0 Формат 60x84 I/16
Тираж 200 Цена 30 коп. Заказ 918

Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, Свердловск,
ул. 8 Марта, 202

Цех № 4 п/о "Полиграфист". Свердловск, Тургенева, 20

М.Я.ЧЕБОТИНА
ТРИТИЙ В КОМПОНЕНТАХ БИОСФЕРЫ

В связи с быстрыми темпами развития атомной энергетики в настоящее время возникает проблема защиты окружающей среды от радиоактивных загрязнений. Особый интерес среди загрязняющих радионуклидов представляет тритий, поступающий в окружающую среду в результате эксплуатации современных атомных электростанций и заводов по переработке ядерного горючего (26).

Тритий (T) - радиоактивный изотоп водорода с массовым числом 3 и периодом полураспада 12 лет. В естественных условиях он образуется преимущественно в атмосфере со скоростью 0,2-0,4 кг/год при взаимодействии космических частиц с газами атмосферы, а также в литосфере и гидросфере - при взаимодействии нейтронов с лигтием земной коры (57).

До начала испытаний ядерного оружия содержание трития на планете составляло примерно 1,8 кг, из них около 11 г находилось в атмосфере, 13 г - в подземных водах, остальное количество - в океанической воде (45). При этом концентрация радионуклида в океанической воде соответствовала примерно 1 атому трития на 10^{18} атомов протия (стабильного водорода с относительной атомной массой 1). Эта величина названа тритиевой единицей (1 Т.Е.= 3,25 пКи/л или 0,12 Бк/л). Среднее содержание естественного трития в континентальных поверхностных водах варьирует от 2 до 10 Т.Е. (9, 13, 47).

В период массовых испытаний ядерного оружия (1953-1963 гг.) основным источником образования трития на Земле были термоядерные реакции. В указанный период содержание трития на планете непрерывно росло и к 1963 г., по данным разных авторов, достигло 100-200 кг (22, 23). Это обстоятельство побудило Международ-

ное агентство по атомной энергии и Всемирную метеорологическую организацию начать систематические исследования по глобальному распределению трития в осадках, анализу путей его миграции и определению точных запасов в различных местах Земного шара. Для этой цели было создано более 100 станций наблюдений на суше и в океане обоих полушарий Земли. Представленные в работе (22) систематизированные данные по пяти крупным регионам Земного шара убедительно показывают тенденцию роста как общего количества трития на планете в этот период, так и его концентрации в осадках. Несмотря на различия в абсолютных количествах радионуклида от пункта к пункту, наблюдаются некоторые общие закономерности. Так, концентрации трития в осадках северного полушария в период массовых испытаний и в первые годы после их запрещения были намного выше, чем в осадках южного полушария. Например, в 1958–59 г.г. осадки континентальных участков северного полушария имели среднее значение содержания радионуклида около 1000 Т.Е., а в 1963 – около 5000 Т.Е. Осадки в южном полушарии в 1963 г. характеризовались средним значением порядка 15 Т.Е. Такие различия связаны с тем, что практически все термоядерные испытания проводились в северном полушарии, а связь атмосферы двух полушарий затруднена. Кроме того, большую часть поверхности южного полушария составляет океан, который интенсивно вымывает тритий из атмосферы за счет молекулярного обмена атмосферной влаги с водной поверхностью океана.

Концентрация трития в атмосферных осадках оказалась различной для разных географических зон (тенденция уменьшения к экватору); последнее объясняется различными условиями поступления и вымывания трития.

Отмечен континентальный эффект в содержании трития в осад-

ках: для одного и того же широтного пояса концентрация излучателя растет по мере движения в глубь континента. Это связано с обогащением атмосферной влаги континентальных участков, удаленных от побережья океана, тритием стрatosферного происхождения (20). Установлено, что концентрация трития в осадках увеличивается с высотой местности. Этот эффект четко проявляется в северном полушарии. В южном полушарии, ввиду отсутствия поступления систематических данных со станций наблюдения, с одной стороны, и преобладания океана над сушей, с другой, - выявление высотного эффекта оказалось затруднительным.

Отмечены сезонные вариации в выпадениях трития с атмосферными осадками. Как правило, максимум выпадений приходится на весенне-летний период, что объясняется более активной связью стратосферы и атмосферы в это время года (5,50).

Показана связь между содержанием трития, с одной стороны, и стронция-90 и цезия-137, с другой, в атмосферных выпадениях. Как правило, пики выпадений трития следуют за пиками выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs с отставанием в 1-2 месяца. Найдено, что отношение $T/^{90}\text{Sr}$ в осадках изменяется с годами. Непосредственно после серии испытаний ядерного оружия доля ^{90}Sr бывает относительно выше. Отношение $T/^{90}\text{Sr}$ отражает изменение долей тропосферных и стратосферных выпадений непосредственно после серии испытаний и в более отдаленные периоды (22).

После прекращения массовых испытаний ядерного оружия отмечается общая тенденция к снижению содержания трития в атмосферных выпадениях. Например, для Европейской части Советского Союза в 1961-63 г.г. концентрация радионуклида в осадках в среднем составляла 400-500 Т.Е. К 1973-75 г.г. среднегодовое значение снизилось до 100-150 Т.Е. (5,6). К 1969 г. разница концентраций

трития в обоих полушариях почти сгладилась, и, таким образом, можно полагать, что за 6-8 лет после прекращения испытаний произошло полное смешение влаги в стратосфере северного и южного полушарий (37).

В отношении содержания трития в поверхностных водах наблюдается та же тенденция, что и в осадках. С началом периода массовых испытаний происходило постоянное повышение его содержания в воде. Максимальный уровень для рек умеренных широт северного полушария (около 1600 Т.Е.) отмечен в 1964 г. После прекращения испытаний содержание радионуклида в воде стало снижаться (период полууменьшения 3-3,6 лет) (28). В 1972 г. в водах рек Западной и Юго-Западной части СССР оно составляло 80 Т.Е., Севера Европейской части СССР - 120 Т.Е., Сибири и Средней Азии - 190 Т.Е. (9). Тенденция снижения концентрации трития после прекращения испытаний хорошо прослеживается на примере р.Москвы (в 1960, 1967, 1968 гг. она равнялась соответственно, 287 ± 10 , 107 ± 10 и 68 ± 12 Т.Е.) (6).

Основные закономерности распределения трития в водах Земного шара сводятся к следующему. Как и в случае атмосферных осадков, концентрация радионуклида в реках и озерах (при прочих равных условиях) возрастает при движении в глубь континентов. Уровни его содержания в водах открытого океана существенно ниже, чем в водах замкнутых морей, озер и рек континентов. Последнее связано с интенсивным перемешиванием атмосферных выпадений в большой толще океана. В глубоководных водоемах наибольшая концентрация трития обнаружена в поверхностных слоях воды, наиболее тесно связанных с атмосферными выпадениями (5).

В настоящее время, когда термоядерные испытания в атмосфере носят ограниченный характер, внимание исследователей к три-

тию не ослабевает. Это связано с поступлением значительных количеств его в окружающую среду от предприятий атомной промышленности. В настоящее время функционируют более 500 больших реакторов в 36 странах мира (67).

По данным работ (31, 41, 54) сбросы трития с жидкими отходами при работе реакторов разного типа составляют 150-3500 кюри/год. Заводы по переработке использованного ядерного горючего выбрасывают в окружающую среду в год около 160000 кюри трития в виде газообразных и около 400000 - в виде жидких отходов.

В ряде работ указывается на локальное повышение содержания трития в районах расположения крупных ядерно-энергетических комплексов. По данным Блейлока и Франка (29) концентрация трития в озере-отстойнике близ Ок-Риджской национальной лаборатории США варьировала от 40 до 600 пКи/мл. В местах, доступных для населения, содержание его в воде составляло 57 пКи/мл. Концентрация трития в реках Саванна (штат Джорджия) и Клинг (штат Теннесси), на которых расположены наиболее крупные заводы по переработке ядерного горючего США, варьировала в разные годы в среднем от 2 до 15 пКи/мл. Для многих рек и открытых водоемов США, расположенныхных вблизи предприятий атомной промышленности, а также для рек Японии в окрестностях действующих и сооружаемых АЭС величины концентраций были значительно ниже (13, 42, 43, 51, 52).

В результате возможного локального повышения концентрации трития в районах расположения ядерно-энергетических комплексов неизбежно воздействие его на те или иные природные экосистемы, в том числе на животных и человека. Человек и животное подвергаются воздействию трития, поступающего в организм в виде газа (HT) и преимущественно в виде окиси трития (HTO). При вдых-

хании газообразного трития в организме задерживается менее 0,01 % от содержания его в воздухе, т.к. его растворимость НТ в жидкостях тела невелика. Кроме того, он быстро выводится из организма. Поэтому вклад газообразного трития в общий тритиевый фонд организма весьма невелик по сравнению с НТО (56).

Окись трития поступает в тело человека при заглатывании пищи и воды, путем обмена через кожу и легкие и при вдыхании воздуха, насыщенного парами трития. При всех способах поступления НТО очень легко проникает в плазму крови и приходит в равновесие со всеми жидкостями тела. Поступление трития в плазму через легкие происходит в течение секунд, а через кожу и желудочно-кишечный тракт – нескольких минут. Скорость наступления равновесия в различных тканях зависит от сосудисто-проводящей системы и значительно ниже в жире и костях по сравнению с мягкими тканями. Но для организма в целом можно считать, что при любом способе введения спустя 1-2 часа устанавливается практически полное равновесие поступившей в организм воды (14, 40, 59).

Выводится тритий из организма достаточно быстро (34, 40). *Bennett* (цит. по (40)) суммировал всю имеющуюся информацию по выведению трития из организма человека и вычислил 3-компонентную модель с периодами полуыведения 9, 30 и 450 дней. Быстро выводимые фракции соответствуют той части изотопа, которая находится преимущественно в свободной воде тканей. Медленновыводимый тритий входит в органические структуры тела. При прочих равных условиях, период полуыведения зависит от возраста, количества выпитой воды, использования диуретиков, индивидуальной температуры организма и других факторов (4).

На различных животных показано, что 98-99 % трития, введенного в организм в виде НТО, поступает в водную фазу и лишь 1-2% –

в тканевые структуры.. В ткани излучатель распределяется таким образом, что в расчете на грамм сырого вещества больше всего его накапливается в печени, затем мышцах, коже и меньше всего в кости (3, 14, 25).

Через некоторое время после однократного введения происходит перераспределение НТО в организме. Если в первые дни после введения почти весь тритий находится в водной фазе, то спустя месяц после инъекции основная его часть содержится в структурных элементах ткани. Поэтому и доза облучения в отдаленные периоды после введения излучателя определяется преимущественно его долей, включенной в структурные элементы тканей (10, 30).

Токсичность трития в значительной мере определяется химической формой соединения, в виде которой он поступает в организм. Так, окись трития менее токсична, чем тритированные органические соединения. Последние связываются с органическими структурами ткани и надолго задерживаются в ней, облучая радиочувствительные части клеток (58, 62).

Тритий отличается от других радиоизотопов малым пробегом β -частиц, который значительно меньше размеров клетки (средняя длина пробега β -частиц трития в мягкой ткани от 0,5 до 2 мкм; для сравнения - ^{42}K - 19000 мкм, а ^{32}P - 8000 мкм). В связи с этим тритий создает высокую плотность ионизации. При поражении им преимущественно облучаются те структуры клеток и тканей, которые содержат изотоп или находятся в близком соседстве с атомами трития. Считается, что мягкий β -излучатель тритий в 2-3 раза эффективнее жестких β -излучателей. Токсический эффект его усугубляется тем, что при распаде его атомы превращаются в атомы инертного элемента гелия ^3He , который выпадает из соответствующей водородной связи и разрушает ее. Этот эффект ос-

бенно заметен для тех видов живых организмов, продолжительность жизни которых сокамерна с периодом полураспада трития, в частности, для человека.

Наконец, вероятна химическая токсичность трития. Основанием к такому заключению служат работы Беданова и Блейка, в которых показано, что тяжелая вода (D_2O) отрицательно влияет на рост и развитие растений (I, 32, 35).

Весьма интересен факт периодических изменений содержания трития в водной фазе и органических структурах у живых организмов. Наблюдаемая периодичность в изменении концентраций трития в водной фазе и сухих остатках, белках и жирах объясняется существованием направленного обмена в цепочке вода-белки-жиры. Периодичность в обмене водорода, прослеженная по обмену трития между водой и органическими структурами отражает, очевидно, присущую живому организму внутреннюю периодичность в обмене веществ. Она оказывается однозначно связанной с периодичностью гибели затравленных тритием животных. Было показано, что пики смертности и моменты обострения лучевых поражений совпадают со временем появления максимумов удельной активности трития в водной фазе организма. Для крыс это были 3-4, 13-15, 17-19, 23-24, 33-35 сутки после затравки. Кстати, такие же обострения лучевой болезни обнаружены у людей. Следовательно, периодичность обмена веществ согласуется с периодичностью течения радиационных поражений, т.е. эта периодичность характерна для процессов организма как в норме, так и в патологии. Высказано предположение, что связь между временными совпадениями максимумов концентрации трития в воде тела и максимумами обострения лучевой болезни обусловлена выходом определенных токсических соединений из органических структур в водную фазу, где они оказывают наиболее силь-

ное токсическое действие на организм. Предполагается, что таковыми являются соединения класса жирных кислот и хинонов, поскольку жировые фракции претерпевают при этом наиболее глубокие обменные превращения (2, 14, 15, 24).

Абсолютно смертельные уровни трития для мышей при однократном введении составляют 44 МБк/г (100 % гибель при средней продолжительности жизни 5 суток). Для других животных (кроликов, собак, крыс) абсолютно смертельные концентрации близки, хотя несколько различаются. При любом способе заражения тритием (однократном или хроническом введении) степень тяжести лучевого поражения находится в прямой зависимости от количества введенной окиси трития. Картина развития лучевой болезни сопровождается поражением всех основных органов (нарушение обмена веществ, снижение иммунологической реактивности, поражение кроветворной ткани, нарушение функции печени, почек, патология сосудистой системы, легких, желез внутренней секреции, поджелудочной, половых желез, обширное развитие опухолей различных органов) (14).

Как уже отмечалось выше, при поступлении трития в организм он распределяется между двумя компонентами – свободной водой тканей и органическими структурами (сухим веществом). При поступлении радионуклида в свободную воду организма концентрация его в этой фракции в условиях равновесия, как правило, бывает близка к содержанию излучателя в воде окружающей среды. Это показано многочисленными исследованиями в опытах на различных объектах (4, 29, 39, 55, 60, 61, 63, 64). Исключение составляют наземные растения, поглощающие воду в основном через корни. Для них концентрация излучателя в свободной воде различных органов и тканей ниже, чем в питательном растворе даже при условии равновесия с ним, что, по-видимому, объясняется потерей

трития в процессе обмена воды между тканями растений и атмосферной влагой (8, 11, 19, 34, 39, 68).

При включении трития (HTO) в органическое вещество живых организмов происходит его дискриминация по отношению к протиию (27, 29, 38, 46, 48, 49). Наблюдаемый изотопный эффект обусловлен большими различиями в массах указанных изотопов водорода, что приводит к заметным различиям в физических и химических свойствах их соединений (7, 44). В частности, известно, что константы скоростей реакций различаются для аналогичных соединений, меченых и не меченых тритием (66).

Наряду с вышеизложенными фактами о дискриминации трития по отношению к протию при включении их в органическое вещество, имеются и такие, которые свидетельствуют о большей степени включения трития в органическое вещество по сравнению с протием. Так, в работе (46) исследовалось поступление трития в органическое вещество *Schmidtius obliquus* из жидких стоков одной радиохимической лаборатории. Оказалось, что отношение удельной радиоактивности (T/H) в сухом веществе ткани и во внешнем растворе варьирует от 24 до 44. В этой же работе соответствующее отношение для пресноводной рыбы *Sacra trutta fontana fario* составляло 1,55-27,6. Теми же авторами исследовалось распределение трития в компонентах природной водной экосистемы, куда сбрасывались жидкие стоки из комплекса ядерных предприятий в Моле (Бельгия). Изотоп присутствовал в стоках в виде HTO и органических соединений. Тритий инкорпорировался в органическое вещество рыбы и яиц уток в 20 раз больших количествах, чем его содержалось в речной воде. Эти данные говорят о том, что внедрение трития в биологические структуры зависит от формы нахождения его в среде. Известен целый ряд тритированных соединений,

которые накапливаются преимущественно в клеточных структурах (β -цитидин; тимидин; аденин-2, α -лейцин и др.). Тритий в виде окиси включается преимущественно в водную фазу (58, 62).

Следует отметить также наличие изотопного эффекта при дыхании человека и животных. В работе Ю.М.Штуккенберга показано, что удельная радиоактивность выдыхаемых паров у крыс и кроликов на 10-15 % ниже удельной радиоактивности воды тела. У людей удельная радиоактивность выдыхаемых паров на 5-15 % ниже удельной радиоактивности воды тела. Эти факты объясняются тем, что упругость паров HTO меньше, чем H_2O , поэтому обычная вода испаряется несколько быстрее, чем HTO (14, 44).

Закономерности распределения тритиевой воды в почвах и грунтах фактически те же самые, что и для живых организмов. Концентрация трития наиболее высокая в свободной воде; молекулярно и химически связанная вода в среднем на 15-20 % обеднена тритием. Это объясняется с одной стороны наличием изотопного эффекта, который, однако, сравнительно невелик, с другой – изотопным разбавлением в процессе обмена трития и протия между твердой и жидкой фазами почвы. Таким образом, концентрирования HTO почвами и грунтами в обычных условиях не происходит (II, I6, I7, I8). Тем не менее, в литературе описаны случаи, когда концентрация трития в воде грунтов выше, чем в свободной воде. По данным Адамса с сотр. (27) при хронической затравке оз.Эри, расположенного в окрестностях Девис-Бисской атомной станции, содержание трития в донных отложениях было почти в 2 раза выше по сравнению со свободной водой. Стен и Клер (36) наблюдали накопление трития в осадке реки Гудзон ниже Индийской атомной станции. Оказалось, что вода осадка имела примерно в 10 раз большую концентрацию трития по сравнению с окружающей средой. По-видимому, решающую

роль в накоплении излучателя грунтом играет форма его нахождения в растворе.

Период полуыведения трития из почв продолжительнее, чем из растений и воздуха. Однако он очень сильно варьирует для почв различных термических зон. Так, для Сев.Финляндии, где насыщенные влагой почвы замерзают на период до 200 дней, время полу-пребывания трития в почве составляет недели, месяцы, а иногда и годы, тогда как для хорошо прогреваемых почв Франции оно варьирует в пределах нескольких часов (53).

В заключении следует отметить, что, загрязняющий природные экосистемы тритий глобальных выпадений в настоящее время, по-видимому, не представляет опасности для живых организмов, включая человека, поскольку тканями организма он, как правило, не концентрируется. Проблема тритиевого загрязнения более актуальна в местах хронических выбросов и требует дальнейшего радиоэкологического исследования.

ЛИТЕРАТУРА

1. Баданова К.А. Влияние тяжелой воды на растения. Физиология растений, 1956, том 3, вып. I, с.43.
2. Богданов К.М., Шальнов М.И., Штукенберг Ю.М. Исследование динамики обмена окислов трития в организме. Биофизика, 1959, IV, вып.4, с.437.
3. Богданов К.М. Определение общей активности трития в живом организме. Мед.радиология, 1975, № I, с.89.
4. Богданов К.М., Романовская Л.Л. Биофизические закономерности обмена тритиевой воды в организме. М., Энергоиздат, 1981.
5. Вакуловский С.М., Воронцов А.И., Катрич А.И. и др. Тритий

- в атмосферных осадках, реках и морях, омывающих территорию Советского Союза. Ж."Атомная энергия", 1978, т.44, вып.5, с.432.
6. Виноградов А.П., Девирц А.Л., Добкина Э.И. Современное содержание трития в природных водах. Геохимия, 1968, № 10, с.1147.
7. Дергольц В.Ф. Мир воды. Ленинград, "Недра", 1979, с.27.
8. Дюсе Г., Вандеваль Г. Поглощение воды отрезанными корнями. Физиология растений, 1960, № 7, с.407.
9. Жигаловская Т.Н., Колосков И.А. и др. Тритий в реках умеренных широт северного полушария. Тр. Ин-та эксперим. метеорологии Гл.упр. гидрометслужбы при Сов.Мин. СССР, 1976, вып.4 (56), с.21.
10. Журавлев В.Ф. Органически связанный тритий. "Мед.радиол.", 1981, 26, № 6, с.67.
11. Ленский Л.А. Тритий во влагосодержащих системах. М., Энергоиздат, 1981, с.3.
12. Москалев Ю.И., Журавлев В.Ф. Окись трития в проблеме радиационной безопасности. Проблемы радиоэкологии водоводов-охладителей атомных электростанций, Свердловск, 1978, с.15.
13. Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. М., Атомиздат, 1974.
14. Окись трития. Под редакцией Москаleva Ю.И., 1968.
15. Радиотоксины, их природа и роль в биологическом действии радиации высокой энергии. М., Атомиздат, 1966.
16. Рачинский В.В., Ленский Л.А. Изотопные эффекты при сорбции почвами меченой тритием воды. "Изв.ТСХА", № 1, 1965.

17. Рачинский В.В., Ленский Л.А. Изотопный обмен водорода в почвах в статистических и динамических условиях. Изв. ТСХА, № 3, 1965.
18. Рачинский В.В., Ленский Л.А. Исследование динамики переноса воды в почвогрунтах с применением трития. Изв. ТСХА, № 3, 1966.
19. Сыроватко В.А., Антоненко Т.М. О накоплении трития растениями. Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах. Свердловск, 1981, с.35.
20. Сойфер В.Н., Романов В.В., Гасилина Н.Н., Рослый Н.Н. Об акванирующем эффекте континентов, определяющем изотопный состав атмосферной влаги. Докл. АН СССР, 1971, т.201, № 1, с.78.
21. Сойфер В.Н., Малахов С.Г., Бобовникова И.И., Жигаловская Т.Н., Рослый Е.И., Романов В.В., Силантьев А.Н. Сравнение выпадений трития, стронция-90 и цезия-137 в ряде пунктов Советского Союза. Труды ИЭМ, вып.3 (42), 1974, с.85.
22. Тетчер Л., Пейн Б., Камерон Дж. Тенденции в глобальном распределении трития начиная с 1961 г. - В кн. "Радиоактивные выпадения от ядерных взрывов". Пер. с англ. под ред. Ю.А.Израэля. М., Мир. 1968, с.284.
23. Ферронский В.И., Бреугунов В.С., Онуфриев В.Г., Романов В.В., Кузнецов В.М. Природные изотопы как индикаторы глобальных и региональных процессов движения воды на Земле. Водные ресурсы, 1975, № 6, с. 1.
24. Штуккенберг Ю.М. Применение трития в биологических исследованиях. М., 1960.
25. Эванс Э. Тритий и его соединения. Пер. с англ. Атомиздат, 1970.

26. Шэгин В.С., Янелов Б.Е. Тривий и окружающая среда. - Атомная техника за рубежом., 1973, № 10, с. 24.
27. 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 (International Atomic Energy Agency), Vienna, 1979, p. 231.
28. Bennett B.G. Fallout tritium in the environment and the dose commitment.-HASL-268, January 1, 1973.
29. Blaylock,B.G., Frank M.L. Distribution of tritium in a chronically contaminated lake.-Behavior of tritium in the Environment. Proceedings of a Symposium San Francisco, 16-20 October 1978 jointly organized by the IAEA and NEA (OECD). International Atomic Energy Agency, Vienna, 1979, p. 247.
30. Bogen D.C., Welford G.A. Fallout tritium distribution in the environment.-Health Physics Pergamon Press, vol.30, p. 203.
31. Booth R.S. A compendium of radionuclides found in liquid effluents of nuclear power stations.-ORNL-TM-3801.
32. Blake M.I., Crane F.A., Uphous R.H. and Katz J.J. Effect of heavy water on the germination of number of species of seeds. Plantata, 1968, 78, p. 35.
33. Riddulph O., Cory R. An analysis of translocation in the phloem of the bean plant using HTO, ^{32}P and ^{14}C . Plant Physiol., 1957, v. 32, p.608.
34. Butler H.L. and Seroy J.H. Observation of biological half-life of tritium. Health Phys., 1965, 11, p.283.
35. Crane F.A., Blake M.I., Uphous R.A. and Katz J.J. The effect of deuterium replacement on seed development: Influence on excised embryos. J.Bot., 1969, 47, p. 1465.

36. Cohen L.K., Kneip T.J. Environmental tritium studies at a PWR power plant.-Tritium (Moghissi A.A., Carter M.W., Eds.).
Messenger Graphics, Phoenix, 1973, p,632.
37. Environmental isotopic data: world survey of isotope concentrations in precipitation. No 1 (1953-1963); No 2 (1964-1965); No 3 (1966-1967); No 4 (1968-1969); IAEA, Vienna, 1969, 1970, 1971, 1973.
38. Elwood J.W. Tritium behavior in fish from a chronically contaminated lake. Radionuclides in Ecosystems (Nelson D.J., Ed.). National Technical Information Service, Springfield, 1971, p. 435.
39. Garland J.A., Ameen M. Incorporation of tritium in grain plants. Health Phys., 1979, v.36, No 1.
40. Garston A.L. Tritium in the environment. Adv. Radiat. Biol., 1979, v. 8, p. 419.
41. Garbinsky Ladislav, Psenicka Ludovik. Vyuzitie monitorov radioaktivity v zivotnom prostredi. "Zb. 4- Vcd. Konf. SVST:Tvorba a ochr. zivot. prostred., Bratislava", 1979. Zvaz. 1". Bratislava, 1979, p. 260.
42. Hayes D.W. Tritium in the Savannah River estuary and adjacent marine waters.- Behavior of tritium in the Environment. IAEA, Vienna, 1979, p. 271.
43. Inoue Y., Iwakura T., Kasida Y. Annual variation of tritium in rivers and coastal sea water in Japan. J. Radiat. Res., 1975, 16, 1, p. 68.
44. Jones W.M. Vapor pressures of tritium oxide and deuterium oxide.

- Interpretation of the isotope effect. J. Chem. Phys., 1968,
48, p. 207.
45. Kaufman S., Libby W.F. The natural distribution of tritium.
Phis. Rev., 1954, v. 93, No 6.
46. Kirchmann R., Piron C., Meurice M., Fagniart E., Sironval C.
Annales de l'Accociation belge de Radioprotection, 1977, 2,3,
p. 163.
47. Kolb N. Radionuclide concentrations in ground level air from 1971
to 1973 in Brunswick and Tromso. Physikalish-Techhische Bundesanstalt
report PTB-Ra-4. Braunschweig, September, 1974.
48. Farlane M.C. Tritium fractionation in plants. Environ.Exp., 1976,
16, p. 9.
49. Farlane M.C., Beckert W.F., Brown K.W. Tritium in plants.
J. Environ. Qual., 1979, 8, p. 269.
50. Miyake Y., Saruhashi K., Kanazawa T. Seasonal variation of tri-
tium and ⁹⁰Sr fallout on the Earth. Radiat. Res., 1980, 21,
No 1, p. 68.
51. Moghissi A.A., Porter C.R. Tritium in surface waters of the Uni-
ited States 1966. In "Radiological Health Date and Reports", 1968,
v. 9, No 7.
52. Murphy C.E., Pendergast M.M. Environmental transport and cycling
of tritium in the vicinity of atmospheric releases.- Behavior
of Tritium in the Environment. IAEA, Vienna, 1979, p. 361.
53. Miettinen J.K. Transfer and uptake mechanism of tritium in soil
(Departament of Radiochemistry, University of Helsinki, Helsinki,
Finland). Behavior of tritium in the Environment. IAEA, Vienna,
1979, p. 339.

54. Pilmer D.F., Denovan J.T. Comparison of predicted and measured radionuclide concentrations in marine animals near an operating PWR. *Trans Amer. Nucl. Soc.*, 1973, 17, No 1, p. 29.
55. Pinson E.A. The body absorption, distribution and excretion of tritium in man and animals. USAEC Report LA-1218, Los Alamos Scientific Laboratory, Mar.12, 1951.
56. Pinson E.A., Langham W.H. Physiology and toxicology of tritium in man. *J. Appl. Phys.*, 1957, 10, p. 108.
57. Schell W.R., Gauzay G., Payne W.R. World distribution of environmental tritium.- *Phys. Behav. Radioactive Contaminants Atmos.*, Vienna, 1974, p. 375, Discuss., p. 396.
58. Strack S., Bonotto S., Kirchmann R. Radioactive contamination of the marine environment. Uptake and distribution of ^{3}H in *Dunaliella bioculata*. "Helgoland. Meeresuntersuch.", 1980, 33, No 1-4, p. 153.
59. Siri W., Evers J. Tritium exchange in biological systems.-Tritium in physical and biological Sciences. (*Proc. Symp.Vienna, 1961*). IAEA, V. 2, Vienna, 1962, p. 71.
60. Skauen D.M. The effects of tritium oxide on aquatic organisms. Summary and Progress Rept. TID-18499, 1963, p. 10.
61. Skauen D.M. The effects of tritium oxide on aquatic organisms. Final Rept. NYO-3039-1, 1964, p. 16.
62. Tazima Y. Biological effects of tritium particularly of tritiated water. *J. Radiat. Res.*, 1980, 21, No 1, p. 3.
63. Thompson R.C. Studies of metabolic turnover with tritium as a tracer. II. Cross studies on the rat. *J. Biol. Chem.*, 1953, 200, p. 731.
64. Thompson R.S. Studies of metabolic turnover with tritium as a

- tracer. IV. Metabolically inert lipide and protein fractions from the rat. J. Biol. Chem., 1954, 208, p. 883.
65. Thompson R.C. and Ballou J.E. Studies of metabolic turnover with tritium as a tracer. 1. The predominantly, non-dynamic state of body constituents in the rat. J.Biol. Chem., 1956, 233, p. 795.
66. Weston R.N. Kinetic and equilibrium isotope effects of tritium substitutium . In "A.A. Moghissi and M.W. Garter, Eds. Tritium", CONF 710809., Messenger Graphics, Phoenix, AZ and Los Vegas, NV, 1973, p, 289.
67. Weinberg A.M. The future of nuclear energy. Phys. Today. 1981, 34, No 3, p. 48, 56.
68. Washburg E.W., Smith E.R. The isotopic fractionation of water by physiological processes. Science, 1934, 79, p. 188.

С.А.ЛЮБИМОВА, И.А.КАРАЧУН, А.В.ТРАПЕЗНИКОВ
НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА
БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Наблюдения за гидрохимическим режимом Белоярского водохранилища ведутся в течение длительного периода времени (1,2,3,4). В связи с тем, что данный водоем имеет большие размеры (47 кв. км), испытывает влияние рек (Черемшанка, Черная, Пушкариха и др.), впадающих в него, а также загрязняется промышленными и хозяйственными стоками Свердловского, В-Пышминского и Березовского промышленных узлов, одной из первых задач, возникших перед исследователями, явилось изучение ионного состава воды водохранилища в зависимости от места отбора проб. Исследования, проведенные в 1973-1975 гг., показали, что существенных отличий по концентрации одного и того же иона в различных местах отбора проб не обнаружено (3). Сопоставление основного ионного состава, окисляемости и сухого остатка воды водохранилища в различные годы (1973, 1980-1982) также не выявляет каких-либо существенных отличий (табл. I).

В 1980-1982 гг. была поставлена задача более подробного изучения влияния теплых вод АЭС на гидрохимический режим водоема. Для сравнения были выбраны две точки: Теплый залив (район сброса подогретых вод) и Щучий залив - контрольный район, находящийся на расстоянии 8-10 км в сторону верховья водохранилища и, поэтому, не испытывающий влияния теплых вод. В летне-осенний период на указанных выше заливах производился отбор проб и последующий их анализ.

Как видно из табл.2, различий в содержании сухого вещества в воде Теплого и Щучьего заливов не обнаружено. Увеличение концентрации воднорастворимых веществ от июля к сентябрю просле-

Таблица I
Основной ионный состав воды Белоярского водохранилища (мг/л)
(июль-август)

Год	Ca^{2+}	Mg^{2+}	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Окисляемость mg O_2 на 1 л	Сухой остаток
1973	26,7±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±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±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

Таблица 2

Содержание сухого вещества в воде в 1980 г. (мг/л)

Время отбора	Теплый залив	Шучий залив
Июль	185,9±68,6	246,9±45,4
Август	239,0±132,7	262,3±8,8
Сентябрь	398,6±147,0	370,1±95,6

живается не во все годы и зависит от многих факторов: температуры воздуха, количества осадков и т.д., что в свою очередь оказывает влияние на уровень воды в водоеме, количество вегетирующих растений и, следовательно, на концентрацию ионов в воде.

Исследование содержания в воде основных ионов по годам также не выявило существенных отличий между Тёплым и Шучьим заливами (рис.).

Результаты, приведенные в таблице 3, показали, что кислородный режим в водоеме благоприятный. Окисляемость по кислороду колеблется в пределах 5,6–9,3 мг O_2 на 1 л. Достоверных отличий по окисляемости в Тёплом и Шучьем заливах не обнаружено. По полученным данным можно судить о содержании в воде органического вещества. Как в контрольной точке, так и в зоне влия-

Таблица 3

Окисляемость воды (мг O_2 на 1 л)

Время отбора	Теплый залив			Шучий залив		
	1980	1981	1982	1980	1981	1982
Июль	7,5±1,2			8,9±1,3	6,5±1,5	9,2±0,9
Август	5,9±0,2	8,5±1,1	18,5±0,7	7,4±0,4	7,9±0,6	8,9±0,5
Сентябрь	5,6±0,2	8,0±0,8		6,3±0,5	7,2±0,9	



Рис. Концентрация основных ионов в районе сброса подогретых вод и контрольном районе Белоярского водохранилища

— 1980 г. ■ 1981 г. ■ 1982 г.

ния теплых вод оно находится в пределах нормы. Намечается тенденция к увеличению окисляемости от 1980 к 1982 гг., что говорит об увеличении в воде водоема органического вещества.

ВЫВОДЫ

1. Изучение основного ионного состава воды Белоярского водохранилища показало, что за последние десять лет существенных изменений в концентрации основных ионов в воде не обнаружено.

2. Сброс теплых вод АЭС не оказывает заметного воздействия на гидрохимический режим водоема.

ЛИТЕРАТУРА

I. Зубарева Э.Л., Киселева А.И. Рыбохозяйственная характеристика Белоярского водохранилища и возможность выращивания форели и карпа на сбросных водах БАЭС. Рукопись

- ный фонд Уральского госНИОРХ, 1978 г.
2. Ленченко В.Г., Сажина Л.А., Шилкова Е.В. Санитарно-гигиенический очерк реки Пышмы и Белоярского водохранилища. Свердловский НИИ гигиены труда и профпатологии. Материалы XIII научной сессии института. Свердловск, 1964 г., с. 102-106.
3. Любимова С.А. Гидрохимический режим Белоярского водохранилища. В сб."Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах". Свердловск, 1981 г., с. 43-46.
4. 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. В сб."Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов". Материалы II симпозиума. Борок, 1974 г., с. 128-131.

Н.В.КУЛИКОВ, В.Н.ТРАПЕЗНИКОВА, А.В.ТРАПЕЗНИКОВ

СОДЕРЖАНИЕ ^{137}Cs В САДКОВОЙ И СВОБОДНОЖИВУЩЕЙ
РЫБЕ БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Эксплуатация тепловых и атомных электростанций сопровождается выбросами в водоемы-охладители значительного количества тепла с водой, прошедшей через систему охлаждения. Повышенная температура воды в зоне сброса создает благоприятные предпосылки для разведения в садках теплолюбивых видов рыб. В связи с этим необходимо оценить влияние подогретой воды на накопление в организме рыб радиоактивных веществ, учитывая, что увеличение температуры водной среды активизирует обменные процессы, в том числе и накопление радионуклидов (2, 4).

В 1979 г. в районе сброса подогретых вод Белоярской атомной электростанции им. И.В.Курчатова (БАЭС) начало функционировать хозяйство по выращиванию карпа (*Cyprinus carpio*). Карп является одним из основных объектов прудового рыбоводства. Наиболее благоприятны для его роста и развития температуры порядка 25–29° С. Особенno велико значение температуры в условиях интенсивного карпового хозяйства, так как искусственно приготовленные кормосмеси карп начинает эффективно использовать при более высоких температурах, чем естественную пищу (3).

В 1980–1982 гг. проведено сравнительное изучение содержания ^{137}Cs в карпах садкового хозяйства и свободноживущих рыбах Белоярского водохранилища – плотве (*Rutilus rutilus*), леще *Abramis brama* и щуке (*Esox lucius*), отловленных в трех разных участках водоема – на Теплом и Щучьем заливах, а также в верховье. Теплый залив – место сброса термальных вод, прошедших систему охлаждения БАЭС, а Щучий залив и верховье удалены

от него на расстоянии 8-10 км и 15-17 км соответственно. Пробы рыбы отбирали в августе-сентябре, за исключением материала с верховья водоема, который был отобран в мае.

Воду брали на анализ в трех повторностях по 100-300 л каждого, подкисляли соляной кислотой марки "ОСЧ", упаривали до минимального объема, который доводили до сухого остатка под лампой типа "ЗН", затем его озоляли в муфельной печи при 450⁰С. Тушки рыб высушивали при 105⁰С и озоляли при 450⁰С. ¹³⁷ Cs в полученных образцах определяли методом γ -спектрометрии на сцинтилляционном детекторе NaI (Tl) типа "Лимон" с рабочим объемом 150 x 100 мм с использованием многоканального амплитудного анализатора АИ-256-6. Энергетическое разрешение по линии 661 кэВ ¹³⁷ Cs составляло 12%.

Как в 1980 г., так и в 1981-1982 гг. концентрация радиоцеция в садковых карпах была достоверно меньшей, чем во всех других исследованных видах. Различия в содержании радионуклида в садковых рыбах и плотве с Терпого залива достигали значительных величин: в 1980 г. концентрация в карпе была меньше в 7,6; в 1981 г. - в 21,0 и в 1982 г. - в 10,0 раз (табл.).

Основную долю в рационе карпа составлял искусственный корм, плотва питалась естественной пищей - планктоном и дегритом. По-видимому, благодаря питанию нерадиоактивным искусственным кормом, содержание радионуклида в садковых рыбах остается наименьшим, что косвенно подтверждает известные данные о преимущественном поступлении ¹³⁷ Cs в организм рыб с поедаемой ими пищей (5).

В 1982 г. карпы, кроме искусственного корма, частично подкармливались рыбой, вылавливаемой в водохранилище и используемой в качестве пищи в отваренном виде. Но эта подкормка, кото-

Таблица

Содержание ^{137}Cs в рыбах Белоярского водохранилища (Бк/кг сырой массы)

Район отбора проб	Объект исследования	1980 г.	1981 г.	1982 г.
Верховье	Щука свободно-живущая	52 (138+67) ^x	45 (41+54)	60 (55+64)
Верховье	Лещ свободно-живущий	36 (22+48)	46 (32+60)	18 (15-20)
Верховье	Плотва свободно-живущая	44 (28+59)	70 (54+85)	25 (24+27)
Щучий залив	Плотва свободно-живущая	71 (37+51)		
Теплый залив	Плотва свободно-живущая	155 (129+181)	112 (84+140)	49 (44+54)
Теплый залив	Карп садковый	20 (16+25)	5 (4+6)	6 (5+7)

^x – доверительные интервалы рассчитаны для уровня значимости 0,05.

рая к тому же давалась от случая к случаю, существенного влияния на содержание радиоцезия в садковой рыбе не оказала.

Ранее отмечалось (I), что концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в выращиваемой форели на теплых водах Кольской АЭС – в 1974-1979

гг. была в 3-4 раза ниже уровней концентрации радионуклидов в свободно обитающих рыбах в данном районе.

ВЫВОДЫ

1. За все годы исследования концентрация ^{137}Cs в садковых карпах была в несколько раз меньшей, чем во всех других изученных видах.

2. Полученные результаты с радиоэкологической точки зрения позволяют считать перспективным выращиванием рыб в садковом хозяйстве на теплой сбросной воде БАЭС.

ЛИТЕРАТУРА

1. Буянов Н.И. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе сбрасываемых теплых вод Кольской АЭС. - Экология, 1981, № 3, с. 66-70.
2. Катиков А.Е., Гусев Д.И., Даекунов А.В., Грачев М.И., Липин Е.Н., Степанова В.Д. Влияние температуры воды на накопление радионуклидов рыбой. В сб. "Проблемы радиоэкологии водосемов-охладителей атомных электростанций". Свердловск, 1978, с.70-75.
3. Корнеев А.Н. Опыт садкового выращивания карпа в субтермальных водах. М.Пищевая промышленность, 1967, с.4-5.
4. Куликов Н.В., Ожегов Л.Н., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды. В сб. "Проблемы радиоэкологии водосемов-охладителей атомных электростанций". Свердловск, 1978, с. 66-69.
5. Флейшман Д.Г. Накопление искусственных радионуклидов пресноводными рыбами. В сб. "Современные проблемы радиобиологии", т.II, Радиоэкология, М., Атомиздат, 1971, с. 395.

В.Н.ТРАПЕЗНИКОВА, А.В.ТРАПЕЗНИКОВ, В.Г.КУЛИКОВА
ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЧНОСТИ ФИКСАЦИИ РАДИОЦЕЗИЯ В
ОРГАНИЗМЕ РЫБ

Вследствие глобальных выпадений, а также с отходами предприятий ядерной промышленности ^{137}Cs может попадать в воду открытых водоемов. Оттуда по трофическим цепочкам радионуклид будет проникать в гидробионты, в том числе и в организм рыб. Поэтому изучение прочности фиксации радиоцезия в тканях рыб является актуальной проблемой.

Исследовали выделение ^{137}Cs из тканей десятимесячных самцов гуппи (*Lebistes reticulatus Peters*) и трехлетних особей плотвы (*Rutilus rutilus*) в чистую воду.

В течение 8 суток партия гуппи (III особей) находилась в стеклянном сосуде, содержащем 8 литров водопроводной воды с внесенным в нее ^{137}Cs в виде хлорида. По истечении 8 суток с начала постановки опыта определяли содержание радионуклида в рыбах (контрольный вариант). Остальные гуппи перенесли в сосуды с чистой водой и в течение 24 часов изучали выделение радиоизотопа из организма живых и мертвых (предварительно эфиризированных и замороженных) рыб. На каждую временную точку отбирали по 2-3 особи. Радиактивность рыб измеряли на сухих растертых препаратах с помощью радиометра типа "Волна" со счетной трубкой БФЛ-Т-25.

В опытах с плотвой, отловленной в искусственном водохранилище, исследовали выделение ^{137}Cs из предварительно замороженной рыбы в водопроводную проточную и непроточную воду, а также в раствор, содержащий 30 г/л NaCl . Продолжительность этих опытов составляла 6 часов. Выведение радиоцезия из замороженной рыбы в водопроводную воду исследовали также при трех- и одночас-

сомом вымачивании. Кроме того, изучали выделение радионуклида из предварительно разрезанной на части и замороженной рыбы в чистую воду и в раствор, содержащий 1 г/л KCl, а также из целой замороженной рыбы в такой же раствор. Указанные опыты проводили в течение 3 часов. На каждую повторность отбирали по 25-30 рыб. Радиоактивность проб определяли на гамма-спектрометре типа АИ-256-6 со сцинтилляционным кристаллом NaI (Tl) 150 x 100 мм.

Установлено, что ^{137}Cs значительно прочнее фиксируется в тканях живых рыб, чем в мертвых. Так, за сутки из живых гуппи выделилось в чистую воду 10% радионуклида, а из мертвых тушек - 98% (табл.). Промораживание тканей рыб, содержащих радиоцезий, приводит к усилению его выделения в водную среду. За 8 часов из "грязной" промороженной рыбы в воду ушло 98% ^{137}Cs . Активное выделение радионуклида идет с первых часов нахождения промороженных особей в водной среде.

Присутствие в растворе поваренной соли (10 г/л) увеличивает выведение ^{137}Cs из промороженных тушек рыб. Особенно интенсивно этот процесс проходит в первые 3 часа. К этому времени 87% радиоцезия выделяется из рыбы (табл.). Такие же результаты наблюдаются при использовании раствора NaCl с концентрацией 30 г/л. В итоге через 24 часа во всех вариантах опыта с мертвыми и замороженными особями 99% ^{137}Cs выводится в чистую воду, при этом скорость выделения зависит от того, в каком виде находится рыба.

Для плотвы наибольшее снижение содержания радиоцезия (в 2, 6 раза) было достигнуто при вымачивании предварительно замороженных целых тушек рыб в течение 6 часов в непроточной воде. При выделении ^{137}Cs из предварительно разрезанной на части и за-

Таблица

Содержание ^{137}Cs в гуппи после пересадки их в "чистую" водопроводную воду и раствор NaCl
(% от исходного)

Время, час	Чистая водопроводная вода		Раствор 10г/л, NaCl ,	
	живая рыба	мертвая рыба		
		эфиризирован- ная	замороженная	
1	$73,0 \pm 4,8^x$	$75,0 \pm 0,6$	$39,0 \pm 10,0$	$33,0 \pm 8,0$
2	-	-	$22,0 \pm 13,0$	-
3	-	-	$19,0 \pm 8,5$	$13,0 \pm 5,0$
4	$91,0 \pm 13,0$	$30,0 \pm 5,7$	$14,0 \pm 3,6$	-
5	$77,0 \pm 9,9$	-	$12,0 \pm 9,0$	$3,0 \pm 0,5$
6	$99,0 \pm 14,2$	-	$3,5 \pm 0,6$	-
7	-	-	$2,4 \pm 0,1$	$1,4 \pm 0,3$
8	$100,0 \pm 9,8$	$28,0 \pm 8,0$	$1,9 \pm 0,2$	-
24	$98,0 \pm 10,3$	$0,8 \pm 0,6$	$0,2 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,4$
За сут- ки вы- дели- лось ^{137}Cs	10,0	99,2	99,8	99,4

x - среднеквадратическая ошибка (%).

мороженой рыбы в раствор KCl (1г/л) содержание радионуклида снижается в 2,2, а при выведении радиоцезия из замороженных целых тушек в раствор NaCl (30г/л) - в 1,9 раза. Экспозиция этих опытов 6 часов. При выделении ^{137}Cs из замороженных целых тушек в раствор KCl (1г/л), как и при выведении радионуклида из разрезанной на части замороженной рыбы в непроточную воду в течение 3 часов содержание радиоцезия снижается в 1,5 раза. Лебедева (1) также отмечает усиление процесса выделения ^{137}Cs из тканей рыбы при содержании ее в растворе KCl.

В том случае, когда рыба перед шестичасовым выдерживанием в непроточной воде не подвергалась замораживанию, не достигается статистически достоверного снижения содержания радионуклида, как и при вымачивании целых тушек в чистой воде в течение 1 и 3 часов.

Снижение эффективности выведения ^{137}Cs из плотвы, постоянно обитающей в водоеме по сравнению с гуппи, выдержанными в радиоактивной воде лишь в течение нескольких суток, можно объяснить большей прочностью фиксации радионуклида в организме плотвы, а также значительными различиями в массе особей изучавшихся видов рыб.

ВЫВОДЫ

1. ^{137}Cs прочнее фиксируется в тканях живых гуппи, чем в мертвых.

2. Промораживание тканей гуппи и плотвы из естественного водоема приводит к усилиению выделения цезия в водную среду.

ЛИТЕРАТУРА

I. Лебедева Г.Д. Влияние различного солевого состава воды на накопление и выведение цезия- 137 пресноводной рыбой.

Радиобиология, 1966, вып.4, с.556.

А.В. ТРАПЕЗНИКОВ
ИССЛЕДОВАНИЕ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ НАКОПЛЕНИЯ
КОБАЛЬТА-60 ЭЛОДЕЕЙ И РОГОЛИСТНИКОМ
ТЕМНОЗЕЛЕНЫМ В ПРИРОДНЫХ УСЛОВИЯХ

Кобальт-60 является одним из основных коррозионных радионуклидов, который может проникать в водоемы-охладители при эксплуатации атомных электростанций. Попадая в водоем, он интенсивно накапливается различными его компонентами, в том числе и водной растительностью (9, 10). В литературе пока нет данных, свидетельствующих о сезонных изменениях накопления этого нуклида в природных условиях, хотя результаты исследований с другими радионуклидами говорят о наличии таких изменений в зависимости от сезона года (1, 2, 4, 5, 6).

В настоящей работе изучали сезонную динамику накопления ^{60}Co двумя широко распространенными на Урале пресноводными растениями - элодеей (*Elodea canadensis*) и роголистником темнозеленым (*Ceratophyllum demersum*). Работу проводили в течение 1976-1978 гг. на Теплом заливе водоема-охладителя Белоярской АЭС им. И.В. Курчатова (БАЭС). Это водохранилище было создано в 1959-1963 гг. в результате зарегулирования р.Пышмы. Его протяженность составляет 20 км, ширина на широте БАЭС - 3 км. Глубина водоема по форвартеру р.Пышмы достигает 15-20 м, а площадь акватории - 47 км² (?). Водная растительность водохранилища в основном представлена такими макрофитами, как элодея и роголистник темнозеленый, а также ряской малой (*Lemna minor*) и рдестом гребенчатым (*Potamogeton pectinatus*). Из низших водных растений более всего распространена нитчатая водоросль кладофора (*Cladophora glomerata*). Грунт водоема большей частью песчаный с небольшими участками илистых отложений, за исключением вер-

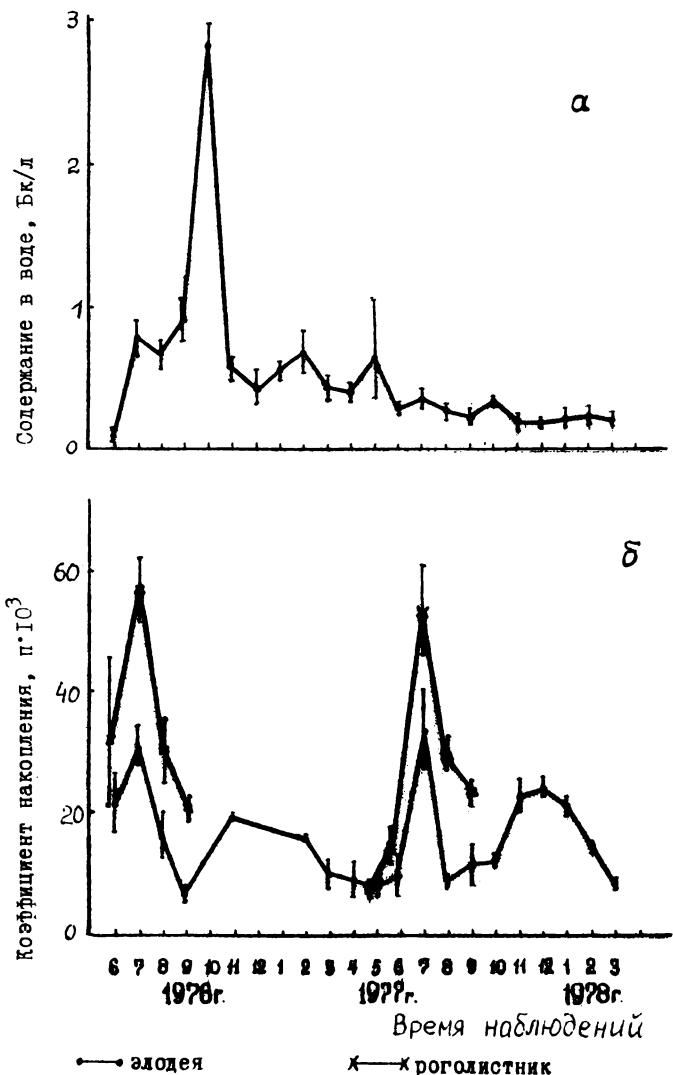
ховья водохранилища, где он представлен илистым сапропелем. Величина pH колеблется от 6,8 до 8,0.

Подогретые воды атомной станции сбрасываются в Тёплый залив водоема, который не замерзает даже зимой. Это позволяет использовать элодию, которая вегетирует почти круглогодично, для исследования сезонной динамики накопления радионуклидов, в частности, кобальта-60. Роголистник темновзеленый вегетирует на Тёплом заливе пять месяцев в году (с мая по сентябрь) и также может быть использован для этой цели.

Растения отбирали ежемесячно в трех повторностях по 2-3 кг сырой массы на повторность, высушивали до воздушно-сухого состояния и затем озолили в муфельных печах при 450⁰С. Пробы воды брали в трех повторностях по 100-300 литров на повторность, подкисляли соляной кислотой марки "ОСЧ", чтобы избежать сорбции на стеклах сосудов, фильтровали через слой ваты и упаривали до 1-2 литров, после чего доводили до сухого состояния под лампой типа "ЗН". Полученный сухой остаток также озолили при 450⁰С. ⁶⁰Со в зольных образцах растений и воды определяли методом γ -спектрометрии по аналитической линии I333 кэВ с использованием многоканального амплитудного анализатора АИ-256-6 со сцинтилляционным NaI(Tl) - детектором типа "Лимон" с рабочим объемом 150 x 100 мм. Все расчеты проводили на сухую массу растений. Доверительные интервалы приводятся для уровня значимости p=0,05.

Представленные на рисунке Ia данные показывают, что уровень содержания ⁶⁰Со в воде водоема-охладителя может существенно изменяться во времени. Так, к началу летнего сезона 1976г. содержание радионуклида в воде составляло 0,11 Бк/л, но затем в течение июля-октября концентрация его возросла до

Рис. I. Содержание ^{60}Co в воде (а) и коэффициенты накопления его водными растениями (б).



2,54 Бк/л. К июню 1977 г. концентрация ^{60}Co в воде снижается до 0,26 Бк/л, после чего становится более постоянной, находясь в пределах от 0,18 Бк/л до 0,33 Бк/л. На рисунке Iб, показывающем динамику коэффициентов накопления (к.н.) радиокобальта у двух видов растений, видны два четко выраженных максимума – в июле 1976 г. и в июле 1977 г. Ранее было отмечено подобное возрастание накопления водной растительностью ^{90}Sr в летнее время (I, 6). Авторы объясняют это увеличением биологической активности растений в летние месяцы. Возможно эти процессы связаны с подогревом воды, поскольку в июле температура воды в Тёплом заливе Белоярского водохранилища обычно достигает наивысших значений (так было и в 1976 г. и в 1977 г.), а результаты лабораторных экспериментов (3) показывают, что с повышением температуры накопление большинства радионуклидов гидробионтами, в том числе и водными растениями, увеличивается. На этом же рисунке у элодеи можно заметить два малых зимних пика к.н. ^{60}Co , но они связаны не столько с возрастанием концентрации радионуклида в растениях, сколько с изменениями содержания его в водной среде.

Как видно из рисунка Iб, значения к.н. ^{60}Co у элодеи и роголистника темнозеленого в природных условиях могут изменяться в зависимости от сезона года в 5–6 раз, достигая максимальных величин в летние месяцы. При этом концентрация радионуклида в воде водоема может заметно варьировать в зависимости от режима работы АЭС. В такой неравновесной системе весьма сомнительна правомерность использования коэффициента накопления в качестве постоянного параметра для определения уровней содержания радионуклидов в воде или в других компонентах водоема, как это предлагается в работе (8).

ВЫВОДЫ

1. Значения коэффициентов накопления ^{60}Co у исследованных растений в природных условиях могут изменяться в зависимости от сезона года в 5-6 раз, достигая максимальных величин в летние месяцы.

2. Концентрация радионуклидов в воде водоема может заметно варьировать в зависимости от режима работы АЭС.

3. Полученные данные указывают на неправомерность использования коэффициента накопления в качестве постоянного параметра для определения уровней содержания радионуклидов в компонентах водоема.

ЛИТЕРАТУРА

1. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я., Куликов Н.В. Сезонная динамика распределения ^{90}Sr и Ca между водорослью *Chara Tomentosa* L.G. и водной средой. Экология, 1978, № I, с.50.
2. Кулебакина Л.Г., Поликарпов Г.Г. Коэффициенты накопления стронция-90 в цистозире в различные сезоны и годы. В сб. Морская радиоэкология. Под ред. Г.Г.Поликарпова, Киев, "Наукова думка", 1970; с. 174.
3. Куликов Н.В., Ожегов Л.Н., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды. В сб. Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978, с. 65-69.
4. Лейнерте М.П., Вадзис Д.Р. Накопление стронция-90 в водных растениях. В сб. Радиоэкология водных организмов, т. I, Рига, "Зинатне", 1972, с. 60-77.
5. Лейнерте М.П., Вадзис Д.Р., Калнина З.К., Слока Я.Я. Изучение соотношения ^{90}Sr и Sr в приморском озере Лат-

- вии. В сб. Радиоэкология водных организмов. Т.2, Рига,
"Зинатне", 1973, с. 73-80.
6. Мурзина Т.А., Лубянов И.П., Чаплина А.М. Накопление ^{90}Sr
пресноводными растениями в водоемах степной зоны Украи-
ны. Гидробиологический журнал, 1976, № 6, с. 76-80.
7. Пискунов Л.И., Любимова С.А., Трейгер С.И., Казакова В.М.
Некоторые результаты радиоэкологических и гидрохимичес-
ких исследований Белоярского водохранилища в связи со
сбросом теплой воды атомной электростанции. В сб. Влия-
ние тепловых электростанций на гидрологию и биологию
водоемов. Борок, Изд-во АН СССР, 1974, с. 128-131.
8. Пискунов Л.И., Вознесенская Г.И. Об одном параметре на-
копления радионуклидов в пресноводных растениях.
ДАН СССР, 1976, 230, вып. 3, с. 741-744.
9. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. О накоплении ^{60}Co
пресноводными растениями в природных условиях. Эколо-
гия, 1979, № 2, с. 104-106.
10. Ophel L.G., Fraser C.D. The fate of cobalt-60 in a natu-
ral freshwater ecosystem. Proceedings of the third na-
tional symposium on radioecology, Springfield, Virginia,
1971, p. 323-327.

М.Г.НИФОНТОВА
НАКОПЛЕНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs НЕКОТОРЫМИ ВИДАМИ
МХОВ В РАЙОНЕ БЕЛОЯРСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАН-
ЦИИ ИМ. И.В.КУРЧАТОВА

Актуальность изучения миграции и накопления искусственных радионуклидов в природных экосистемах в зонах размещения промышленных атомных электростанций определяется перспективами развития ядерной энергетики. Особое значение в этих работах преобретают споровые растения, представители которых признаны биологическими индикаторами радиоактивного и химического загрязнения окружающей среды (1, 6, 7, 8).

Ранее (4) были показаны особенности накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в слоевицах лишайников и плодовых телах агариковых грибов, произрастающих в окрестностях Белоярской атомной электростанции (БАЭС). В настоящей работе представлены результаты изучения уровней содержания и распределения этих радионуклидов в некоторых мхах, отобранных в том же районе.

Исследовали наиболее распространенные мхи, относящиеся к разным экологическим группам: напочвенные - *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune*, *Ptilium crista-castrensis*, *Bryum bimucum*, *Climacium dendroides*, *Sphagnum lindbergii*, *Bryum* sp., *Calliergon stramineum*, *Mnium longirostre*, эпифитные - *Bryum* sp., *Drepanocladus aduncus* и эпилитные - *Atrichum undulatum*, *Bryum* sp. Образцы растений и находящийся под ними субстрат (почва, валеж) отбирали в июне-сентябре 1981 г. с пробных площадей, расположенных в разных участках радиальной 3-километровой санитарно-защитной зоны БАЭС. Материал подсушивали и озоляли при температуре 450-500°C. ^{90}Sr определяли радиохимически по дочернему ^{90}Y , а ^{137}Cs - на гамма-спектромет-

ре типа АИ-128-2 с кристаллом NaI (Tl). Материал анализировали в 3-5-кратной повторности при статистической ошибке счета не более 10-15%. Видовой состав растений определен Г.В.Троценко.

Как видно из рисунка I, концентрация ^{90}Sr во мхах, произрастающих на разных субстратах, варьирует от 59 до 459 Бк, а ^{137}Cs - от 159 до 899 Бк на 1 кг сухой массы растений. Это свидетельствует о значительной видовой специфичности в накоплении радионуклидов мхами. Как правило, концентрация радиоцезия в растениях в 1,5-4,0 раза выше, чем радиостронция (отношение $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ равно 3,5). Но имеются исключения, когда величины концентрации радионуклидов близки (*Bryum* sp., *Ptilium crista-castrensis*, *Mnium longirostre*). В субстратах (0-5 см слой почвы и валеж) концентрация ^{90}Sr составляет 26-155 Бк, а ^{137}Cs - 112-174 Бк/кг сухой массы, что в 2-17 раз ниже, чем во мхах. Какой-либо зависимости накопления мхами радионуклидов от содержания их в субстратах не обнаружено, что подтверждает высказанное ранее предположение о поглощении ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями мхов преимущественно из атмосферных выпадений (2).

В связи с этим особый интерес представляет анализ вертикального распределения радионуклидов в растениях (рис.2). Содержание нуклидов определяли в разных по возрасту частях мхов *Climaciun dendroides* и *Sphagnum lindbergii*. Видно, что ^{90}Sr в большем количестве накапливается в основании (наиболее старые участки растений), ^{137}Cs распределяется более равномерно с тенденцией к увеличению содержания в верхних молодых частях. Отношение $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$, равное в верхушках мхов 3,7, сдвигается в основании растений до 1,4 за счет увеличения

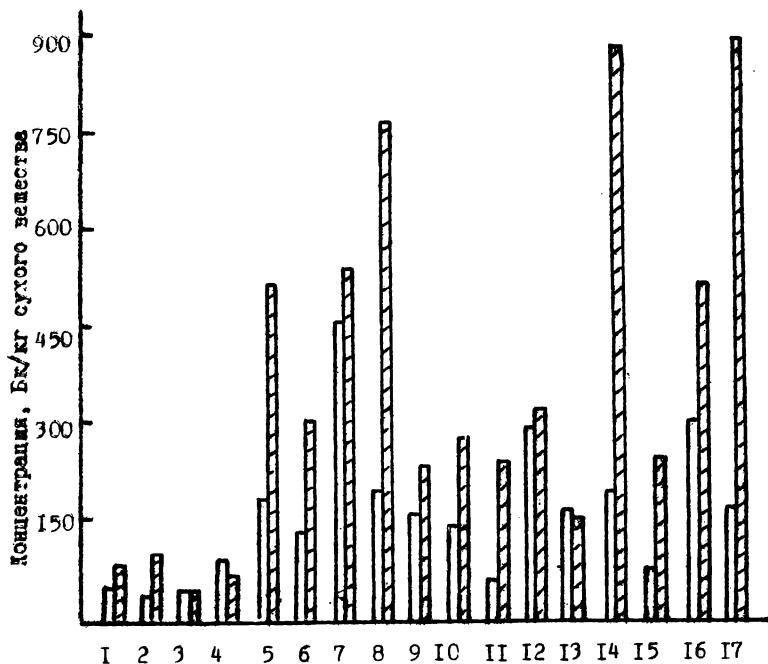
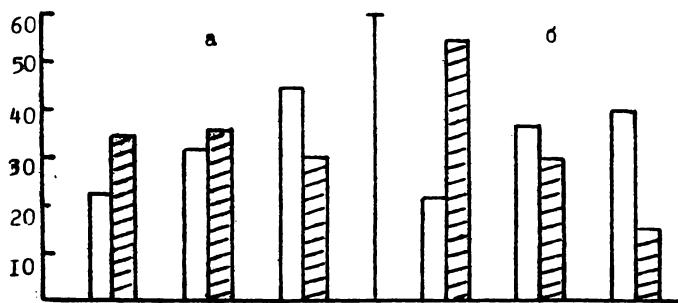


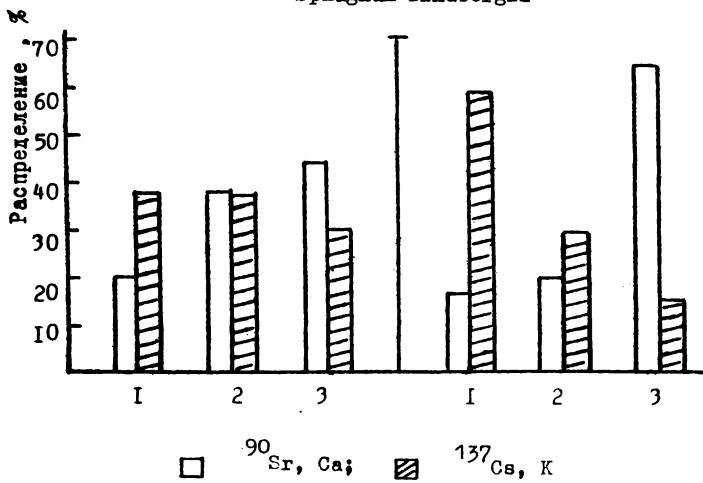
Рис. I. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs /заштриховано/
во мхах и некоторых других растениях.

- 1- *Equisetum sylvaticum*, 2- *Calamagrostis arundinacea*,
- 3- *Adenofora liliifolia*, 4- *Chamaenerium angustifolia*;
- 5-13-Напочвенные мхи: 5- *Pleurozium schreberi*, 6- *Polytrichum commune*, 7- *Ptilium crista-castrensis*, 8- *Bryum bimum*,
9- *Climacium dendroides*, 10- *Sphagnum lindbergii*, 11- *Calliergon stramineum*, 12- *Mnium londirostre*, 13- *Bryum sp.*
- 14-15-Эпифитные мхи: 14- *Bryum sp.*, 15- *Drepanocladus aduncus*;
- 16-17-Эпилитные мхи: 16- *Atrichum undulatum*, 17- *Bryum sp.*

Climacium dendroides



Sphagnum lindbergii



□ ^{90}Sr , Ca; ■ ^{137}Cs , K

Рис. 2. Вертикальное распределение во мхах радионуклидов /а/ и их макроаналогов /б/.

I - верхняя часть мха, 2 - средняя, 3 - основание мха

концентрации ^{90}Sr . Проведенный параллельно анализ химических макроаналогов – Ca и K – показывает идентичную картину в размещении их по растению. Подобное вертикальное распределение радионуклидов установлено нами также для слоевищ кустистых напочвенных лишайников и свидетельствует о большей миграционной способности радиостронция (4). Однако имеются сведения о преимущественном накоплении обоих радионуклидов в нарастающей (верхней) части мха *Pleurozium schreberi* (3). По-видимому, в размещении ^{90}Sr и ^{137}Cs по растению играют роль как физико-химические свойства элементов, так и видовые специфические особенности мхов.

Известно, что мхи, как и лишайники, отличаются повышенной аккумуляцией радиоактивных продуктов деления. Нами проведено определение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в наиболее часто встречающихся растениях, обитающих в непосредственной близости с изученными видами мхов (рис. I). Сравнение полученных величин показывает, что концентрация радионуклидов в этих растениях в 2–8 раз ниже, чем во мхах.

Результаты анализа значений концентрации и содержания радионуклидов во мхах и их сообществах, произрастающих на исследованной территории и в других экосистемах Уральского региона представлены в таблице. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs определяли в напочвенном покрове наиболее распространенных мхов – *Pleurozium schreberi* и *Polytrichum commune* из разных местообитаний.

Из таблицы видно, что по величинам концентрации радионуклидов исследованные мхи практически не различаются и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в бриофитах санитарно-защитной зоны БАЭС не превышает значений, обусловленных глобальными радиоактивными вы-

Таблица

Запас биомассы, концентрация и содержание радионуклидов в напочвенном покрове мхов

Вид, местообитание	Биомасса, кг/м ²	Концентрация Бк/кг		Содержание Бк/м ²	
		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
1. <i>Polytrichum commune</i> , мохово- лишайниковая тундра; Полярный Урал, Ямало-ненецкий нацио- нальный округ	0,45± 0,04	351± 28	684± 50	156± 12	304± 22
2. <i>Polytrichum commune</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , сосняк травяно-зеле- номошный; Средний Урал, окрестности БАЭС	0,20± 0,02	225± 4	504± 5	46± 0,7	101± 3
3. <i>Pleurozium schrebe- ri</i> , лес пихтово- еловый травяно-зеле- номошный; Средний Урал, Красноуфимс- кий район	0,27± 0,03	399± 15	191± 3	107± 3	51± 4
4. <i>Pleurozium schrebe- ri</i> , ельник травяно- зеленошный; Средний Урал, Красноуфимский район	0,36± 0,04	278± 3	175± 2	99± 12	52± 2
5. <i>Pleurozium schrebe- ri</i> , сосняк кустарнико- вово- травяно-зелено- мошный; Южный Урал, Ильменский государст- венный заповедник	0,05± 0,01	318± 22	604± 34	16± 0,4	31± 0,7

падениями. К такому же выводу мы пришли, изучая поглощение радионуклидов агариковыми грибами и эпифитными лишайниками, обитающими в окрестностях атомной электростанции (4). Различия в содержании радионуклидов в обследованных растительных сообществах несколько больше и зависят от запасов биомассы мхов.

ВЫВОДЫ

1. Концентрация радионуклидов в исследованных мхах не превышает фоновых значений, обусловленных глобальными выпадениями из атмосферы.

2. Многолетняя эксплуатация Белоярской атомной электростанции не приводит к заметному увеличению содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs во мхах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. - М., Наука, 1977, I42 с.
2. Куликов Н.В., Боченина Н.В., Молчанова И.В. Особенности накопления стронция-90 и цезия-137 некоторыми видами мхов. - Экология, 1976, № 6, с.82-84.
3. Молчанова И.В., Боченина Н.В. Мхи как накопители радионуклидов. - Экология, 1980, с.42-47.
4. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. О накоплении стронция-90 и цезия-137 лишайниками в природных условиях. - Экология, 1977, № 3, с.93-96.
5. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми представителями низших растений в окрестностях Белоярской атомной электростанции на Урале. - Экология 1981, № 6, с. 94-97.
6. Mattsson S., Radiumnuclides in lichen, reindeer and man.- Lund, 1972, 48 p.

7. Mattsson S., Liden K. ^{137}Cs in carpets of the forest moss
Pleurozium schreberi, 1961-73. *Oikos*, 1975, v. 26,
p. 323-330.
8. Wittenberger G. Moose als Zeiger für Umweltverschmutzung,
"Ber. Offenbach ver. Naturk", 1979, v. 81, p. 40-41.

Е.Н.КАРАВАЕВА, И.В.МОЛЧАНОВА

ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРНЫХ УСЛОВИЙ ХРАНЕНИЯ И ПОЛИВА
ПОЧВЫ НА ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ

Поведение радионуклидов в почвенно-растительном покрове определяется, наряду с другими факторами, гидрометеорологическими условиями местности. Так показано, что процессы вымораживания и перегрева почв влияют на характер и прочность закрепления в них ^{90}Sr и ^{137}Cs (3, 5). В настоящее время изучается возможность использования подогретых вод АЭС для орошения сельскохозяйственных угодий. Применение таких вод в сельском хозяйстве может вызвать сдвиг в температурном балансе почв и параметрах миграции химических элементов.

Настоящая работа посвящена изучению совместного влияния температурных условий, в которых почва находилась перед опытом, и температуры поливной воды на подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва-растение.

Методика проведения опытов состояла в том, что дерново-луговую (гор. А) и дерново-подзолистую (гор. А₂) почву равномерно перемешивали с растворами ^{90}Sr и ^{137}Cs (7 МБк/кг) и выдерживали в запаянных полиэтиленовых пакетах в течение 1,5 лет при $t = -11^{\circ}, +2^{\circ}, +20^{\circ}$ и $+50^{\circ}\text{C}$. Температуры были выбраны с учетом того, что их абсолютные значения для почв Южного и Среднего Урала, где почвы были отобраны, в течение вегетационного сезона варьируют от 0° до $+15^{\circ}$. Чтобы проследить влияние дальнейшего понижения и повышения температуры хранения почв на подвижность радионуклидов были предусмотрены варианты с $t = -11^{\circ}$ и $+50^{\circ}$.

Почву, выдержанную при различных температурных условиях, помещали в вегетационные сосуды емкостью 0,5 л и засевали се-

менами гороха в расчете по 10 проростков на сосуд. Растения поливали водопроводной водой при температуре +2, +20 и +50⁰С. Температура воздуха окружающей среды в течение опыта колебалась в пределах +20^{±2}⁰. Влажность почвы поддерживали на уровне 50% от полной влагоемкости. Краткая физико-химическая характеристика почв приведена в табл. I.

Ранее было показано, что по содержанию и накоплению радионуклидов в проростках можно достаточно обоснованно прогнозировать их поведение во взрослых растениях (I, 6). В связи с этим продолжительность наших опытов составляла 14 дней; за это время проростки гороха достигали фазы 4-5 настоящего листа. По окончании опыта надземную массу растений срезали, разделяли на листья и стебли и озоляли при t=500⁰С. Содержание ⁹⁰ Sr и ¹³⁷ Cs в пробах золы определяли радиометрическим способом при ошибке счета не более 15%. О накоплении радионуклидов растениями судили по величине коэффициентов накопления, которые рассчитывали как отношение концентраций нуклида в абсолютно-сухой массе растения и в почве.

Таблица I

Физико-химическая характеристика почв

Почва	Гумус, %	Обменные основания мг.экв./100г абр. сухой почвы		рН		Содержание гранулометрических фракций, % на абс.сухую навеску	
		Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	вод- ный	соле- вой	<0,001	<0,01
Дерново- луговая, гор. А	12,20	40,00	12,00	6,8	5,5	28,37	39,77
Дерново- под- золистая, гор. А ₂	0,70	3,30	1,40	5,7	4,6	3,30	23,10

Статистическая обработка полученного материала с помощью двухфакторного дисперсионного анализа не вывела достоверного влияния температуры поливной воды на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями; поэтому в дальнейшем приводятся величины коэффициентов накопления, усредненные для разных температур поливной воды. Кроме того, использованные в опытах количества радионуклидов, независимо от температурных условий хранения и полива почвы, практически не оказали угнетающего действия на нарастание биомассы подопытных растений. Для примера в табл.2 представлены значения абсолютного-сухого веса растений, произраставших на почвах после хранения их при $t^{\circ} = +20^{\circ}$.

Следует отметить, что перед постановкой вегетационных опытов была оценена прочность закрепления радионуклидов в почвах, хранившихся при разных температурах. Для этого ^{90}Sr и ^{137}Cs десорбировали из почвенных навесок 0,1н растворами CaCl_2 и KCl соответственно. Как показали результаты лабораторных опытов, прочность закрепления ^{90}Sr в почве, на которой росли подопытные растения, в изученном интервале температур изменилась незначительно. В соответствии с этим и различия в накоп-

Таблица 2

Абсолютно-сухой вес 10 растений гороха, г

Часть расте- ния	ПОЧВА					
	Дерново-луговая			Дерново-подзолистая		
	конт- роль	^{90}Sr	^{137}Cs	конт- роль	^{90}Sr	^{137}Cs
Листья	$0,19 \pm 0,01$	$0,15 \pm 0,01$	$0,20 \pm 0,01$	$0,16 \pm 20,01$	$0,22 \pm 0,01$	$0,18 \pm 0,03$
Стебли	$0,12 \pm 0,01$	$0,12 \pm 0,02$	$0,12 \pm 0,01$	$0,10 \pm 0,03$	$0,15 \pm 0,01$	$0,10 \pm 0,01$

лении ^{90}Sr горохом из почв, выдержанных при $t^{\circ} = -11^{\circ}, +2^{\circ}$ и $+20^{\circ}$ невелики и в большинстве случаев недостоверны (уровень значимости $p = 0,05$) (рис.). Исключение составляет вариант опыта, в котором почва перед посевом гороха находилась при $t^{\circ} = +50^{\circ}$. На этой почве величины коэффициентов накопления радиостронция в листьях и стеблях гороха в 1,5-2 раза ниже, чем в остальных вариантах.

Что касается ^{137}Cs , то его десорбция из почв, хранившихся до опыта при $t^{\circ} = +50^{\circ}$, примерно в 2 раза меньше, чем из почв, температура хранения которых была -11° , и составляет 2 и 4% соответственно. Увеличение прочности связи Cs в почвах, выдержанных при повышенных температурах, было отмечено ранее Э.Д.Шагаловой (5). Это изменение в прочности фиксации радионуклида находит свое отражение в снижении его доступности растворения. Как видно из рисунка, коэффициенты накопления Cs для частей растений в крайних вариантах опыта различаются пример-

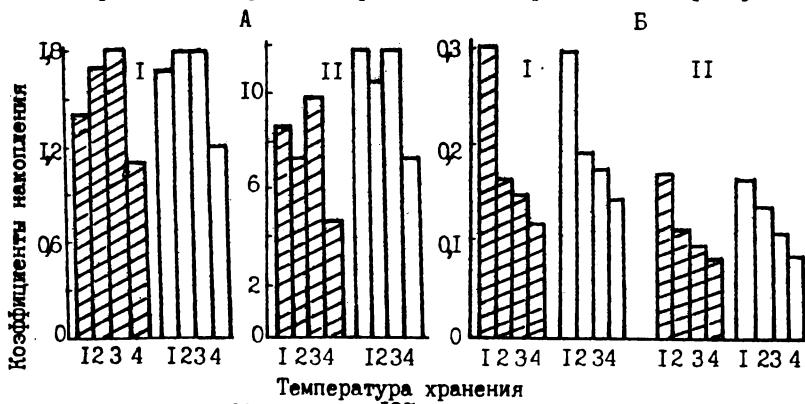


Рис. Накопление ^{90}Sr (А) и ^{137}Cs (Б) проростками гороха из почв, хранившихся при разных температурах. Почва: I - дерново-луговая, II - дерново-подзолистая. Заштрихованные столбики - листья, белые столбики - стебли. I, 2, 3, 4 - температура хранения $-11^{\circ}, +2^{\circ}, +20^{\circ}, +50^{\circ}$ соответственно.

но в 2 раза.

Из рисунка также следует, что величины коэффициентов накопления ^{137}Cs для растений, произраставших на дерново-подзолистой почве, приближаются к таковым для дерново-луговой. Казалось бы, это противоречит установленным представлениям о большей биологической доступности Cs из подзолистых почв по сравнению с почвами черноземного типа. Можно предположить, что отмеченное выравнивание коэффициентов накопления является следствием происходящего со временем в почвах "старения" радионуклидов. В основе этого явления лежит переход изотопов в необменное состояние и увеличение энергии связи обменно-сорбированных ионов с почвенным поглощающим комплексом. Для ^{137}Cs основным процессом, снижающим накопление его растениями, является переход в необменное состояние, который в дерново-подзолистой почве завершается быстрее, чем в почвах черноземного типа (2, 4). По данным лабораторных опытов, десорбция цезия 0,1н раствором HCl из обеих почв при 1,5-летнем их хранении была практически одинакова и составила в среднем 3%. Такие изменения в прочности закрепления радиоцезия в почвах привели к нивелировке коэффициентов его накопления. Для ^{90}Sr в меньшей степени характерно увеличение прочности фиксации со временем, соответственно меньше изменяется его доступность растениям в зависимости от этого фактора.

ВЫВОДЫ

1. Температура поливной воды не влияет на процессы накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями из почв.
2. При увеличении температуры хранения почв от -11° до $+50^{\circ}$ коэффициенты накопления ^{137}Cs растениями гороха снижаются в два раза. Для ^{90}Sr минимальные величины коэффициентов накопления отмечены на почвах, выдержаных при $+50^{\circ}\text{C}$.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гулякин И.В., Ёдинцева Е.В., Макаревич К.И. Поступление стронция-90 в горох из дерново-подзолистых почв. Агрохимия, № 4, 1977, 101-106.
2. Погодин Р.И., Полякова Э.А. О механизме взаимодействия радиоактивных изотопов стронция-90 и цезия-137 с почвой. В сб."Моделирование поведения и токсического действия радионуклидов". Тр. Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР, вып. II4, 1978, 60-62.
3. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М., Энергоиздат, 1981, 97.
4. Тихомиров Ф.А., Моисеев И.Т., Алексахин Р.М. Основные закономерности поведения ^{137}Cs в почвах и его перехода в сельскохозяйственные растения. Известия АН СССР, сер.биол., № I, 1981, 89-96.
5. Шагалова Э.Д. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белоруссии. Почвоведение, № II, 1982, 26-33.
6. Ёдинцева Е.В., Левина Э.М., Кожемякина Т.А. К вопросу прогнозирования уровня загрязнения урожая цезием-137. Агрохимия, № 12, 1981, 93-98.

И.В.МОЛЧАНОВА, Л.Н.МИХАЙЛОВСКАЯ

ФОРМЫ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ РАЗЛИЧНОЙ
СТЕПЕНИ УВЛАЖНЕННОСТИ

По мере уменьшения интенсивности атмосферных радиоактивных выпадений возрастает значимость корневого пути поступления излучателей в растения. Одним из основных факторов, определяющих биологическую доступность элементов, является прочность их закрепления в почвах (1, 3). Для прогностических оценок, касающихся накопления и переноса излучателей по биологическим и пищевым цепочкам, важно знать, наряду с валовым содержанием, содержание в почвах различных форм их соединений.

С целью изучения распределения физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах, развитых на сопряженных по стоку участках ландшафта, было заложено и обследовано 3 почвенных профиля. Каждый из них начинался на водоразделе, пересекал подножье склона и выходил к болоту. Водораздельные участки обследуемой территории формируются в условиях переменного увлажнения, характеризующихся резко выраженным дефицитом почвенной влаги в летние сезоны года. Они заняты смешанными лесами, под которыми формируются бурые лесные почвы. По берегам болота (подножье склона) распространены смешанные хвойно-бересково-ольховые леса; почвы бурые лесные оторфованные с признаками оглеения, испытывают периодическое избыточное увлажнение. В болоте, в условиях практически постоянного затопления, формируются мощные торфянистые образования. При обследовании образцы почв отбирали из почвенных разрезов до глубины 20 см по генетическим горизонтам, образцы торфянистых отложений - с учетом глубины их залегания. В местах отбора почвенных проб отбирали одни и те же виды растений: таволгу

(*Filipendula ulmaria* (L) Maxim), снить (*Aegopodium podagraria* L.), хвощ (*Equisetum sylvaticum* L.), а также разнотравье. В отобранных образцах определяли валовое содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs , а также содержание их воднорастворимых, обменных, кислотнорастворимых и фиксированных форм. Для этого навески почв и торфов последовательно обрабатывали дистиллированной водой, 1н раствором ацетата аммония, 6н HCl и 4н HCl с последующим кипячением. В полученных вытяжках ^{90}Sr и ^{137}Cs определяли радиохимически (^{90}Sr по дочернему ^{90}Y с помощью препарата МИОМФ, а ^{137}Cs сурьмяно-иодидным методом).

Распределение валовых количеств излучателей по глубине почвенного профиля носит одинаковый характер. Как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs преимущественно накапливаются в лесной подстилке и горизонтах A_1 , A_t изученных почв. В торфяных отложениях болота оба радионуклида равномерно распределяются по глубине (табл. I).

В таблице 2 приведено распределение различных форм ^{90}Sr в почвах. Статистическая обработка полученных данных не выявила достоверных различий в распределении всех форм ^{90}Sr по глубине почвенных разрезов. Это позволило привести для 0–20 см слоя почвы усредненные значения. Они показывают, что ^{90}Sr содержится в почвах и торфе преимущественно в обменной форме; содержание кислотнорастворимого ^{90}Sr составляет 23–26%, а воднорастворимого – 4–15%. Причем торфянистые отложения, формирующиеся в условиях избыточного увлажнения, характеризуются наиболее низким содержанием этой формы стронция. Вертикальное распределение форм ^{137}Cs в почвах носит более сложный характер (табл. 3). Так значительная часть этого радионуклида (59–84%) прочно фиксируется в верхних горизонтах почв, обогащенных органическим веществом. С увеличением глубины доля фиксированного ^{137}Cs закономерно

Таблица I

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах, %

Почва	Горизонт	Глубина, см	^{90}Sr	^{137}Cs
Бурая лесная (водораздел)	A_0	0 - I	54,7	44,9
	A_I	I - 5	31,6	48,2
		5-10	7,0	5,8
	A/B	10-15	3,1	0,4
Бурая лесная оторфованная оглеенная (край болота)	A_0	0 - I	50,9	53,4
	A_T	I - 6	28,1	36,0
		6 -II	13,5	8,5
	A/B	II-16	2,3	0,7
Торф	A_T	0 - 5	23,8	27,2
		5 -10	32,7	21,8
		10-15	23,3	25,1
		15-20	20,2	25,9

снижается, а воднорастворимого, обменного и кислотнорастворимого возрастает. Таким образом, вертикальная миграция этого излучателя в почвах сопровождается дифференциацией его форм с глубиной, приводящей к обогащению нижележащих слоев подвижным Cs . В результате такого обогащения уже на глубине 15-20 см приблизительно половина цезия от его валового содержания находится в форме подвижных, доступных для растений соединений. Эти данные хорошо согласуются с результатами, полученными нами ранее в модельных условиях опыта (2).

Статистическая обработка материала не вывела достоверных

Таблица 2

Распределение формы ^{90}Sr в почвах и торфе

Почвы	Глубина, см	Воднорастворимый	Обычный	Кислотно-растворимый
Бурая лесная (водораздел)	I - 5	7,0 \pm 1,9	57,7 \pm 6,7	36,2 \pm 5,9
	5-10	6,0 \pm 1,6	77,6 \pm 2,0	16,4 \pm 2,2
	10-15	24,3 \pm 4,2	58,2 \pm 5,8	17,5 \pm 1,5
	среднее	12,4 \pm 7,7	64,5 \pm 8,4	23,4 \pm 8,3
Бурая лесная оторвованная оплоеенная (край болота)	I - 6	II,3 \pm 3,8	58,7 \pm 6,7	29,9 \pm 8,1
	6 -II	9,9 \pm 4,5	66,6 \pm 4,9	23,5 \pm 2,0
	II-16	23,6 \pm 6,9	47,1 \pm 10,6	29,3 \pm 4,7
	16-20	18,4 \pm 8,9	60,2 \pm 8,5	21,4 \pm 3,5
	среднее	15,8 \pm 3,8	58,2 \pm 5,5	26,0 \pm 2,4
Торф (болото)	0 - 5	3,6 \pm 2,1	63,5 \pm 5,6	33,0 \pm 5,1
	5 -10	3,5 \pm 0,7	72,6 \pm 6,4	23,9 \pm 6,8
	10-15	6,9 \pm 2,6	78,4 \pm 2,3	17,8 \pm 4,2
	15-20	5,0 \pm 2,9	76,6 \pm 7,8	18,4 \pm 5,7
	среднее	4,8 \pm 1,0	72,9 \pm 4,2	23,3 \pm 4,3

Таблица 3

Распределение фракции I^{37}Cs в почвах и торфе

Почва	Глубина, см	Воднорастворимый	Обжиговый	Кислотно-растворимый	Фиксированный
Бурная лесная (водораздел)	1 - 5	4,2±1,5	3,7±0,5	18,6±2,4	73,9±2,4
	5 - 10	9,9±2,5	13,9±5,9	16,9±3,6	59,2±6,9
	10-15	11,0±2,5	20,3±7,4	23,9±3,6	44,8±8,3
	15-20	26,1±4,7	29,5±9,8	21,3±3,4	24,3±0,4
Бурная лесная оторвавшаяся от земли (край болота)	1 - 6	2,5±0,6	4,2±1,1	18,3±3,1	75,0±4,5
	6 - 11	2,0±0,1	3,6±0,1	10,0±1,9	84,4±2,2
	11-16	14,5±1,8	19,8±6,0	19,1±2,9	45,9±10,7
	16-20	10,5±1,9	28,5±8,2	42,6±6,3	18,3±4,8
Торф (болото)	0 - 5	0,8±0,20	8,9±2,4	32,6±3,8	57,0±4,8
	5 - 10	0,3±0,02	6,2±1,3	26,3±1,8	66,9±2,6
	10-15	0,7±0,10	8,5±1,4	26,9±1,6	64,0±2,0
	15-20	0,3±0,04	9,2±0,4	15,1±2,2	75,4±1,7

разниц в содержании форм ^{137}Cs в двух исследованных почвах. Сопоставление содержания и распределения форм Cs в почвах и торфе выявляет низкое, по сравнению с почвами, содержание в торфе воднорастворимого цезия. Оно, как правило, составляет десятые доли процента и мало изменяется с глубиной. Последнее справедливо и для всех остальных форм этого излучателя. В целом, общее содержание подвижного ^{137}Cs на всех глубинах торфянистых отложений не превышает 10%.

Как показали приведенные данные, исследуемые радионуклиды имеют свои особенности в распределении по формам их соединений в почвах. Однако, как для стронция, так и для цезия характерным является низкое содержание воднорастворимой фракции в торфяных отложениях болота.

Для интегральной характеристики подвижности излучателей в почвах использовали величину, представляющую отношение содержания подвижных (воднорастворимые и обменные) и прочнозакрепленных форм (коэффициенты подвижности). Из приведенных в таблице 4 данных видно, что коэффициенты подвижности ^{90}Sr на I-2 порядка превышают таковые для ^{137}Cs . При этом в соответствии с отсутствием различий в распределении форм ^{90}Sr с глубиной исследованных почв и торфа, изменение его подвижности в профилях не подчиняется какой-либо закономерности и коэффициенты подвижности колеблются вокруг средних величин. Эти величины практически не зависят от особенностей самих почв. Что касается ^{137}Cs , то коэффициенты его подвижности в почвах увеличиваются с глубиной, в то время как в 0-20 см слое торфа они удерживаются на одном уровне.

На рис. I приведены коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях, произрастающих в местах, приуроченных к водораз-

Таблица 4

Коэффициенты подвижности радионуклидов

Почва	Глубина, см	^{90}Sr	^{137}Cs
Буряк лесная (водораздел)	I - 5	1,84	0,08
	5 - 10	5,08	0,31
	10-15	4,70	0,45
	15-20	-	-
	среднее	3,87	-
Буряк лесная оторвованная зглеенная (край болота)	I - 6	2,33	0,07
	6 - II	3,25	0,05
	II-16	2,41	0,52
	16-20	3,66	0,64
	среднее	2,91	-
Торф (болото)	0 - 5	2,03	0,10
	5 - 10	3,20	0,06
	10-15	5,77	0,10
	15-20	4,44	0,10
	среднее	3,06	-

дельному пространству и краю болота. Можно видеть, что в соответствии с большими величинами коэффициентов подвижности ^{90}Sr в почвах коэффициенты его накопления в растениях оказываются выше таковых для ^{137}Cs . Существенных и достоверных различий в содержании радионуклидов в травянистом покрове водораздельных пространств и понижений не обнаружено. Последнее хорошо согласуется с данными, свидетельствующими об отсутствии различий в подвижности радионуклидов в почвах водоразделов и понижений.

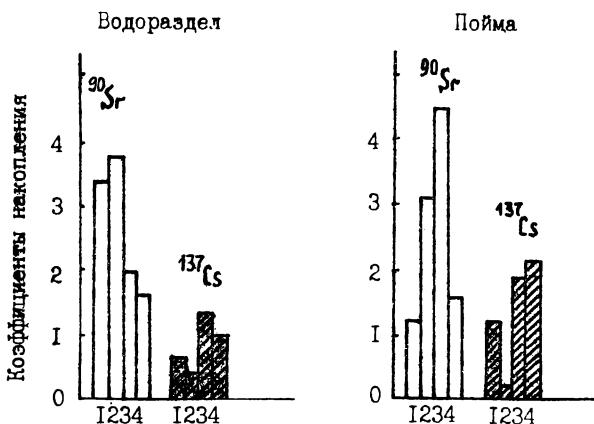


Рис. I. Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях.
1 - таволга; 2 - сныть; 3 - хвош; 4 - разнотравье.

ВЫВОДЫ

1. Распределение валовых количеств излучателей по глубине почвенного профиля не зависит от степени увлажненности почв. В исследованных почвах ^{90}Sr содержится преимущественно в обменной, а ^{137}Cs в фиксированной форме. Для торфянистых отложений, формирующихся в условиях постоянного затопления, характерно наиболее низкое содержание воднорастворимых форм этих радионуклидов.

2. Не выявлено достоверных различий в распределении изученных форм ^{90}Sr по глубине почвенных разрезов. В то же время вертикальная миграция ^{137}Cs в почвах сопровождается дифференциацией его форм с глубиной, приводящей к обогащению нижележащих слоев подвижным цезием.

3. Коэффициенты подвижности ^{90}Sr в почвах на I-2 порядка величин выше коэффициентов подвижности ^{137}Cs . В соответствии с этим накопление стронция в растениях выше, чем накопление цезия.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., Горина Л.И. Накопление цезия- 137 в урожае ячменя и овса из разных почв. - Известия ТСХА, 1975, вып.6, стр.98-106.
2. Молчанова И.В., Михайловская Л.Н. О прочности закрепления радионуклидов в почвах и озерных грунтах. - Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Серия препринтов. Свердловск, 1979, УНЦ АН СССР, стр. 22-28.
3. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. - М., Атомиздат, 1974.

Е.Н.КАРАВАЕВА, И.В.МОЛЧАНОВА

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТРИТИЯ ПО НЕКОТОРЫМ КАТЕГОРИЯМ
ПОЧВЕННОЙ ВЛАГИ

В процессе работы ядерно-энергетических установок в окружающую среду поступают значительные количества трития (до 0,6 ЭБк/год). Попадая в почвенно-растительный покров в основном в форме НТО, тритий вступает в сложные взаимодействия с почвой и ее жидкой фазой, неоднородной по свойствам, степени подвижности и доступности растениям. Меченая тритием вода хорошо воспроизводит передвижение свободной почвенной влаги (2,3). В слабоувлажненных почвах, где между компонентами преобладают процессы атомно-молекулярного взаимодействия, могут проявиться различия в поведении трития и протия, обусловленные изотопными эффектами. Представляло интерес оценить поведение трития в почвах и распределение его по разным категориям почвенной влаги в зависимости от режима почвенного увлажнения.

В опытах использовали дерново-луговую почву, гор.А (гумус 12,2%, сат. Na^+ 52 мгэкв/100 г почвы, рН водн. 6,8). Проведено две серии опытов. В первой серии изучали распределение трития в жидкой фазе почвы при избыточной ее обводненности. Воздушно-сухую почву заливали дистиллиированной водой (концентрация ^{3}H 700 Бк/мл) так, что отношение объема воды (мл) к весу почвы (г) составляло 1, 2, 5 и 10 (коэффициенты обводненности - к.о.). Почву с тритированной водой перемешивали на электромешалке в закрытых стаканчиках из оргстекла в течение одного часа. Предварительные опыты показали, что это время необходимо для установления изотопнообменного равновесия в системе почва-раствор. Затем равновесный раствор сливали, а из почвы выделяли капиллярную, адсорбционную и кристаллизационную формы влаги. Для выделе-

ния капиллярной влаги аликвотные навески почвы центрифугировали в пробирках с сетчатым дном на центрифуге ЦС-3 при скорости 5 тыс.об/мин. Адсорбционно-связанную и кристаллизационную влагу выделяли путем отгонки из почвы при температуре 105⁰ и 600⁰ соответственно. Пробы почвенного раствора просчитывали в жидкостном сцинтилляторе на спектрометре типа "Изокап-300". Опыты проведены в 6 повторностях.

Полученные результаты показали, что независимо от уровня обводненности почв величина отношения концентраций нуклида в равновесном и исходном растворах приближается к I и составляет значения 0,90-0,94 (табл.I). Для капиллярной и адсорбционной влаги это отношение в среднем равно 0,88, а для кристаллизационной воды оно не превышает 0,5. Отклонение величин отношений от единицы указывает на дискриминацию трития относительно противия при включении их в прочносвязанные формы влаги. Подобные данные для адсорбционносвязанной влаги получены в работах Л.А.Ленского (I).

В результате тщательного перемешивания почвенной навески с раствором нарушалась естественная структура почвы и формирование в ней различных категорий влаги. Поэтому во второй серии опытов была поставлена задача оценить характер распределения трития по некоторым категориям и формам почвенной влаги в условиях увлажнения, приближающихся к нативным почвам. Воздушно-сухую почву помещали в металлические колонки с крышками ($d = 8$ см; $h = 20$ см) и увлажняли тритированной водой (концентрация ^{3}H 700 Бк/мл). Влажность почвы составляла 60 и 100% от полной влагоемкости (к.о.0,3 и 0,6). Через 30 и 180 дней в варианте с увлажнением 100% от ПВ открывали зажимы, расположенные в основании колонок, для удаления избытка свободной воды из почвы. Выделение различных форм почвенной влаги производили по методике,

Таблица I

Отношение концентраций НТО в некоторых формах влаги и исходном растворе при избыточном увлажнении почвы

Коэффициент обводненности	Равновесный раствор	Почвенная влага		
		калиллярная	адсорбционная	кристаллизационная
I	0,90	0,83	0,82	0,35
2	0,93	0,92	0,94	0,42
5	0,94	0,94	0,97	0,42
10	0,90	0,86	0,80	0,50

описанной выше.

Величины отношений НТО в исследованных формах почвенной влаги и исходном растворе практически не изменяются со временем (табл.2). Следовательно, равновесное распределение ^{3}H во влажных почвах (к.о. < 1) устанавливается уже через 30 дней после внесения радионуклида. Обращает внимание тот факт, что величина отношения концентрации ^{3}H в свободной воде, профильтровавшейся через почву, и в исходном растворе составляет 0,80. Это значит, что в процессе фильтрации тритированной воды 20% радионуклида от его исходного количества задерживается почвенной толщей и включается в различные категории почвенной влаги. При этом включении имеет место дискриминация трития относительно протия. Так, отношение концентраций ^{3}H в капиллярной и адсорбционной влаге к его концентрации в исходном растворе составляет 0,70-0,78, а в кристаллизационной воде - лишь 0,28.

Сравнение таблиц I и 2 показывает, что в целом распределение трития по изученным категориям и формам почвенной влаги незначительно изменяется в широком диапазоне коэффициентов

Таблица 2

Отношение концентраций НГО в некоторых категориях почвенной влаги
и в исходном растворе при умеренном увлажнении почвы

Коэффициент обводненности	Почвенная влага							
	свободная		связанная					
			капиллярная		адсорбционная		кристаллизационная	
	1	2	1	2	1	2	1	2
0,3	-	-	0,70	0,77	0,72	0,74	0,27	0,24
0,6	0,80	0,80	0,78	0,73	0,72	0,70	0,20	0,28

Примечание. 1, 2 – отношение концентраций НГО, определенное соответственно
через 30 и 180 дней от начала опыта.

обводненности и практически не зависит от условий проведения опытов. Это позволяет использовать краткосрочные лабораторные опыты для получения экспресс информации о поведении трития в условиях природных почв.

ВЫВОДЫ

1. Равновесное распределение трития в почвах при избыточном увлажнении ($k.o. > 1$) устанавливается в течение одного часа, а при умеренном увлажнении ($k.o. < 1$) – через 30 дней после внесения радионуклида. Отмечена дискриминация трития относительно протия при включении их в изученные формы связанной почвенной влаги.

2. Распределение трития по категориям и формам почвенной влаги незначительно изменяется в широком диапазоне коэффициентов обводненности (0,3–10), что позволяет использовать результаты краткосрочных опытов в качестве экспресс информации о поведении трития в природных почвах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ленский Л.А. Тритий во влагосодержащих системах. М., Энергоиздат, 1981, 75 с.
2. Рачинский В.В., Ленский Л.А. Исследования взаимодействия меченой тритием воды с почвами. I. Изотопные эффекты при сорбции почвами меченой тритием воды. Известия ТСХА, 1965, № 1, с. 133–144.
3. Miettinen J.K. Transfer and uptake mechanism of tritium in Soil. "Behav. Tritium Environ. Proc. Int. Symp.", San Francisco, 1978". Vienna, 1979, p. 339–346.

С О Д Е Р Ж А И Е

Стр.

1. Ч.Ч. Чеботина. Тритий в компонентах биосфера.....	3
2. С.А. Любимова, И.А. Каракун, А.В. Трапезников. Неко- торые особенности гидрохимического режима Бело- ярского водохранилища.....	22
3. Н.В. Куликов, В.Н. Трапезникова, А.В. Трапезников. Содержание ^{137}Cs в садковой и свободноживущей рыбе Белоярского водохранилища.....	27
4. В.Н. Трапезникова, А.В. Трапезников, В.Г. Куликова. Исследование прочности фиксации радиоцезия в ор- ганизме рыб	31
5. А.В. Трапезников. Исследование сезонной динамики на- копления кобальта-60 элодесом и роголистником темнозеленым в природных условиях.....	35
6. М.Г. Ниғонтова. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми видами мхов в районе Белоярской атомной электро- станции им. И.В. Курчатова.....	41
7. Е.Н. Караваева, И.В. Молчанова. Влияние температур- ных условий хранения и полива почвы на поступление радионуклидов в растения.....	49
8. И.В. Молчанова, Л.Н. Михайлова. Формы радионуклидов в почвах различной степени увлажненности.....	55
9. Е.Н. Караваева, И.В. Молчанова. Распределение трития по некоторым категориям почвенной влаги,	64

УДК 577. 41/46:577.391

Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. [Препринт].

Свердловск: УНЦ АН СССР, 1983.

Приводятся данные о некоторых закономерностях миграции радиоактивных изотопов в системах вода-грунт, вода-гидробионты, раствор-почва, почва-растение.

Излагаются также результаты натурных исследований в районе Белоярской атомной электростанции им. И.В.Курчатова.

Материалы представляют интерес для специалистов в области радиоэкологии, биогеоценологии, почвоведения, гидробиологии и охраны природной среды.

Отв.редактор Н.В.Куликов

© УНЦ АН СССР, 1983.