АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

НАУЧНЫЕ ДОКЛАДЫ

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

СВЕРДЛОВСК, 1978

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

Серия препринтов

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

СВЕРДЛОВСК, 1978

УДК 577.391 : 577.472 : 628.394

Накопление радиоизотопов водными растениями. Серия препринтов. Свердловск, 1978 (УНЦ АН СССР).

Рассмотрены процессы накопления радиоизотопов морскими и пресноводными растениями. Изучены различные факторы, влияющие на этот процесс (соленость воды, свет и др).

Материал интересен для широкого круга специалистов в области экологии водных организмов, радиоэкологии и для работников по защите окружающей среды.

Ответственный редактор
Н. В. Куликов

© УНЦ АН СССР, 1978

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ · 1978

В. Ф. БОЧЕНИН, М. Я. ЧЕБОТИНА, В. Ю. ФЕЛИНСКАЯ

ВЛИЯНИЕ СВЕТА НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

Процессы фотосинтеза и минерального питания растений тесно взаимосвязаны: полноценное минеральное питание обеспечивает нормальную работу фотосинтетического аппарата, а интенсивный фотосинтез способствует эффективному использованию элементов минерального питания (Тимирязев, 1948; Сабинин, 1955; Ничипорович, Чень-Инь, 1959; «Фотосинтез, минеральное питание, световой режим», 1970; Алиев, 1974). Поскольку интенсивность фотосинтеза в определенных пределах находится в прямой зависимости от освещенности, накопление химических элементов, в том числе их радиоактивных изотопов, растительными гидробионтами целесообразно рассматривать в связи с освещенностью.

В настоящей работе приводятся экспериментальные данные по накоплению некоторых радиоизотопов пресноводными растениями при различных режимах освещения. В качестве подопытных растений использовали харовую водоросль (*Chara tomentosa* L. G.) и элодею (*Elodea canadensis* Rich.), которые отбирали для опытов из оз. Б. Миассово. Растения тщательно отмывали от загрязнений и помещали в аквариумы с отфильтрованной озерной водой (Ca 27,4, Mg 9,5, K+Na 10, сухой остаток 180 *мг/л*, pH$\approx$8), в которую предварительно были внесены радиоизотопы ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs, ^{144}Ce в виде хлористых солей ($1—5\cdot10^{-5}$ *кюри/л*). Биомасса растений в опытных аквариумах в расчете на сырую массу составляла 1 *г* харовой водоросли или 10 *г* элодеи в 1 *л* воды. Аквариумы с растениями (в двух-трехкратной повторности) помещали в термостаты (t=22° C), в которых устанавливали два световых режима — 500 и 2000 *люкс* — при двенадцатичасовом световом дне. В контрольном варианте растения содержались в полной темноте.

Через определенные промежутки времени производили отбор проб растений и воды. Содержание радиоизотопов в них определяли радиометрически в трехкратной повторности на установке ПСТ-100 со счетчиком БФЛ-Т-25 при статистической

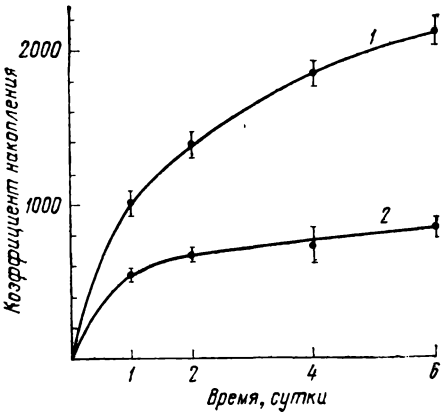

Рис. 1. Накопление ^{90}Sr элодеей при освещенности 500 *люкс* (*1*) и в темноте (*2*). Здесь и в дальнейшем коэффициенты накопления рассчитаны на сухую массу.

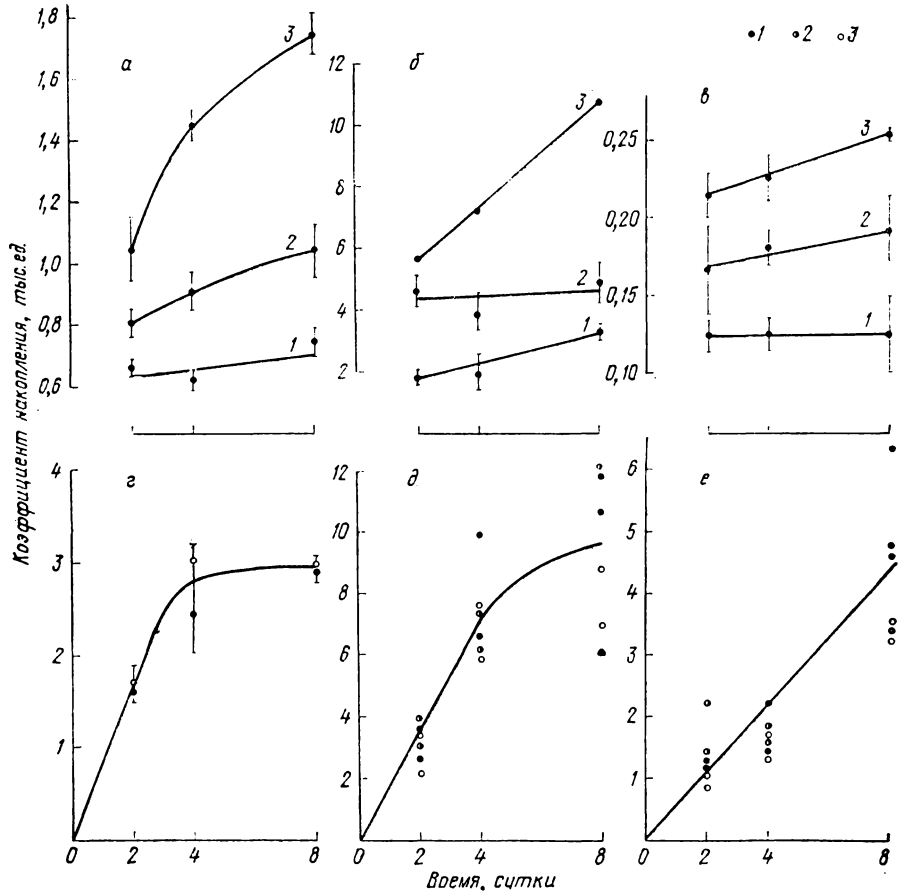

Рис. 2. Накопление ^{90}Sr (*а*), ^{60}Co (*б*), ^{137}Cs (*в*), ^{91}Y (*г*), ^{144}Ce (*д*) и ^{59}Fe (*е*) водорослью *Chara tomentosa* L. G. в темноте (*1*), при освещенности 500 (*2*) и 2000 (*3*) *люкс*.

ошибке 5%. В случае необходимости вводили поправки на радиоактивный распад.

Результаты проведенных экспериментов показали, что коэффициенты накопления радиоизотопов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs зависят от освещенности. Так, ^{90}Sr накапливается элодеей на свету примерно в 2 раза интенсивнее, чем в темноте (рис. 1). Коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs у харовой водоросли (*Chara tomentosa* L. G.) при освещенности 500 *люкс* в 1,5—2 раза превышают соответствующие коэффициенты накопления в темноте. При освещенности 2000 *люкс* накопление всех трех радиоизотопов этой водорослью еще более возрастает (рис. 2). ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce накапливаются харовой водорослью одинаково как на свету, так и в темноте (см. рис. 2). Коэффициенты накопления иттрия к концу опыта составляют примерно 3000. Коэффициенты накопления железа и церия более вариабельны и на 8-е сутки после начала опыта лежат в пределах соответственно 3000—6000 и 6000—12000 единиц.

Сравнивая полученные результаты с теми немногочисленными данными, которые имеются в литературе, отметим следующее. Так же как в наших опытах, накопление ^{60}Co морскими водорослями значительно интенсивнее проходило на свету, чем в темноте (Буянов, 1974; Поликарпов, 1964; Scott, Ericson, 1955). ^{144}Ce накапливался морской водорослью *Ulva rigida* независимо от условий освещения (Поликарпов, 1964). На поглощение ^{59}Fe и стабильного железа морскими и пресноводными растениями режим освещения также практически не оказал никакого влияния (Улубекова, 1959; Taylor, Odum, 1960). Данные по ^{91}Y нам не известны. Сведения по Sr и Cs разноречивы: в одних работах отмечено влияние света на накопление стронция и цезия гидробионтами (Rice, 1956; Patten, Iverson, 1966), в других такого эффекта не обнаружено (Owens и др., 1961; Spooner, 1949; Scott, 1954; Марей, 1962; Агре, Телитченко, 1963; Поликарпов, 1964).

Различия в характере накопления рассматриваемых химических элементов в зависимости от режима освещения, по-видимому, связаны с неодинаковыми механизмами их накопления растительными гидробионтами. Например, при поглощении ^{90}Sr и ^{137}Cs харовыми водорослями наряду с адсорбцией этих радиоизотопов на поверхности клеток наблюдается перенос соответствующих ионов из внешней среды внутрь клетки (Чибирайте и др., 1973). Он может осуществляться за счет процессов активного и пассивного транспорта ионов (Робертис и др., 1973; Иост, 1975). Увеличение освещенности и, следовательно, усиление фотосинтетических процессов в клетках подопытных растений может интенсифицировать оба вида транспорта — как активный перенос ионов, потребляющий энергию окислительного фосфорилирования, так и пассивный перенос за счет светоиндуцированного изменения проницаемости клеточных мембран

(Бессонов и др., 1975; Холкин и др., 1975). По-видимому, аналогичная картина наблюдается и для ^{60}Co.

Поглощение ^{144}Ce харовыми водорослями в основном происходит за счет его адсорбции на поверхности клеток (Чибирайте и др., 1973). Поскольку ионный обмен между внешней средой и внутриклеточными компонентами не играет существенной роли при поглощении ^{144}Ce, освещение практически не влияет на накопление этого радиоизотопа гидробионтами. Видимо, аналогичным образом ведут себя и другие коллоидные элементы, в частности, железо, а также иттрий, который, по данным Хемпсона (Hampson, 1967), сорбируется в основном на поверхности клеток.

ЛИТЕРАТУРА

Агре А. Л., Телитченко М. М. О накоплении радиостронция гидрофитами и детритом.— Бюлл. МОИП, отд. биол., 1963, т. 68 (1), вып. 133.

Алиев Д. А. Фотосинтетическая деятельность, минеральное питание и продуктивность растений. Баку, ЭЛМ, 1974.

Бессонов Б. И., Саенко Г. Н., Бельчева Н. Н., Филатов Э. С., Холкин В. Я. Обмен $^{22}Na^+$, $^{45}Ca^{2+}$, $^{59}Fe^{3+}$, $H^{14}CO_3^-$, $^{131}I^-$, $^{35}SO_4^{2-}$, $^{32}PO_4^{3-}$, Mn^{2+}, Ti^{4+}, Ni^{2+} и Cu^{2+} между морской водой и талломом морской водоросли *Ulva fenestrata*. Светоиндуцированные изменения.— Тезисы докладов Международного симпозиума «Взаимодействие между водой и живым веществом». Одесса, 1975.

Буянов Н. И. Адсорбция кобальта-60 и цезия-137 на поверхности бурых водорослей.— Формы элементов и радиоизотопов в морской воде. М., «Наука», 1974.

Иост Х. Физиология клетки. М., «Мир», 1975.

Марей А. Н. Роль водной флоры и фауны в изменении санитарного состояния водоемов.— Радиационная гигиена, т. 2. М., Медгиз, 1962.

Ничипорович А. А., Чень-Инь. Фотосинтез и поглощение элементов минерального питания и воды корнями растений.— Физиология растений, 1959, т. 6, вып. 5.

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

Робертис Э., Новинский В., Саэс Ф. Биология клетки. М., «Мир», 1973.

Сабинин Д. А. Физиологические основы питания растений. М., Изд-во АН СССР, 1955.

Тимирязев К. А. Земледелие и физиология растений. Избр. соч., т. 2. М., Сельхозгиз, 1948.

Улубекова М. В. Фосфор и железо в клетках зеленых водорослей при фотосинтезе.— Физиология растений, 1959, № 3.

Фотосинтез, минеральное питание, световой режим. Рига, «Зинатне», 1970.

Холкин В. Я., Бессонов Б. И., Бельчева Н. Н., Саенко Г. Н., Филатов Э. С. Обмен $^{22}Na^+$, $H^{14}CO_3^{2-}$, $^{32}PO_4^{3-}$ и $^{131}I^-$ на свету между водой и талломом морской водоросли *Ulva fenestrata*. Эффект 2,4-динитрофенола.— Тезисы докладов Международного симпозиума «Взаимодействие между водой и живым веществом». Одесса, 1975.

Чибирайте Н. А., Марчюлёнене Д. П., Поликарпов Г. Г. Поглощение радионуклидов клетками харовых водорослей.— Харовые водоросли и их использование в исследовании биологических процессов клетки. Материалы к Всесоюзному симпозиуму по изучению харовых водорослей. Вильнюс, 1973.

Hampson M. A. Uptake of radioactivity by aquatic plants and location in the cells, I.— J. Exp. Bot., 1967, vol. 18, N 54.
Owens M., Thom N. S., Eden G. E. The uptake and release of radioactive strontium by freshwater plants.— Proc. Soc. Water Treatment Exam., 1961, vol. 10, Pt. 1.
Patten B. C., Iverson R. L. Photosynthesis and uptake of strontium-85 in freshwater plankton.— Nature, 1966, vol. 211, N 96.
Rice T. R. The accumulation and exchange of strontium by marine planktonik algae.— Limnol. Oceanogr., 1956, vol. 1, N 2.
Scott R. A study of cesium accumulation by marine algae.— Proc. 2nd Radioisotope Conf., I. Med. Physiol. Applications, Butterworths, Sci. Publ. London, 1954.
Scott R., Ericson L. Some aspects of cobalt metabolism by *Rhodymenia palmata* with particular reference to vitamin B_{12} content.— J. Exp. Bot., 1955, vol. 6, N 18.
Spooner G. M. Observations of the absorption of radioactive strontium and yttrium by marine algae.— J. Marine Biol. Assoc., 1949, vol. 28, N 3.
Taylor W. R., Odum E. P. Uptake of iron-59 by marine algae.— Abstracts papers presented at the Marine Biological Laboratory. Biol. Bull., 1960, vol. 119, N 2.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ · 1978

С. А. ЛЮБИМОВА

О НАКОПЛЕНИИ РАДИОИЗОТОПОВ НЕКОТОРЫМИ ВИДАМИ РДЕСТОВ

Различные представители рода *Potamogeton* имеют большое значение в жизни водоемов. На территории СССР их насчитывается около 40 видов (Жадин, Герд, 1961). Особенно распространены рдест блестящий (*Potamogeton lucens*), рдест пронзеннолистный (*P. perfoliatus*) и рдест плавающий (*P. natans*), часто образующие обширные подводные заросли, населенные рыбами, моллюсками, ракообразными и личинками насекомых. Известно, что *P. perfoliatus* может иметь биомассу 3 *т/га* (Экзерцев, Экзерцева, 1966). Поэтому изучение накопления этими растениями некоторых радиоизотопов и поиск среди них индикаторных видов для определения степени загрязненности водоема радиоизотопами представляет интерес.

Е. А. Тимофеева-Ресовская (1963) приводит коэффициенты накопления (КН), полученные в экспериментальных условиях для четырех видов рдестов, обитающих в оз. Б. Миассово. Поскольку для многих водоемов Урала обычен вид *P. crispus*, нами проведены опыты по определению КН некоторых радиоизотопов этим видом рдеста. Результаты опытов приведены в табл. 1, где для сравнения даны также КН, опубликованные в работе Е. А. Тимофеевой-Ресовской (1963). Видно, *P. crispus* имеет низкие КН ^{137}Cs, ^{144}Ce и высокие ^{60}Co и ^{90}Y.

Таблица 1

Коэффициенты накопления радиоизотопов некоторыми видами рдестов в экспериментальных условиях

Вид	^{45}Ca	^{60}Co	^{90}Sr	^{90}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
P. crispus	316	6464	334	3613	15	133
P. compressus	—	—	1020	—	115	—
P. filiformis	425	—	585	11670	185	3255
P. perfoliatus	485	3490	685	4740	195	1925
P. natans	—	—	670	—	205	1370
Среднее	408	4977	639	6674	143	1671

Таблица 2

Коэффициенты накопления ^{137}Cs, ^{90}Sr и элементов-аналогов рдестами в природных и экспериментальных условиях

Вид	K^+, природные условия	^{137}Cs		Mg^{2+}, природные условия	^{45}Ca, эксперимент	Ca, природные условия	^{90}Sr	
		Эксперимент	Природные условия				Эксперимент	Природные условия
P. crispus	4818	15	455	875	316	556	334	585
P. compressus	3318	115	1048	291	—	739	1020	528
P. perfoliatus	3939	195	426	—	425	—	585	—
P. natans	1818	205	797	645	485	704	685	410
P. lucens	3121	—	181	406	—	413	670	333
				500	—	604	—	309
Среднее. . .	3403	143	581	543	409	603	659	433

При сопоставлении экспериментальных данных и результатов анализа растений из естественного водоема иногда наблюдаются различия в КН радиоизотопов. Так, в природных условиях отмечены более высокие КН ^{137}Cs (табл. 2). Подобная закономерность отмечалась нами и ранее (Куликов и др., 1971). Различия в накоплении цезия объясняются тем, что часть радиоизотопа, поступающего в ткани растений, переходит в связанную (необменную) форму, и относительная доля такого цезия возрастает с увеличением времени содержания растений в цезийсодержащих растворах.

Иная картина наблюдается при сравнении коэффициентов накопления, полученных в экспериментальных и природных условиях, ^{90}Sr и его химических аналогов (см. табл. 2). В среднем, КН элементов-аналогов стабильных и радиоактивных изотопов оказались близки.

Таким образом, изучавшиеся нами виды рдестов могут концентрировать из окружающей среды значительные количества различных химических элементов, в том числе и радиоактивных изотопов.

ЛИТЕРАТУРА

Жадин В. И., Герд С. В. Реки, озера, водохранилища СССР, их фауна и флора. М., Учпедгиз, 1961.

Куликов Н. В., Любимова С. А., Флейшман Д. Г. Накопление стронция-90 и цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и в естественном водоеме.— Проблемы радиоэкологии водных организмов. Труды Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1971, вып. 78.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Труды Ин-та биологии Урал. фил. АН СССР, 1963, вып. 30.

Экзерцев В. А., Экзерцева В. В. Продукция прибрежной и водной растительности Горьковского водохранилища.— Растительность волжских водохранилищ. М.— Л., «Наука», 1966.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ · 1978

М. П. ЛЕЙНЕРТЕ, Д. Р. ВАДЗИС, З. К. КАЛНИНЯ-СЕЙСУМА

ДИСКРИМИНАЦИЯ Ca, СТАБИЛЬНОГО Sr И ^{90}Sr ПРЕСНОВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

Некоторые водные растения (как морские, так и пресноводные) поглощают Ca в меньшей степени, чем Sr, т. е. при поступлении Ca и Sr из среды в растительный организм происходит дискриминация Ca по отношению к Sr (Ophel, Fraser, 1970; Соколова, 1971; Лейнерте и др., 1972, 1974).

Проблема минерального питания водных растений слабо изучена. Пока не ясно, какую часть минеральных веществ различные виды растений получают из окружающей их воды, какую — из грунта.

Цель настоящей работы — выяснить закономерности в путях миграции ^{90}Sr, стабильного Sr и Ca в цепи грунт→растение→вода. Для изучения были подобраны четыре широко распространенных массовых вида воздушно-водных растений, имеющих хорошо развитую корневую систему: хвощ иловатый (*Equisetum limosum* L.), камыш озерный (*Scirpus lacustris* L.), тростник обыкновенный (*Phragmites communis* L.), аир болотный (*Acorus calamus* L.), а также два вида растений с плавающими по воде листьями — кубышка желтая (*Nuphar luteum* Sm.) и кувшинка белая (*Nymphaea alba* L.).

Растения (отдельно листья, стебли и корни) отбирали в течение трех вегетационных периодов — в мае, июле и сентябре. В те же сроки отбирали пробы воды и соответствующего грунта.

^{90}Sr определяли оксалатным методом, стабильные Sr и Ca — на атомном абсорбционном спектрофотометре модели "Perkin — Elmer". Вычисляли коэффициенты дискриминации (КД) стабильного Sr и ^{90}Sr относительно Ca.

При КД$<$1 происходит дискриминация Sr, если КД$>$1, дискриминация Ca относительно Sr или ^{90}Sr.

Исследования проводили на евтрофном озере, концентрация стабильного Sr (0,041 *мг/л*) в котором за лето не менялась, а содержание ^{90}Sr колебалось от 2 в мае до 1,6 *пкюри/л* в сентябре, концентрация Ca в эти сроки изменялась незначительно (34,5—36,7 *мг/л*). Величина pH в воде варьировала от 8,2 до

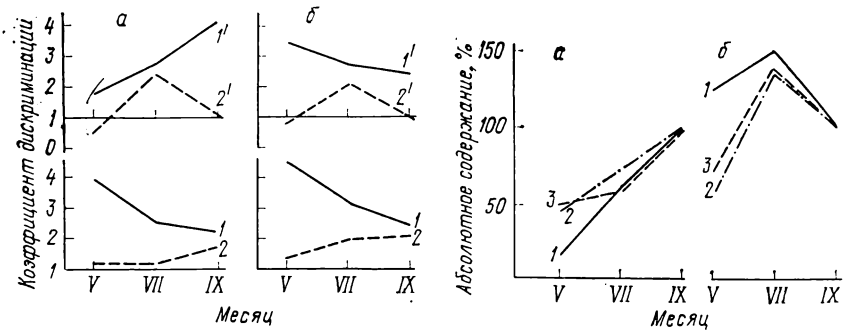

Рис. 1. Изменение коэффициента дискриминации в течение вегетационного периода в листьях и стеблях (*а*) и в корнях (*б*) растений.

Отношения Sr/Ca в растении к Sr/Ca в воде (*1*) и в грунте (*2*), ^{90}Sr/Ca в растении к ^{90}Sr/Ca в воде (*1'*) и в грунте (*2'*).

Рис. 2. Изменение абсолютного содержания Ca, Sr и ^{90}Sr в течение вегетационного периода в листьях и стеблях (*а*) и в корнях (*б*) растений.

1 — ^{90}Sr, *2* — Sr, *3* — Ca.

8,6. Величина КД ^{90}Sr и стабильного Sr относительно Ca для верхних частей растений и корней в системе растение — вода и в системе растение — грунт дана на рис. 1. Степень дискриминации ^{90}Sr и Sr относительно Ca в зависимости от органа растения и срока вегетационного периода различна.

Для всех растений, за исключением листьев и стеблей *Nymphaea alba* L., величина КД в большинстве случаев выше единицы или колеблется около единицы, т. е. растения, как правило, дискриминируют Ca по отношению к ^{90}Sr и стабильному Sr (табл. 1). Для листьев и стеблей *Nymphaea alba* L. характерна дискриминация как ^{90}Sr, так и стабильного Sr относительно Ca в течение всего вегетационного периода (КД=0,1—0,5). На это обстоятельство также указывали и другие ученые (Ophel, Fraser, 1970). Корни кувшинки дискриминируют Ca по отношению к Sr (КД $\sim$ 1,6).

Учитывая тенденции в дискриминации и принимая во внимание изменение абсолютного содержания элементов, представим миграцию ^{90}Sr, Sr и Ca в цепи грунт — растение — вода в разные сроки вегетационного периода. Весной в системе растение — грунт КД ^{90}Sr относительно Ca чаще всего меньше единицы, т. е. при поступлении элементов из грунта в растения происходит дискриминация ^{90}Sr по отношению к Ca; в системе же растение — вода КД больше единицы (для корней это отношение выше, чем для листьев). Как в корнях, так и в листьях наблюдается дискриминация Ca относительно стабильного Sr. Отношение ^{90}Sr/Ca в корнях и грунте выше, чем в воде (табл. 2). По-видимому, при поступлении ^{90}Sr в верхние части растений увеличивается степень его дискриминации относительно Ca. Это подтверждается данными по абсолютному содержанию

Таблица 1

Коэффициенты дискриминации ^{90}Sr и стабильного Sr по отношению к Ca в системе растение — вода и растение — грунт

Вид	Растение — вода			Растение — грунт		
	Май	Июль	Сентябрь	Май	Июль	Сентябрь
Equisetum limosum L.						
стебли	1,6±0,40* / 4,1±0,37	2,5±0,14 / 2,2±0,13	3,5±0,10 / 1,8±0,10	0,3±0,02 / 1,7±0,41	1,8±0,16 / 1,6±0,12	1,0±0,03 / 1,8±0,10
корни	4,6±0,10 / 3,0±0,22	3,0±0,48 / 2,6±0,16	3,5±0,33 / 3,8±0,10	0,9±0,03 / 1,2±0,20	2,1±0,28 / 1,9±0,16	1,0±0,10 / 3,8±0,14
Scirpus lacustris L.						
стебли	2,6±0,14 / 4,6±0,25	2,0±0,28 / 3,0±0,29	2,0±0,10 / 1,7±0,22	1,0±0,05 / 0,8±0,05	2,2±0,13 / 1,1±0,03	1,2±0,10 / 0,7±0,02
корни	2,7±0,40 / 3,8±0,10	1,1±0,14 / 1,9±0,22	2,5±0,10 / 2,1±0,14	1,5±0,16 / 0,5±0,03	1,2±0,18 / 0,7±0,02	1,7±0,29 / 0,8±0,04
Phragmites communis L.						
листья, стебли	1,7±0,52 / 5,7±0,50	4,1±0,53 / 3,3±0,14	7,9±1,10 / 3,3±0,45	0,7±0,04 / 0,8±0,10	4,5±0,29 / 1,2±0,19	5,4±0,51 / 1,3±0,05
корни	0,9±0,10 / 1,6±0,15	1,2±0,16 / 1,7±0,26	1,0±0,10 / 1,6±0,10	0,4±0,02 / 0,2±0,01	1,2±0,14 / 0,6±0,03	0,7±0,03 / 0,6±0,02
Acorus calamus L.						
листья, стебли	1,6±0,10 / 4,2±0,24	2,5±0,10 / 2,2±0,10	3,2±0,10 / 1,5±0,10	0,3±0,01 / 1,7±0,30	1,8±0,15 / 0,5±0,02	0,9±0,10 / 1,5±0,05
корни	4,8±0,10 / 10,5±0,73	5,8±0,59 / 4,3±0,25	2,8±0,22 / 2,5±0,25	0,7±0,03 / 3,8±0,35	4,2±0,38 / 3,1±0,13	0,8±0,02 / 2,4±0,29
Nuphar luteum Sm.						
листья, стебли	0,6±0,10 / 0,9±0,10	2,3±0,38 / 1,6±0,10	4,1±0,10 / 2,9±0,10	0,1±0,02 / 0,4±0,01	1,7±0,21 / 1,2±0,10	1,1±0,02 / 2,9±0,10
корни	4,1±0,53 / 3,7±0,70	2,1±0,12 / 5,4±0,60	2,0±0,19 / 2,1±0,12	0,5±0,03 / 1,1±0,09	1,5±0,06 / 3,1±0,28	0,6±0,06 / 2,2±0,10
Nymphaea alba L.						
листья, стебли	—	0,4±0,10 / 0,5±0,10	0,5±0,14 / 0,4±0,14	—	0,3±0,01 / 0,4±0,01	0,1±0,03 / 0,4±0,02
корни	—	1,2±0,14 / 1,5±0,10	1,8±0,10 / 1,7±0,10	—	0,9±0,10 / 1,2±0,04	0,5±0,01 / 1,7±0,08

* В числителе — ^{90}Sr, в знаменателе — Sr.

Таблица 2

Средняя величина отношений $^{90}Sr/Ca$ (1) и Sr/Ca (2) в растениях и среде

Объект	Май		Июль		Сентябрь	
	1	2	1	2	1	2
Растения:						
листья, стебли . . .	94	5,0	129	2,7	148	2,7
корни	171	5,0	133	3,3	102	2,9
Грунт:						
песок	143	7,9	52	3,2	66	3,3
ил	262	3,1	76	1,4	162	1,1
Вода	57	1,2	54	1,1	45	1,1

элементов в растениях, из которых видно, что весной, в период быстрого их роста, стабильные элементы Sr и Ca накапливаются (% от осеннего количества) в них в больших количествах, чем ^{90}Sr (рис. 2). На подобное явление, встречающееся у культурных растений, указывают Р. Рассел и Л. Ньюбоулд (1971).

Летом степень дискриминации Ca относительно ^{90}Sr достигает максимума (см. табл. 1). При этом наблюдаются примерно одинаковые КД как в системе растение — вода, так и в системе растение — грунт. Дискриминация стабильного Sr относительно Ca в системе корни — грунт летом несколько увеличивается, а в системе верхние части растений — вода остается неизменной по сравнению с весенними данными (КД $\sim$ 1). Для летнего периода характерно увеличение содержания ^{90}Sr в растениях по сравнению со стабильным Sr (см. рис. 2). Так, в период с мая по июль концентрация ^{90}Sr возрастает на 42, стабильного Sr на 26, а Ca лишь на 10%. В этот же период концентрация стабильных элементов в корнях растений увеличивается на 70—80, а ^{90}Sr на 25%.

Осенью степень дискриминации Ca по отношению к ^{90}Sr в системе растение — грунт уменьшается. Это, возможно, обусловлено обогащением Ca верхних частей растений с июля по сентябрь (Рубин, 1971).

ЛИТЕРАТУРА

Лейнерте М. П., Вадзис Д. Р., Калниня В. К., Слока Я. Я. Изучение соотношения Sr^{90}/Sr в приморском озере Латвии.— Радиоэкология водных организмов, ч. 1. Рига, «Зинатне», 1972.

Лейнерте М. П., Вадзис Д. Р., Калниня З. К., Слока Я. Я. Изучение изотопного равновесия Sr^{90}/Sr в ультраевтрофном озере Латвии.— Экология, 1974, № 5.

Рассел Р., Ньюбоулд Л. Поступление стронция-90 в растения из почвы.— Радиоактивность и пища человека. М., Атомиздат, 1971.

Рубин Б. А. Курс физиологии растений. М., «Высшая школа», 1971.

Соколова И. А. Кальций, стронций-90 и стронций в морских организмах. Киев, «Наукова думка», 1971.

Ophel I. L., Fraser C. D. Calcium and strontium discrimination by aquatic plants.— Ecology, 1970, vol. 51.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ · 1978

Р. Ф. ДУШАУСКЕНЕ-ДУЖ, Г. Г. ПОЛИКАРПОВ

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ^{210}Pb с ВОДОРОСЛЯМИ И ГРУНТАМИ КУРШСКОГО ЗАЛИВА И ПРИЛЕГАЮЩЕЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

В настоящее время высказываются предположения о том, что загрязнения биосферы свинцом и другими тяжелыми металлами носят глобальный характер (Патин и др., 1974).

В последние годы наблюдается почти 15—20-кратное увеличение содержания свинца в Балтийском море по сравнению с Мировым океаном (Брюгман, 1974). Однако концентрация ряда тяжелых и переходных металлов в воде и гидробионтах Балтийского моря изучена хуже, чем его гидрохимические и гидрологические особенности. Целью наших исследований было установить уровни аккумуляции ^{210}Pb в бурых, зеленых и красных водорослях Балтийского моря и зеленых водорослях Куршского залива, а также грунтах и выявить влияние солености на накопление ^{210}Pb зелеными водорослями.

^{210}Pb определяли по β-излучению ^{210}Bi, накапливаемого в препаратах сульфата свинца, выделенного после очистки свинца-носителя на анионите ЭДЭ-10П в Cl^--форме (Баранов, Виленский, 1962). Радиометрирование образцов проводили на установке УМФ-1500 М с торцовым счетчиком СБТ-13.

Материалом для исследований служили следующие виды водорослей Балтийского моря: *Cladophora glomerata* (зеленые водоросли), *Fucus vesiculosus* (бурые водоросли), *Furcellaria fastigiata* и *Ceramium diaphanum* (красные водоросли), собранные в 1973—1974 гг. на пяти станциях Балтийского моря, а также грунты Куршского залива (5 станций) и Балтийского моря (3 станции). Станция 5 находилась на стыке морских и пресных вод и подвергалась действию отходов целлюлозно-бумажного комбината (ЦБК), остальные станции были расположены по направлению в глубь залива. Расстояние от станции 5 до станции 1 около 20 *км* (рис. 1).

^{210}Pb относится к числу элементов со сравнительно низкой подвижностью, что объясняется его высокой сорбируемостью

взвешенными частицами и образованием трудно растворимых соединений с ионными компонентами природных вод ($PbSO_4$; $Pb(OH)_2$; $PbCO_3$). Высокая сорбируемость взвешенными веществами и донными отложениями приводит к быстрому снижению содержания ^{210}Pb в воде (Соломин и др., 1965). Установлено, что осаждение свинца идет активно как в слабокислых, так и в нейтральных водах (pH=5—7,2), наиболее активно — при pH=7,2. В слабощелочных растворах этот процесс, по-видимому, необратим (Белякова и др., 1962).

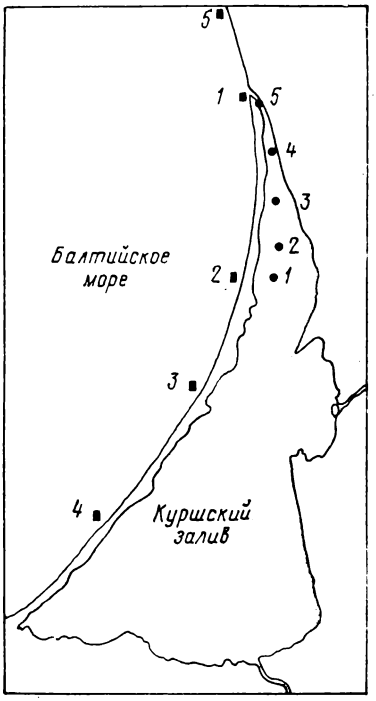

Рис. 1. Расположение станций сбора материала в Куршском заливе и Балтийском море.
Объяснение в тексте.

Куршский залив по своему термическому режиму напоминает неглубокие озера, где в результате действия ветра и течений вода перемешивается и прогревается до дна. В результате постоянного движения водных масс ^{210}Pb распределен равномерно от поверхности до дна и существенных различий в его концентрации в поверхностном и придонном слоях воды, а также в прибрежных и отдаленных водах не обнаружено (табл. 1). Полученные нами результаты хорошо согласуются с данными других авторов.

Нами установлено, что ^{210}Pb в грунтах аккумулируется с большими коэффициентами накопления (КН), которые в среднем составляют 2150±871 (табл. 2). Исключение составляет станция 5, где КН ^{210}Pb в грунтах в два-три раза меньше КН для остальных четырех станций, что можно объяснить влиянием вод ЦБК на химический состав грунта.

КН ^{210}Pb в грунтах Куршского залива при различной солености воды следующие:

Станция	Соленость, ‰	КН ^{210}Pb
1	0,02	2370
	1,59	3000
5	1,5	916
	4,42	951

Как видно, изменения солености воды на КН ^{210}Pb грунтами не оказывают влияния. Отходы ЦБК действуют на химический

Таблица 1

Концентрации ^{210}Pb в отдаленных водах Куршского залива

Станция	Месяц				Среднее
	VI	VII	VIII	IX	
1	0,30 * / 0,31	0,12 / 0,42	0,33 / 0,21	0,12 / —	0,21 / 0,31
2	0,07 / 0,12	0,24 / 0,48	0,25 / 0,17	0,13 / —	0,17 / 0,23
3	0,60 / 0,21	0,27 / 0,25	0,13 / 0,43	0,20 / —	0,30 / 0,29
4	0,14 / 0,14	0,15 / 0,44	0,34 / 0,30	0,22 / —	0,21 / 0,29
5	0,24 / 0,43	0,31 / 0,40	0,40 / 0,13	0,37 / —	0,33 / 0,32

* В числителе — концентрация ^{210}Pb в поверхностном слое воды, в знаменателе — в придонном.

Таблица 2

Накопление ^{210}Pb грунтами Куршского залива и Балтийского моря

Станция	Состав грунта	Глубина станции, *м*	КН ^{210}Pb (на сырой вес)
	Куршский залив		
1	Песок илистый, сапропелевый, черный, с 30% примесью моллюсков (дрейссена). Верхняя пленка 0—0,5 *см* буроватого оттенка (окислительный слой)	1,5	2380±955
2	Песок мелкозернистый, серый, с отдельными створками ракушек	1,5	1830±933
3	Песок мелкозернистый, темно-серый, с примесью гравия (5—10%) и комками серого суглинка. Запах разложившейся органики	1,8	1820±634
4	Песок мелкозернистый, илистый, черный, с остатками флоры, с запахом разложившейся органики	8,5	2820±1044
5	Песчано-гравийная смесь, заиленная, черная, со специфическим запахом нефтепродуктов	6,5	950±75
	Балтийское море		
3	Кварцевый песок	Прибрежная	1555
4	Песок с большой примесью тяжелых минералов (магнетит, ильменит, циркон, гранаты)	То же	4800

состав донных отложений, создавая трудноминерализуемые лигнино-гумусовые вещества, которые содержат безазотистые экстрактивные соединения, присутствие которых влияет на динамику окислительно-восстановительных процессов в озере (Васильева, 1969).

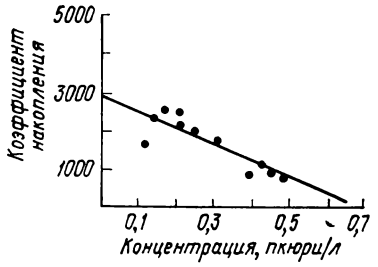

Рис. 2. Обратная корреляция между концентрацией ^{210}Pb в придонном слое воды и его КН в грунтах Куршского залива.

Сравнение величин КН ^{210}Pb в грунтах дна Куршского залива, Балтийского моря и четырех внутренних водоемов республики показало, что в грунтах озер он аккумулируется с более высокими КН (в среднем 5500, а в некоторых случаях даже 12 300), что можно объяснить притоком грунтовых вод и их химическим составом. По мнению В. Д. Виленского и В. В. Аникиева (1974), неоднотипность донных отложений — основная причина несоответствия концентраций ^{210}Pb в донных отложениях. При наличии в осадках окиси железа и особенно марганца аккумуляция свинца увеличивается (Белякова и др., 1962). Сравнивая наши данные о концентрации ^{210}Pb в придонном слое воды и КН ^{210}Pb в грунтах Куршского залива, обнаружили обратную зависимость между этими величинами (рис. 2).

Высокая сорбируемость ^{210}Pb взвесями и грунтами — основная причина того, что оставшееся в воде его количество имеет низкую концентрацию (0,27 в Балтийском море и 0,25 *пкюри/л* в Куршском заливе). Водоросли же аккумулируют ^{210}Pb в количествах, в сотни раз превышающих его содержание в воде (табл. 3).

Из четырех изученных видов морских водорослей высокими КН ^{210}Pb (в среднем 870) выделяется зеленая водоросль *Cladophora glomerata*. При этом на протяжении вегетационного периода максимальные значения КН ^{210}Pb в кладофоре составляли 2400, в то время как в остальных трех видах водорослей 800—900.

Вид *Cladophora glomerata* богат зольными элементами, в том числе стабильным свинцом и кальцием. КН ^{210}Pb в остальных изученных видах, как и их химический состав, сходны, за исключением высокого содержания стабильного стронция в бурой водоросли *Fucus vesiculosus*, которая активно аккумулирует ^{90}Sr (Душаускене-Дуж и др., 1973).

Независимо от места сбора образцов величины КН ^{210}Pb в одних и тех же видах водорослей Балтийского моря не различаются, что можно объяснить равномерностью распределения концентрации стабильного и радиоактивного свинца в прибрежном участке Балтийского моря.

Вид	Содержание стабильных элементов, *мг/г* золы			
	Na	K	Ca	Sr
Cladophora glomerata . . .	35,67	51,39	240,8	1,614
Fucus vesiculosus	59,65	63,83	145,5	4,658
Furcellaria fastigiata	68,11	90,56	104,8	0,536
Ceramium diaphanum . . .	—	—	—	—

* Номера станций.

Различная соленость воды, в которой растут водоросли, влияет на их химический состав. Так, кладофора Балтийского моря более богата минеральными веществами, чем кладофора Куршского залива. Концентрация некоторых элементов в кладофоре (*Cladophora glomerata*) Балтийского моря и Куршского залива следующая, *мг/л*:

	Na	K	Ca	Sr
Балтийское море	35,67	51,39	240,8	1,614
Куршский залив	10,93	44,90	162,8	0,644

Однако несмотря на отличия в химическом составе морской и пресноводной кладофоры, аккумулирующая способность ее как в отношении ^{90}Sr, так и ^{210}Pb одинакова и не зависит от места обитания. Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{210}Pb кладофорой (*Cladophora glomerata*) следующие:

	^{90}Sr	^{210}Pb
Балтийское море (станция 2)	64±41,2	873±354
Куршский залив (станция 5)	60±27	—
(станция 2)	58	638±420

Изучение накопления ^{210}Pb фитопланктоном Куршского залива показало, что изменения солености воды от 0,02 до 1,5‰ уменьшает КН ^{210}Pb (на сырой вес) в фитопланктоне в три раза:

Соленость воды, ‰	КН
0,02	339
0,03	355
0,19	232
1,5	109

Это, по-видимому, связано с изменением физиологического состояния фитопланктона под влиянием повышения солености воды. Итак, формирование микроэлементарного состава рыб и

Таблица 3

водорослями Балтийского моря

Содержание Pb, *мг/кг* сырого веса	КН ^{210}Pb					Средний КН
	1 *	2	3	4	5	
1,1	1464	1024	—	511	1052	873±357
0,5	—	392	469	509	388	433±128
0,9	—	—	—	279	476	427±338
—	—	762	—	—	—	762±310

других гидробионтов Балтийского моря зависит не только от особенностей состава водной среды, но и от эколого-физиологических факторов. Полученные нами величины КН ^{210}Pb в морских водорослях отражают его активную аккумуляцию. Уровни накопления ^{210}Pb в морских зеленых, бурых и красных водорослях сопоставимы с величинами КН этого радионуклида в высокоминерализованных пресноводных харовых водорослях (650 и 660 соответственно), что указывает на высокую поглотительную способность и важную экологическую роль водорослей в водоеме.

Располагая данными о концентрирующей функции грунтов, водорослей, макрофитов, рыб, моллюсков и планктона пресноводного водоема, мы можем оценить роль перечисленных компонентов в извлечении ^{210}Pb из воды. Средние величины КН ^{210}Pb в грунтах (2156) примерно в шесть раз выше, чем в водорослях (407), макрофитах (385), планктоне (301), в 11 раз выше, чем в моллюсках (110) и 100 раз выше, чем в рыбах (20).

Следовательно, наиболее полное очищение водной среды от ^{210}Pb в неглубоких пресноводных водоемах происходит при наличии двух основных компонентов: грунтов и растительности. Полученные нами данные согласуются с данными А. А. Искры и других (1971) о роли грунтов и растительности при извлечении ^{210}Pb в экспериментальных условиях.

ЛИТЕРАТУРА

Баранов В. И., Виленский В. Д. Определение долгоживущих излучателей в атмосферных выпадениях.— Радиохимия, 1962, т. 4, вып. 4.

Белякова Е. Е., Резников А. А., Крамаренко А. Е., Нечаева А. А., Кронидова Т. Ф. Гидрохимический метод поисков рудных месторождений. М., Госгеолтехиздат, 1962.

Брюгман Л. Определение содержания тяжелых металлов в морской воде методом обратной вольтамперметрии.— Труды Международного симпозиума «Загрязнение солоноватых морей». Гдыня, 1974.

Васильева Е. П. Химический состав донных отложений Выгозера, загрязненных отходами Сегежского целлюлозно-бумажного комбината.— Вопросы гидрологии, озероведения и водного хозяйства Карелии. Петрозаводск, Карельское кн. изд-во, 1969.

Виленский В. Д., Аникиев В. В. Свинец-210 и радий-226 в донных отложениях пресных водоемов.— Геохимия, 1974, № 8.

Душаускене-Дуж Р. Ф., Марчюленене Д. П., Нянишкене В. Б., Янкавичюте Г. Ю., Янкявичус К. К. Роль водных растений в миграции Sr^{90} в некоторых водоемах Литовской ССР.—Радиоэкология водных организмов, ч. 2. Рига, «Зинатне», 1973.

Искра А. А., Куликов Н. В., Бахуров В. Г. О поведении естественных радиоактивных элементов в модельных системах пресноводного водоема.— Проблемы радиоэкологии водных организмов. Труды Ин-та экологии растений и животных, 1971, вып. 78.

Патин С. А., Морозов Н. П., Демина Л. Л. Переходные и тяжелые металлы в воде и гидробионтах.— Труды Международного симпозиума «Загрязнение солоноватых морей». Гдыня, 1974.

Соломин Г. А., Гончарова Т. О., Фесенко Н. Г. К вопросу о самоочищении природных вод от ионов свинца.—Гидрохимические материалы, т. 39. Л., Гидрометеоиздат, 1965.

СОДЕРЖАНИЕ

Стр.

В. Ф. Боченин, М. Я. Чеботина, В. Ю. Фелинская. Влияние света на поглощение радиоизотопов пресноводными растениями 3

С. А. Любимова. О накоплении радиоизотопов некоторыми видами рдестов 8

М. П. Лейнерте, Д. Р. Вадзис, З. К. Калниня-Сейсума. Дискриминация Са, стабильного Sr и ^{90}Sr пресноводными растениями 10

Р. Ф. Душаускене-Дуж, Г. Г. Поликарпов. Взаимодействие ^{210}Pb с водорослями и грунтами Куршского залива и прилегающей части Балтийского моря . . . 14

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ

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

Редактор **Т. П. Бондарович**

РИСО УНЦ № 897(н) Сдано в набор 31/VIII 1977 г. Подписано к печати 15/V 1978 г. НС 19085 Усл.-печ. л. 1,5. Уч.-издат. л. 2,0. Формат 60×90 1/16. Тираж 500 экз. Заказ 537. Цена 14 коп.

РИСО УНЦ АН СССР, Свердловск, ГСП-169, Первомайская, 91.

Типография изд-ва «Уральский рабочий», Свердловск, пр. Ленина, 49.

ГОТОВИТСЯ К ПЕЧАТИ

сборник научных статей сотрудников Института экологии растений и животных Уральского научного центра АН СССР.

Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. 10 п.л. Цена 98 коп.

В сборнике представлены материалы научного семинара по экологии водоемов-охладителей АЭС, посвященного 20-летию биостанции «Миассово» — лаборатории радиационной биоценологии и биофизики Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР.

Помимо общих вопросов экологической оценки влияния АЭС на водоемы-охладители, в сборнике рассматриваются специальные радиоэкологические аспекты этой проблемы. Часть работ посвящена изучению биологических последствий радиоактивного загрязнения водоемов, часть — информации о миграции и накоплении радиоизотопов в различных компонентах водоемов.

Сборник представляет интерес для широкого круга специалистов в области экологии водных организмов, санитарной гидробиологии, радиоэкологии, радиационной гигиены и работников по защите окружающей среды.

Заявки направлять по адресу:
г. Свердловск, ГСП-169,
ул. Первомайская, 91.
РИСО УНЦ АН СССР.

ИМЕЕТСЯ В ПРОДАЖЕ

сборник научных статей сотрудников
Института экологии растений и животных
Уральского научного центра АН СССР

Метаболизм радиоизотопов в животном организме. 11 п. л. Цена 1 р. 10 к.

В статьях сборника представлены новые оригинальные сведения о депонировании радиоактивных металлов в органах, тканях и тканевых компонентах, полученные в опытах на животных и на переживающих органах. Рассмотрены особенности обмена стронция, кальция и других металлов в скелете крыс. Обсуждается также возможное физико-химическое состояние радиоактивных изотопов в сыворотке крови и моче животных.

Методами математического моделирования проведена оценка максимальной эффективности применяемых хелатов, обсуждается также возможное влияние на скорость выведения комплексонов ионов железа, цинка и марганца.

Несколько статей посвящено таким вопросам, как применение метода пенообразования к изучению физико-химического состояния металлов в жидких средах организма, определение функционального состояния переживающей печени, применение методов случайного поиска для определения параметров математической модели метаболизма радиоизотопов.

Сборник рассчитан на биохимиков, радиобиологов, биофизиков, токсикологов, фармакологов, физиологов.

Заявки направлять по адресу:

г. Свердловск, ГСП-169,
ул. Первомайская, 91.
РИСО УНЦ АН СССР.