А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

ВЫП. 30 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1963

Е. А. ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКАЯ

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ПО ОСНОВНЫМ КОМПОНЕНТАМ ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ

СВЕРДЛОВСК

А К А Д Е М И Я Н А У К С С С Р
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

ВЫП. 30 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1963

Посвящается
столетию со дня рождения
академика
Владимира Ивановича
Вернадского

Е. А. ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКАЯ

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ ПО ОСНОВНЫМ КОМПОНЕНТАМ ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ

СВЕРДЛОВСК

ПРЕДИСЛОВИЕ

Эта работа является сводкой результатов опытов лаборатории биофизики Института биологии Уральского филиала АН СССР, посвященных некоторым разделам экспериментальной биогеоценологии водоемов, проводившихся с применением метода меченых атомов. Эти исследования отнюдь не являются завершенными, поэтому здесь дается описание результатов и подводятся некоторые итоги лишь первого, ориентировочного их этапа. В данной работе также не делается попытки подытожить многочисленные и разнообразные радиационно-гидробиологические исследования, проводимые в других отечественных и зарубежных лабораториях, или дать обзор обширной и разнообразной, преимущественно иностранной, литературы; предлагаемая работа должна являться лишь первым итогом собственных исследований. Однако и в таком, а, может быть, именно в таком виде без параллельной обработки разнообразного материала других авторов, такая сводка результатов наших опытов может представить интерес для ряда исследователей, работающих в смежных областях.

Приятным долгом для автора является выразить сердечную благодарность всем лицам, способствовавшим проведению наших опытов, особенно за постоянную помощь и обсуждение работ Н. В. Тимофеева-Ресовскому и за действенную помощь при организации и планировании первых опытов А. К. Уральцу, Г. И. Борну, А. З. Качу и К. Г. Циммеру, а также за постоянную кооперацию, совместное обсуждение и обмен результатами сотрудникам нашей лаборатории Б. М. Агафонову, Э. А. Гилевой, В. И. Иванову, Г. А. Милютиной, Н. В. Лучнику, Н. А. Тимофеевой и А. А. Титляновой и научным работникам ряда других, кооперирующих с нами учреждений — А. Л. Агре, А. Б. Гецовой, Н. А. Ляпуновой, Г. Г. Поликарпову и Э. И. Поповой.

Сердечно благодарю за помощь в проведении опытов свою постоянную сотрудницу Е. Г. Плеханову.

ВВЕДЕНИЕ

Перед изложением фактического материала, полученного в нашей лаборатории по изучению распределения радиоизотопов по компонентам пресных водоемов и накоплению этих радиоизотопов разными видами населяющих эти водоемы организмов, необходимо вкратце указать на некоторые связи наших исследований с рядом общих проблем современного изучения окружающей нас природы.

ОБЩЕЕ УЧЕНИЕ О БИОСФЕРЕ

Геохимия — новая отрасль естествознания, как отдельная наука об истории и судьбе химических элементов в земной коре, была создана в основном в первые два десятилетия XX века под влиянием замечательных работ и идей В. И. Вернадского [9, 10 и 15]. Судьба химических элементов зависит от двух групп факторов: внутренних и внешних геологических процессов. Поставщиками магматического материала на поверхность земного шара и в земную кору являются главным образом горообразование и вулканизм — внутренние геологические процессы. Но на дальнейшую судьбу и распределение химических элементов в земной коре, гидросфере и атмосфере они влияют лишь косвенно, отчасти определяя интенсивность и направление денудационных процессов. Последующие же миграция, распределение, рассеяние и концентрация химических элементов в земной коре в значительной мере определяются внешними геологическими процессами денудационного характера, в которых принимают участие воздух, вода и живые организмы. Кроме того, эти процессы связаны с колебаниями общеклиматических факторов, изменениями интенсивности и направления стока и вариациями в распределении и составе биомассы на поверхности земли. А. Е. Ферсман и В. М. Гольдшмидт ясно показали, что строение атомов и ионные радиусы различных химических элементов играют большую роль в судьбе элементов. Строение атомов различных элементов и их ионные радиусы определяют процессы сорбции и изоморфизма, имеющие большое значение как в образовании пород, так и в миграции (в том числе биогенной) элементов в биосфере. В. И. Вернадский придавал очень большое значение роли живых организмов в геохимических процессах [12]; к 1926 г. им было сформулировано общее учение о биосфере. В понимании В. И. Вернадского, биосфера обнимает ту часть поверхности земли, в которой главную геохимическую роль играют живые организмы [11, 13]. В нее входит в сущности не только пленка живых организмов, но и вся тропосфера, гидросфера и большая часть толщи осадочных пород и продуктов денудации (кора выветривания), имеющих главным образом или частично биогенное происхождение. Живые организмы играют большую и специфическую роль в геохимии биосферы и в связи с этим В. И. Вернадский положил начало специальной геохимической дисциплине — биогеохимии [16, 17], основной задачей которой является изучение участия

живых организмов в энергетических процессах биосферы, круговороте, миграции и концентрации химических элементов, а также в денудационных процессах, формировании почв, природных вод и осадочных пород [18, 19].

БИОГЕОЦЕНОЛОГИЯ

Биогеохимия изучает в довольно больших масштабах преимущественно конечный результат геохимической деятельности живых организмов, концентрируя свое внимание на общих геохимических закономерностях поведения отдельных элементов и хорологии биогеохимических провинций. Однако, наряду с биогеохимией, уже сейчас возможно и необходимо развитие соответствующей встречной биологической дисциплины. Задачей этой дисциплины должно быть детальное изучение отдельных элементарных биоценозов в тесной связи со всеми косными компонентами занимаемой ими территории. Такая дисциплина уже создана В. Н. Сукачевым и названа им биогеоценологией. Биогеоценология должна вскрывать конкретные механизмы геохимической деятельности отдельных видов и определенных сообществ живых организмов. Классическая биоценология занимается лишь процессами формирования и перестроек сообществ живых организмов, вынося за скобки, как само собой разумеющуюся, связь биоценоза с биотопом. В. Н. Сукачев же устраняет разрыв между биоценозом и соответствующим биотопом, объединяя их в общее понятие биогеоценоза. Задачей биогеоценологии, согласно В. Н. Сукачеву, является изучение баланса энергии и химических элементов в живых и косных компонентах в пределах биогеоценоза, а также геохимической связи между разными биогеоценозами. Биогеоценология в будущем явится главной основой рационального изучения и использования человеком естественных биологических продуктивных сил Земли [119—124]. Кроме того, будет иметь большое значение получение человеком некоторых редких и рассеянных элементов в сверхкларковых концентрациях, путем их накопления определенными видами живых организмов. Для получения с помощью биогеоценологических исследований рациональных основ освоения и изучения биологических производительных сил Земли необходимо развитие комплексных стационарных работ по изучению биогеоценозов. Наряду с таким изучением природных биогеоценозов, их классификацией и биогеоценологическим анализом природных ландшафтов, совершенно необходимо развитие экспериментальной биогеоценологии. Задачей этой дисциплины должно являться создание «искусственных» биогеоценозов или выделение мелких природных участков точно известного биогеоценологического состава, которые в целях эксперимента можно подвергать определенным энергетическим воздействиям, вносить в них точно контролируемые вещества или производить качественные или количественные изменения в сообществах живых организмов. Такие эксперименты полностью соответствуют задачам общей биогеоценологии, определенным В. Н. Сукачевым. В экспериментальных биогеоценологических исследованиях в настоящее время с успехом может применяться, наряду с другими, метод меченых атомов, легко позволяющий, в частности, прослеживать перераспределение редких и рассеянных элементов в биогеоценозах.

БИОГЕОЦЕНОЛОГИЧЕСКОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ВОДОЕМОВ

В экспериментальной биогеоценологии вся методика работ с водоемами сильно отличается от работ с наземными биогеоценозами. В морских и пресноводных водоемах механизм осадкообразования, геохими-

ческие процессы, условия миграции и концентрации элементов, а также характер участия во всех этих процессах живых организмов несколько иные, чем на суше. Суша и водоем различаются и по столь мощному фактору перераспределения элементов, каким является сток. По-видимому, в водоемах ведущими являются другие биогеохимические механизмы, чем на суше. На суше особую роль играет почвообразование и взаимоотношение между почвами и стоком; в водоемах же морского и озерного типа особую роль играет концентрация элементов в донных отложениях в зависимости от условий втока, климата и от характера биологической продуктивности и состава биоценозов водоема.

Биогеоценологическое исследование водоемов имеет особое значение и в связи с чисто практическими вопросами.

Так, в связи со значительным расширением в последнее время работ с большим количеством излучателей, изучение попадающих в воду радиоактивных веществ, их распределение по живым и неживым компонентам водоемов имеет большое практическое значение. Поэтому перед экспериментальной биогеоценологией водоемов встают специальные задачи, связанные с радиоактивными и химическими загрязнениями природных вод и возможными методами их биологической очистки и дезактивации.

Для более или менее замкнутых водоемов, таких, как, например, озера, пруды и водохранилища, ведущее значение приобретает их первичная биологическая продукция, соотношение трофических уровней, общий баланс энергии и вещества, а также та доля этого общего баланса, которая, выходя из повседневного биологического круговорота, образует на относительно долгие сроки геологогеохимические резервы вещества и энергии в виде донных отложений и выхода энергии и вещества в другие участки биосферы [21]. В связи с только что сказанным, наряду с понятиями геохимических ландшафтов суши, геохимии почв и моря можно говорить и о геохимии континентальных водоемов.

ЗАДАЧИ НАСТОЯЩЕЙ РАБОТЫ

Исходя из общих соображений, которые были кратко изложены выше, с конца сороковых годов нами были начаты лабораторные опыты с рядом рассеянных элементов по изучению их распределения в водоемах и концентрации грунтами и живыми организмами с применением метода меченых атомов.

В связи со значением, которое все в большей степени приобретают искусственные радиоактивные изотопы, особое внимание в начале работ было уделено важнейшим осколочным радиоизотопам, образующим наибольшую и наиболее опасную часть возможных радиоактивных загрязнений биосферы. В дальнейшем в опыты были вовлечены радиоизотопы около 20 различных химических элементов. Мы изучали главным образом три вопроса: 1) общее распределение вносимых в воду радиоизотопов по основным компонентам водоема — воде, грунту, биомассе; 2) концентрирование и накопление различных радиоизотопов разными видами пресноводных животных и растений; и 3) снижение радиоактивности воды, содержавшей слабые концентрации радиоизотопов при ее прохождении через слабопроточные водоемы. Все эти опыты проводились нами сознательно в экстенсивном феноменологическом плане; мы ставили себе главной задачей получение в возможно более широком масштабе общих ориентировочных сведений о поведении возможно большего числа радиоизотопов и среднем накоплении их возможно большим числом различных видов живых организмов, не ставя пока задачей

углубленное изучение физиологических механизмов накопления. Последнее должно явиться целью дальнейших специальных опытов. Ввиду того, что у нас накопился уже довольно обширный материал из таких ориентировочных опытов, полученный с применением одинаковой методики, в настоящей работе делается попытка подытожить все до сих пор полученные нами результаты по трем указанным выше вопросам, приведя их при изложении в известную чисто феноменологическую систему.

В данной работе нами приводятся результаты разнообразных опытов, проведенных в течение десяти лет, поэтому о методике подробнее будет говориться перед описанием различных серий опытов. Здесь же даются лишь наиболее общие сведения о материале и методике. Большинство лабораторных опытов проводилось в стеклянных аквариумах различной емкости, обычно содержащих грунт и те или иные виды растений и животных в определенных количествах; в воду этих аквариумов однократно или повторно вносилось определенное количество раствора тех или иных излучателей. Через определенные промежутки времени определялась концентрация излучателя в воде, грунте и различных видах живых организмов, с пересчетом на 1 *мл* воды или 1 *г* сухого вещества. При этом учитывались периоды полураспада различных радиоизотопов и явления самопоглощения в пробах, а также эффективность счетчика. Опыты со слабопроточными водоемами проводились как в небольших экспериментальных прудах, так и в сериях бачков разных размеров, соединенных верхним протоком. Материалом в опытах по изучению коэффициентов накопления служили радиоизотопы 20 различных химических элементов (фосфор-32, сера-35, кальций-45, хром-51, желе-

Таблица 1

Данные о радиоактивных изотопах, применявшихся в опытах *

Радиоизотопы **	Вид соединения	Концентрация элемента при его активности в растворе 10^{-5} *кюри/моль/л*
Фосфор-32	Фосфат натрия однозамещающий . .	$\sim 2 \cdot 10^{-7}$
Сера-35	Сернистый натрий	$\sim 2 \cdot 10^{-7}$
Сера-35	Сернистый натрий	$\sim 4 \cdot 10^{-7}$
Кальций-45	Хлористый кальций	$\sim 10^{-5}$
Хром-51	Азотнокислый хром	$\sim 2 \cdot 10^{-7}$
Железо-59	Сернокислое железо	$\sim 10^{-5}$
Кобальт-60	Хлористый кобальт	$\sim 5 \cdot 10^{-7}$
Цинк-65	Сернокислый цинк	$\sim 8 \cdot 10^{-7}$
Германий-71	Германат натрия	$\sim 5 \cdot 10^{-7}$
Рубидий-86	Хлористый рубидий	$\sim 4 \cdot 10^{-7}$
Серебро-110	Азотнокислое серебро	$\sim 8 \cdot 10^{-7}$
Кадмий-115	Хлористый кадмий	$\sim 10^{-5}$
Ртуть-203	Хлорная ртуть	$\sim 5 \cdot 10^{-7}$

* Следующие радиоизотопы изготовлялись без добавления стабильных изотопов и имели марку радиохимически чистый сорт 1: стронций-90 хлористый, иттрий-91 хлористый, ниобий-95 щавелевокислый, цирконий-95+ +ниобий-95 щавелевокислые, рутений-106 хлористый, цезий-137 хлористый, церий-144 хлористый, прометий-147 азотнокислый. Сюда же относится йод-131, натрий йодистый квалификация медицинский, сорт 1.

** Все радиоизотопы, приведенные в таблице, имели квалификацию чистый сорт I.

зо-59, кобальт-60, цинк-65, германий-71, рубидий-86, стронций-90, иттрий-91, цирконий-95, ниобий-95, рутений-106, кадмий-115, йод-131, цезий-137, церий-144, прометий-147, ртуть-203), около 25 видов пресноводных животных и около 35 видов пресноводных растений. Надо еще отметить следующее. Рубидий очищался от присутствующих радиоактивных загрязнений и чистота его проверялась радиохимически по слою половинного ослабления излучения и по кривой распада. Радиоактивное загрязнение рубидия, взятого в опыт, не превышало 3%. Стронций считался через 10—14 дней, после установления равновесия с иттрием, его дочерним продуктом распада.

Характеристика изотопов, применявшихся в опытах, дана в табл. 1.

ГЛАВА I

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ВНЕСЕННЫХ В ВОДУ РАДИОИЗОТОПОВ МЕЖДУ ВОДОЙ, ГРУНТОМ И БИОМАССОЙ ВОДОЕМОВ

Опыты по изучению распределения попадающих в воду радиоизотопов по живым и неживым компонентам водоемов представляют интерес как с теоретической, так и с практической точек зрения. В общем контексте экспериментальной биогеоценологии водоемов необходимо выяснить, существуют ли определенные типы распределения различных растворенных в воде микроэлементов по основным компонентам водоемов (вода, грунт, биомасса), а также установить степень сорбции элементов грунтами и взвешенными в воде мутями. Эти же сведения могут представлять некоторый практический интерес с точки зрения прогнозирования судьбы различных загрязнителей природных водоемов и соображений о возможностях самоочищения природных вод.

В этой главе будут приведены: 1) краткие данные о степени сорбции песком и почвой и десорбции с них различных радиоизотопов, а также о сорбции важнейших радиоизотопов рядом взвешенных в воде мутей; 2) результаты лабораторных опытов по установлению основных типов распределения разных радиоизотопов между водой, грунтом и биомассой водоемов.

1. СОРБЦИЯ ПОЧВОЙ, ПЕСКОМ И МУТЯМИ РАЗЛИЧНЫХ РАДИОИЗОТОПОВ И ИХ ДЕСОРБЦИЯ

В нашей лаборатории А. А. Титляновой с сотрудниками изучалась сорбция почвой и песком разных радиоизотопов и их десорбция двумя методами: динамическим и статическим. Динамический метод заключался в пропускании через колонки, заполненные почвой, растворов соответствующих радиоизотопов; колонка имела объем 20 *мл*, скорость фильтрации растворов была порядка 1 *мл/мин,* концентрация растворов (приготовленных на озерной воде) по радиоактивности — порядка 10^{-5} *кюри/л*. Через колонки пропускалось 100 объемов, то есть 2 *л*, раствора соответствующего радиоизотопа. Из определенной концентрации радиоизотопа в исходном растворе и фильтрате устанавливался процент сорбции соответствующего радиоизотопа почвой в колонке. Процент десорбции определялся пропусканием через колонку с почвой, сорбировавшей определенное количество данного радиоизотопа, 100 объемов чистой отфильтрованной озерной воды и измерением концентрации радиоактивности в фильтрате. Статический метод заключался в перемешивании на механической мешалке навески 1 *г* почвы или песка в 20 *мл* раствора соответствующего радиоизотопа, приготовленного на фильтрованной озерной воде, до установления равновесия между жидкой и твердой фазами. Процент сорбции определялся по изменению радиоактив-

ности раствора. Отделенные от раствора радиоизотопа почва или песок промывались дистиллированной водой и затем снова перемешивались с 20 *мл* фильтрованной озерной воды до установления равновесия. Процент десорбции определялся по радиоактивности жидкой фазы.

Таблица 2

Сорбция и десорбция различных радиоизотопов

Радиоизотопы	Динамические опыты		Статические опыты		
	Почва		Почва		Песок *
	процент сорбции	процент десорбции	процент сорбции	процент десорбции	процент сорбции
Фосфор-32	50,0	60,0	—	—	3,6
Сера-35	5,0	100,0	15,0	95,0	6,0
Железо-59	80,0	1,0	70,0	2,0	43,7
Кобальт-60	99,3	0,4	97,0	0,5	47,5
Цинк-65	98,6	0,7	96,0	0,5	21,9
Рубидий-86	75,0	74,0	90,0	5,0	21,3
Стронций-90	99,8—90,0	22,0	93,0	8,0	35,0
Иттрий-91	95,0	0	96,0	1,0	52,2
Цирконий-95	20,0	90,0	8,4	—	49,5
Ниобий-95	60,0	2,5	15,6	—	23,8
Рутений-106	56,0	2,5	60,0	1,5	4,0
Кадмий-115	98,5	0,5	99,0	0,5	45,6
Цезий-137	99,9	0	99,8	0	63,0
Церий-144	75,0	0,8	73,0	1,5	50,0
Прометий-147	87,2	3,1	—	—	—
Ртуть-203	77,0	—	—	—	27,3

* Статические опыты по десорбции радиоизотопов, сорбированных на песке, не закончены.

В табл. 2 приведены результаты таких опытов с 16 различными радиоизотопами, показавших, что наивысшие проценты сорбции, при низких процентах десорбции, дают кобальт, цинк, иттрий, кадмий и цезий, исключительно низкие проценты сорбции при очень высоком проценте десорбции дает сера, а результаты по рубидию и стронцию типичны для элементов-ионообменников; железо, рутений и церий присутствуют, повидимому, не менее, чем в двух формах, из которых одна хорошо сорбируется, а другая легко проходит через фильтр. Чистый песок сорбирует все радиоизотопы в заметно меньшем проценте, чем почва [131, 132, 152, 153].

На основании ряда специальных опытов по сорбции различных радиоизотопов почвами и опытов по их десорбции с этих почв, проводившихся с применением различных десорбентов с учетом результатов опытов с ионообменными смолами и изучением распределения разных радиоизотопов по слоям почвенных фильтров, А. А. Титлянова разрабатывает классификацию радиоизотопов по их подвижности в грунтах и почвах. На рис. 1 изображены четыре характерных типа выходных кривых радиоактивности фильтрата при пропускании растворов различных радиоизотопов через колонки с почвенными фильтрами. Тип 1-й характеризуется постоянным и очень высоким процентом сорбции; величина сорбции не зависит от числа пропущенных объемов (цезий, серебро, цинк, кобальт и иттрий). Таким же постоянством сорбции, но на несколько меньшем уровне, характеризуется 2-й тип (железо, цирконий, ниобий, рутений, прометий, церий и ртуть). Резко зависит процент сорб-

ции от числа пропущенных объемов у элементов, относящихся к 3-му типу (рубидий и стронций). Процент сорбции у элементов, относимых к 4-му типу, так же, как и у первых двух, остается постоянным, но резко отличается от них по абсолютной величине (сера и йод). На рис. 2 схематически изображены 4 типа распределения радиоактивности по горизонтальным слоям почвенных колонок. К 1-му типу относятся элементы, задерживающиеся в самых верхних слоях колонки; более нижние слои свободны от радиоактивности (кобальт, цинк, кадмий, иттрий, цезий и серебро). Ко 2-му типу распределения по почвенным колонкам относятся элементы, задерживающиеся в основном в верхнем слое, в нижележащих слоях содержание их незначительно (ниобий, рутений и ртуть); к 3-му типу — элементы, дающие 2 максимума задержки радиоактивности (в самом верхнем и нижнем слоях данных колонок — цирконий и церий) и к 4-му типу относятся элементы, сорбция которых максимальна в верхнем слое и постепенно убывает по длине колонки (стронций, рубидий). В табл. 3 приведена первая, ориентировочная наметка общей классификации, в основу которой положены типы выходных кривых радиоактивности фильтрата, распределение радиоактивности по слоям почвенного фильтра, поведение элементов при разных концентрациях и разном pH раствора, а также результаты дезактивации почвы растворами солей разных металлов и результаты опытов с применением этилендиаминтетраацетата (комплексона ЭДТА). Намечаются следующие группы среди изученных в этом отношении радиоизотопов: 1) ионообменные, поведение которых не зависит от их концентрации в системе почва — раствор (рубидий и стронций); 2) ионообменные в макроконцентра-

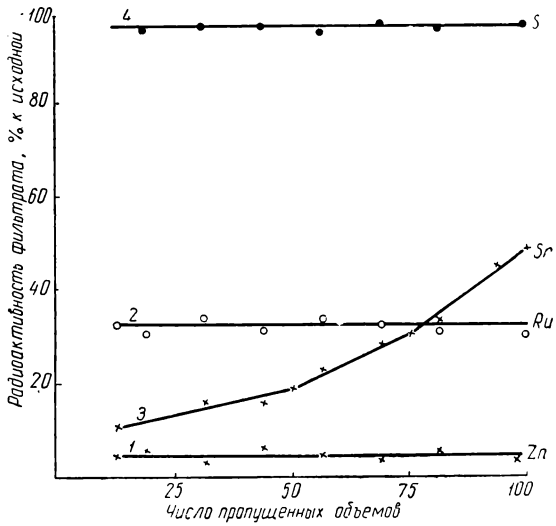


Рис. 1. Выходные кривые радиоизотопов из почвенных колонок (по данным А. А. Титляновой).
1, 2, 3, 4—типы кривых (см. текст).

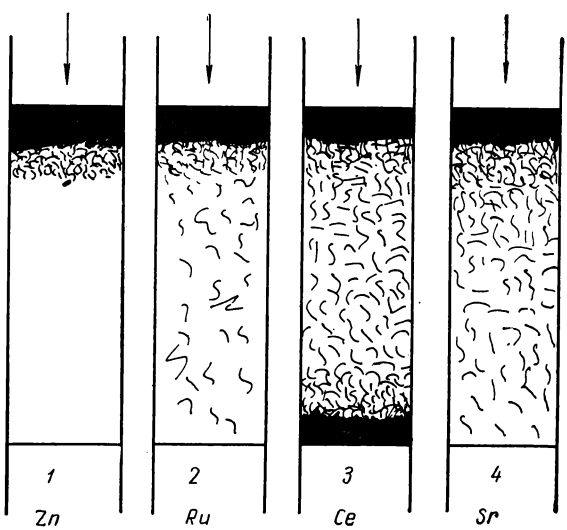


Рис. 2. Типы распределения (*1, 2, 3, 4*) радиоизотопов по горизонтальным слоям почвенных колонок (по данным А. А. Титляновой).

ции и необменные в микроконцентрации (цезий); 3) необменные в широком интервале концентраций (кобальт, цинк, иттрий и кадмий); 4) многоформные (железо, цирконий, ниобий, рутений и церий); 5) несорбируемые почвой анионы (сера и йод).

Таблица 3

Общая схема классификации радиоизотопов по типам подвижности в системе почва — раствор

Элементы	Тип выходной кривой (см. рис. 1)	Тип распределения в колонке (см. рис. 2)	Десорбция *	Влияние концентрации		Влияние pH раствора **	Лучшие десорбенты	Отношение процента десорбции элемента раствором ЭДТА и процента десорбции водой
				на сорбцию **	на десорбцию**			
Cs	1	1	—	—	+	—	K+	1
Ag	1	1	—					
Zn	1	1	—	—	—	—	Cu++Al+++	250
Cd	1	1	—	—	—	—	Cu++Al+++	60
Co	1	1	—	—	—	—	Cu++Al+++	50
Y	1	1	—					35
Hg	2	2	—					
Ce	2	3	—	+		+		25
Pm	2		—					
Fe	2		—		+	+		15
Zr	2	3	+					
Nb	2	2	—					
Ru	2	2	—					5
Rb+	3	4	+	—	—	—	K+	1
Sr++	3	4	+	—	—	—	Ca++	1
S″	4							
S″O₄	4							
J′	4							

* Знак плюс означает наличие заметной десорбции, а знак минус — ее отсутствие;

** Знак плюс означает наличие влияния, а знак минус — отсутствие влияния.

Решающими факторами, определяющими подвижность радиоизотопов в почве, являются химические свойства элемента, концентрация элемента в растворе или в твердой фазе и физико-химическое состояние, в котором радиоизотоп находится в системе почва — раствор.

В табл. 4 приведены коэффициенты накопления грунтом аквариумов 18 различных радиоизотопов. Эти опыты проводились следующим образом. В стеклянные аквариумы с озерной водой, имевшими примерно 5 *см* грунта из озерного песка и определенное количество водных растений, вносился тот или иной радиоизотоп, так что концентрация в воде аквариума создавалась порядка 10^{-5} *кюри/л*; через 2—3 месяца после приближения к состоянию равновесия между водой, грунтом и биомассой вода сливалась, растения и грунт вынимались и измерялась концентрация радиоизотопа в воде и грунте. Коэффициентом накопления мы называем отношение концентрации радиоизотопа в грунте к его концентрации в воде, выражающее, во сколько раз эта концентрация в грун-

те больше, чем в воде. Особенно низкие коэффициенты накопления (меньше единицы) дали сера и йод, наиболее высокие — хром, иттрий, цезий, церий и ртуть: низкие коэффициенты накопления кобальта, цинка и кадмия объясняются задержкой этих элементов уже в самых верхних слоях песка и слабым проникновением в более глубокие. В общем же полученные коэффициенты накопления более или менее соответствуют тому, что можно было ожидать на основании общих результатов лабораторных опытов с песком и почвой, приведенных в табл. 3.

Таблица 4

Коэффициенты накопления различных радиоизотопов грунтом аквариумов

Радиоизотопы	Коэффициенты накопления	Радиоизотопы	Коэффициенты накопления
Фосфор-32	9,0	Иттрий-91	13,0
Сера-35	0,3	Цирконий-95	9,1
Хром-51	18,0	Ниобий-95	4,1
Железо-59	7,0	Рутений-106	5,2
Кобальт-60	5,3	Кадмий-115	5,5
Цинк-65	5,5	Йод-131	0,6
Германий-71	2,7	Цезий-137	14,5
Рубидий-86	4,4	Церий-144	11,0
Стронций-90	1,1	Ртуть-203	14,0

Наконец, были проведены опыты по дезактивации озерной воды, содержавшей стронций-90, рутений-106, цезий-137 или церий-144, медленно осаждающимися мутями. Опыты состояли в следующем. В озерной воде (0,5 *л*), содержавшей вышеназванные радиоизотопы (концентрация по радиоактивности 10^{-5} *кюри/л*), в течение 5 *мин* взмучивались навески в 4 *г* мелкодисперсной фракции крупностью 0,1 *мм* золы или каменноугольного шлака, песка, луговой почвы, прудового ила; после взмучива-

Таблица 5

Сорбция радиоизотопов из озерной воды различными мутями, % к исходной активности

Мути	Стронций-90	Рутений-106	Цезий-137	Церий-144
Зола	100,0	99,4	94,8	100,0
Шлак	80,5	98,3	92,2	99,0
Песок	1,4	64,9	89,1	84,2
Почва	55,5	76,4	100,0	86,3
Ил	78,6	85,4	100,0	93,2

Примечание. Величина частиц диаметром от 0,15 *мм* до 0,21 *мм*; объем раствора 0,5 *л*; навеска твердой фазы 4 *г*; продолжительность отстаивания после взмучивания 16 суток.

ния соответствующие взвеси отстаивались в течение двух недель, а затем центрифугировались и в воде определялась остаточная концентрация радиоактивности. По соотношениям исходной и остаточной концентрации в воде и концентрации в осадке определялся процент дезактивации воды. Результаты этих опытов приведены в табл. 5. Из этой табли-

цы видно, что наиболее высокая дезактивация раствора (практически полная) достигается для стронция, рутения и церия древесной золой, а для цезия почвой и илом.

Таким образом, результаты всех изложенных в этом разделе опытов показали, что большинство радиоизотопов относительно хорошо сорбируется из водного раствора грунтами, почвами и мелкодисперсными мутями. Степень подвижности радиоизотопов зависит как от химических свойств соответствующих элементов, так и, особенно, от физико-химической формы и концентрации, в которых соответствующий радиоизотоп находится в растворе или в твердой фазе, а в отношении некоторых элементов (рубидий и стронций) от концентрации ионов-аналогов в растворе.

2. ТИПЫ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ПО КОМПОНЕНТАМ ВОДОЕМА

В аквариумах, в которые вносился тот или иной раствор радиоизотопа, в конце опыта, когда устанавливалось более или менее постоянное равновесие по радиоактивности между разными компонентами, производилась полная разборка с точным взвешиванием грунта и биомассы и измерением объема воды, а также брались аликвотные пробы для измерения в них концентрации соответствующего радиоизотопа и определялся общий баланс радиоактивности. Все опыты, в которых весовые отношения между водой, грунтом и биомассой (состоявшей в основном из одних и тех же видов водных растений и животных) были примерно одни и те же и которые дали хороший общий баланс (общая сумма найденной активности составляла 80—105% от внесенной), послужили материалом для установления типов распределения разных радиоизотопов по основным компонентам водоема (вода, грунт, биомасса). Такие опыты с целым рядом радиоизотопов велись во многих повторностях. Некоторые опыты проводились на протяжении 10 лет. Разные повторности и опыты с одними и теми же радиоизотопами давали достаточно сравнимые результаты, что позволяло усреднять соответствующие данные.

Методика этих опытов сводилась к следующему. В стеклянные аквариумы объемом от 5 до 15 *л* наливалась озерная вода, на дно клался чистый промытый озерный песок, помещалось примерно одинаковое по относительной массе количество растений и животных; весовые соотношения воды, грунта и биомассы составляли примерно 850 : 150 : 1. Всего в этих опытах было изучено 18 различных радиоизотопов: фосфор-32, сера-35, хром-51, железо-59, кобальт-60, цинк-65, германий-71, рубидий-86, стронций-90, иттрий-91, цирконий-95, ниобий-95, рутений-106, кадмий-115, йод-131, цезий-137, церий-144 и ртуть-203. Все радиоизотопы вносились в концентрации по радиоактивности порядка 10^{5} *кюри/л*. Через определенные промежутки времени (2—32 дней) брались пробы воды, грунта и живых организмов. В конце опыта (когда, как уже упоминалось выше, устанавливалось более или менее постоянное равновесие по радиоактивности между компонентами водоема) все компоненты брались из аквариума, взвешивались, высушивались до постоянного веса и растирались в порошок, а водные пробы выпаривались. Всегда бралось по две параллельные пробы каждого живого организма, грунта и воды. Все пробы просчитывались на одной и той же счетной установке «Б» с торцовой счетной трубкой. Так как данные из обеих повторностей и обеих параллельных проб хорошо совпадали, результаты по обеим пробам, а также всем повторностям и опытам с одним и тем же радиоизотопом усреднялись.

Для общего баланса, исходя из концентраций по радиоактивности и веса разных объектов, вычислялось общее содержание данного радио-

изотопа в воде, грунте, биомассе и выражалось в процентах от общей найденной активности; при этом учитывались распад соответствующего радиоизотопа за время опыта, а также его количество, изъятое из аквариума при взятии промежуточных проб. Как уже упоминалось, усреднялись данные лишь из опытов, давших удовлетворительный общий баланс (таковых было огромное большинство).

В табл. 6 приведены результаты распределительных опытов с 18 различными радиоизотопами. По каждому радиоизотопу приведены усредненные данные из всех повторностей и опытов, число которых для разных радиоизотопов варьирует от 2 до 10. Кроме того, в конце таблицы дано среднее распределение по всем изученным радиоизотопам и процентные отношения массы (веса) воды, грунта и биомассы в среднем по всем опытам; эти отношения, как упоминалось выше, были более или менее постоянными во всех опытах.

Таблица 6

Распределение радиоактивности различных радиоизотопов между водой, грунтом и биомассой, в % от общей найденной

Радиоизотопы	Вода	Грунт	Биомасса
Фосфор-32	10	28	62
Сера-35	93	3	4
Хром-51	76	12	12
Железо-59	3	80	17
Кобальт-60	21	58	21
Цинк-65	4	78	18
Германий-71	70	25	5
Рубидий-86	23	29	48
Стронций-90	48	27	25
Иттрий-91	0	92	8
Цирконий-95	4	77	19
Ниобий-95	0	85	15
Рутений-106	27	40	33
Кадмий-115	35	13	52
Йод-131	58	13	29
Цезий-137	6	90	4
Церий-144	9	40	51
Ртуть-203	8	22	70
Среднее	27	45	28
Масса	85,0	14,9	0,1

Из этой таблицы прежде всего видно, что среднее распределение радиоактивности резко отличается от соотношения масс воды, грунта и живых организмов. Вода, составляющая по весу 85%, содержит лишь около четверти всей радиоактивности, а биомасса, по весу составляющая лишь около 0,1% от общей массы водоемов, содержит 28% всей радиоактивности; грунт, по весу составляющий около 15% от общей массы, содержит почти половину радиоактивности. Из этого следует, что в грунте и особенно в биомассе происходит заметное концентрирование и накопление радиоизотопов из водного раствора.

Относительное распределение между водой, грунтом и биомассой разных радиоизотопов может быть очень различным. Некоторые совсем или почти совсем не остаются в одном растворе (например, железо, цинк, иттрий, цирконий, ниобий), другие остаются в очень высокой концентрации в воде (например, сера, хром и германий) или накапливаются преимущественно в грунте (железо, цинк, иттрий, цирконий, ниобий и цезий), а несколько радиоизотопов дают относительно высокое накопление в биомассе (например, фосфор, кадмий, церий и ртуть); остальные же распределяются более или менее равномерно между всеми тремя компонентами. На рис. 3 изображено распределение всех 18 радиоизотопов между водой, грунтом и биомассой. При этом, в отличие от табл. 5, радиоизотопы расположены не в порядке атомных весов, а по группам, характеризующимся тем или иным типом распределения. Все приведенные радиоизотопы достаточно отчетливо распределяются на 4 группы. В первую входят сера, хром и германий, остающиеся более чем на 70% в растворе, вторую группу образуют кобальт, рубидий, стронций, рутений и йод, распределяющиеся более или менее равномерно и не дающие явно доминирующей концентрации какого-либо из трех компонентов, третья группа состоит из железа, цинка, иттрия, циркония, ниобия и це-

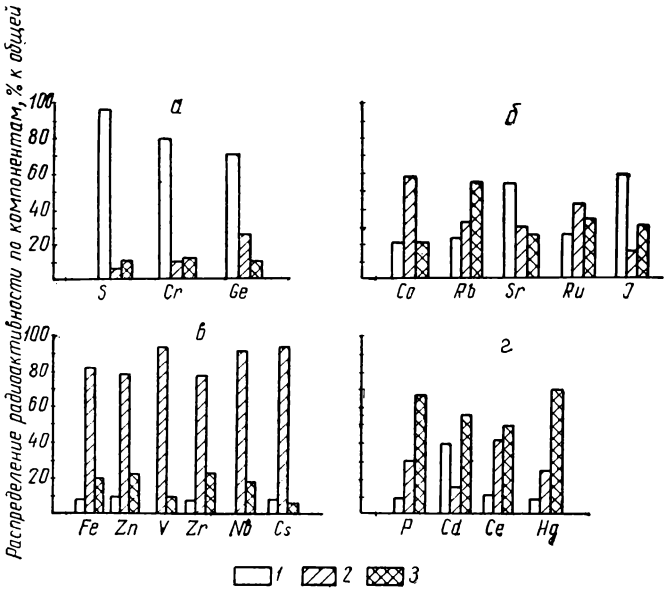


Рис. 3. Четыре типа распределения радиоизотопов по компонентам водоема:
а — гидротропы; *б* — эквитропы; *в* — педотропы; *г* — биотропы.
1 — вода; *2* — грунт; *3* — биомасса.

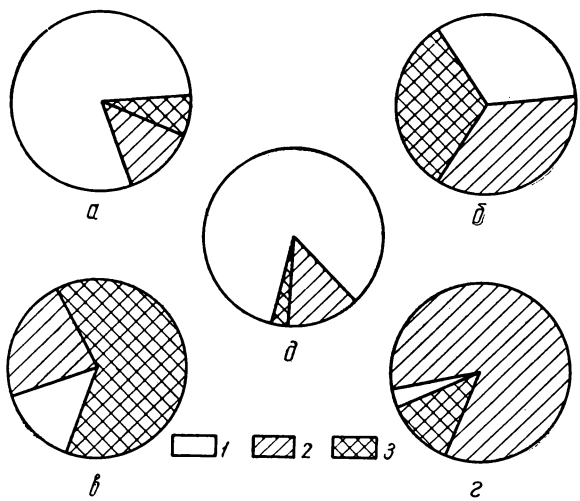


Рис. 4. Типы распределения радиоизотопов: *а* — гидротропы (Cr, S, Ge); *б* — эквитропы (Sr, Ru, J, Co, Rb); *в* — биотропы (P, Ce, Cd, Hg); *г* — педотропы (V, Zr, Nb, Cs, Fe, Zn); *д* — распределение массы трех компонентов в аквариумах.

Секторы соответствуют процентному содержанию радиоактивности: *1* — в воде; *2* — в грунте; *3* — в биомассе.

зия, явно более чем на 70% накапливающихся в грунте, а в четвертую группу входят фосфор, кадмий, церий и ртуть, которые более чем на 50% накапливаются в биомассе.

Эти четыре группы радиоизотопов, соответствующие четырем разным типам распределения по основным компонентам водоема, можно кратко обозначить как «гидротропы», остающиеся преимущественно в растворе; «эквитропы», равномерно распределяющиеся; «педотропы», большая часть которых концентрируется в грунте, и «биотропы», дающие высокое накопление в биомассе. На рис. 4 эти типы распределения изображены для усредненных данных по каждому типу в виде секторных диаграмм. Распределение гидротропов почти не отличается от распределения массы трех компонентов; лишь в биомассе наблюдается некоторое накопление этих радиоизотопов. Эквитропы показывают более высокие коэффициенты накопления в грунте и особенно в биомассе, благодаря чему, по сравнению с крайне неравномерным распределением компонентов по весу, они дают в среднем почти идеально равномерное распределение радиоактивности между водой, грунтом и биомассой. В группу педотропов входят радиоизотопы, дающие высокие коэффициенты накопления в грунте и низкие в биомассе (цезий), а также радиоизотопы, которые при относительно высоком накоплении в биомассе хорошо проникают в грунт (остальные радиоизотопы этой группы), а потому, благодаря огромной по сравнению с живыми организмами массе грунта, оказываются сконцентрированными преимущественно в последнем. Наконец, в группу биотропов входят те радиоизотопы, накопление которых в биомассе явно превышает таковое в грунте.

Из рис. 4 и табл. 6 видно, что все радиоизотопы, независимо от типа распределения, сравнительно с грунтом очень сильно, хотя и в разной степени, накапливаются биомассой. Поэтому целый ряд специальных опытов, результаты которых будут описаны в следующей главе, были посвящены установлению коэффициентов накопления разных радиоизотопов различными грунтами и отдельными видами пресноводных организмов.

ГЛАВА II

КОЭФФИЦИЕНТЫ НАКОПЛЕНИЯ РАЗЛИЧНЫХ РАДИОИЗОТОПОВ РАЗНЫМИ ВИДАМИ ПРЕСНОВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ

Уже первые из распределительных опытов, описанных в предыдущей главе, показали, что в биомассе накапливается весьма значительное количество радиоизотопов. Кроме того, важнейшей количественной характеристикой геохимической деятельности живых организмов должно являться точное установление накопления рассеянных и редких элементов разными видами, группами и сообществами организмов из окружающей их среды. Поэтому, уже более 10 лет тому назад нами были начаты опыты по определению коэффициентов накопления (то есть отношений концентрации в организме к концентрации в воде) разных радиоизотопов из водного раствора различными группами и отдельными видами пресноводных организмов. Накопление такого материала, естественно, продолжается, и к настоящему времени в нашей лаборатории имеются уже данные, полученные в хорошо репродуцируемых опытах по единой методике, по коэффициентам накопления около 20 различных радиоизотопов примерно 35 видами пресноводных растений и 25 видами пресноводных животных. В этих опытах в основном ставилась чисто феноменологическая задача: сравнение в стандартных условиях коэффициентов накопления возможно большего числа разных радиоизотопов возможно большим количеством различных видов пресноводных организмов, без углубленного анализа физиологических механизмов накопления. Однако попутно были проведены некоторые специальные опыты и разработана методика выявления специфических накопителей отдельных элементов; эти опыты, несмотря на их предварительный характер и фрагментарность, также будут кратко описаны.

В этой главе будут приведены результаты: 1) некоторых предварительных ориентировочных опытов, послуживших основанием для проведения дальнейших опытов по определению различных коэффициентов накопления; 2) стандартных сравнительных опытов по определению коэффициентов накопления разных радиоизотопов различными видами пресноводных организмов; 3) нескольких опытов по сравнению коэффициентов накопления радиоизотопов элементов, являющихся близкими химическими аналогами; 4) опытов по влиянию внесения в воду комплексонов на коэффициенты накопления различных радиоизотопов; 5) применения статистического метода выявления специфических видов-накопителей некоторых отдельных радиоизотопов.

1. ОРИЕНТИРОВОЧНЫЕ ОПЫТЫ

Более 30 лет тому назад В. И. Вернадским с сотрудниками были точно определены концентрации радия в воде Петергофских прудов и в ряде организмов, населяющих эти пруды; при этом было установлено,

что все изученные организмы (планктон и ряски), проводящие весь свой жизненный цикл в воде, содержат радий в концентрациях, в сотни раз превышающих таковую в воде и являются, таким образом, *мощными* накопителями этого типичного рассеянного элемента из водного раствора [14, 20, 24, 27, 30]. С 1949 г. нами были предприняты лабораторные опыты для установления степени накопления разными пресноводными организмами ряда различных радиоизотопов, в первую очередь важнейших из «осколочных». Для количественного сравнения было сформулировано понятие коэффициента накопления, выражаемое отношением концентраций данного элемента в организме к его концентрации в воде при условии относительно длительного равновесия [133, 145, 146]. Такие коэффициенты накопления позволяют количественно сравнивать концентрирование разными видами различных элементов из водного раствора.

В первых опытах, проводившихся на смешанном прудовом планктоне и нескольких видах высших пресноводных растений (уруть, роголистник, элодея и валлиснерия), большом прудовике и мальках карпа со стронцием, рутением, цезием, церием и неразделенным раствором осколков урана и несколькими другими радиоизотопами, проверялись: толерантность пресноводных организмов к образующимся в их теле концентрациям излучателей, динамика накопления во времени, зависимость коэффициентов накопления от концентрации излучателей и, в нескольких случаях, степень дезактивации и характер перераспределения излучателя в организме.

При концентрации различных радиоизотопов в воде от 10^{-8} *кюри/л* до 10^{-5} *кюри/л* заметного влияния на рост и развитие пресноводных организмов по сравнению с контролем в течение нескольких месяцев не отмечалось; поэтому в первом приближении опыты с микроконцентрациями излучателей в воде можно считать для большинства подопытных организмов протекающими в относительно нормальных физиологических условиях. Однако, как будет показано ниже в главе о перифитоне и как и следует ожидать из общих радиобиологических соображений, степень толерантности разных видов и групп живых организмов, несомненно, различна; поэтому в длительных опытах с сообществами разных видов при концентрациях радиоизотопов порядка 10^{-4} *кюри/л* могут происходить количественные и качественные перестройки сообществ по сравнению с контролем. В тех случаях, когда по условиям приготовления препаратов того или иного радиоизотопа вносится огромное по сравнению с соответствующим радиоизотопом количество какого-либо носителя, конечно, возможно проявление чисто химической токсичности раствора; в этих случаях приходится соответственно снижать концентрацию по радиоактивности.

Динамика установления коэффициентов накопления изучалась в предварительных опытах длительностью до 250 дней. На рис. 5 приведены результаты ряда таких опытов с элодеей и на рис. 6 — с большим прудовиком; эти опыты показали, что коэффициенты накопления вначале сравнительно быстро возрастают и примерно через 10—15 дней достигают определенного статического равновесия, лишь случайно колеблясь вокруг определенного, постоянного среднего значения. Из этого правила есть исключения: элементы, которые необратимо концентрируются в растущих скелетных образованиях (например, стронций в костном скелете рыб и раковинах моллюсков), естественно, продолжают концентрироваться в растущем организме и соответствующие коэффициенты накопления медленно, но постоянно повышаются; на

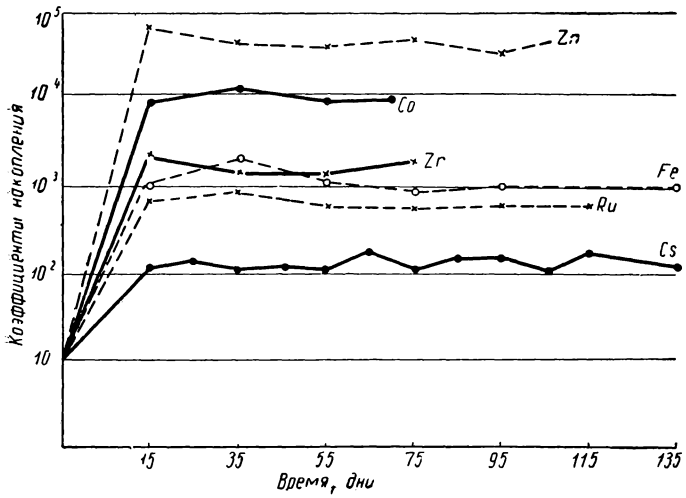


Рис. 5. Динамика стабилизации коэффициентов накопления различных радиоизотопов элодеей.

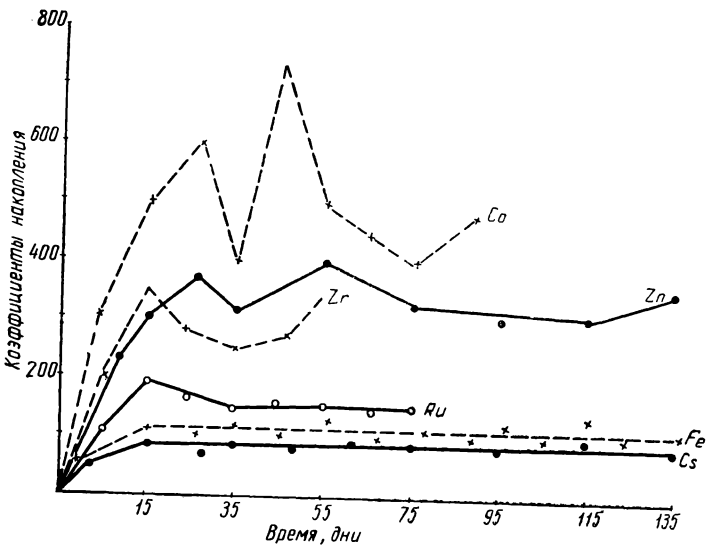


Рис. 6. Динамика стабилизации коэффициентов накопления различных радиоизотопов прудовиком.

рис. 7 приведен такой случай для коэффициентов накопления стронция раковиной большого прудовика [147].

В пределах микроконцентраций, от 10^{-8} до 10^{-5} *кюри/л*, все до сих пор проведенные опыты показывают независимость коэффициентов накопления от концентрации в воде, конечно, при условии наличия не слишком больших количеств стабильного носителя. Опыты с радиоактивной меткой соответствующих стабильных изотопов показали, что при концентрациях по молярности в пределах от 10^{-8} до 10^{-4} коэф-

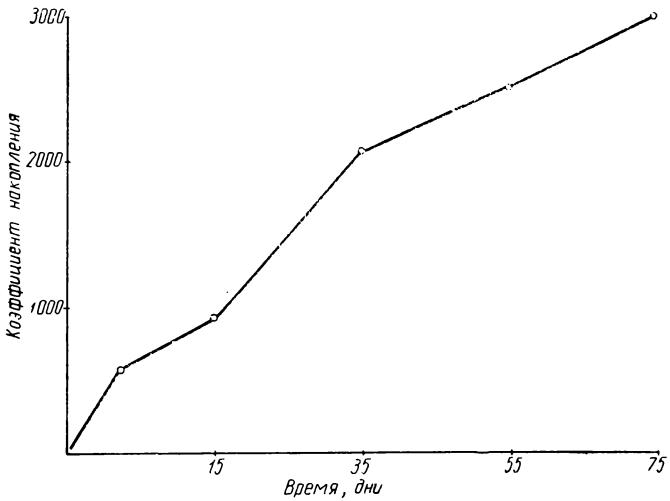


Рис. 7. Динамика коэффициентов накопления стронция раковиной большого прудовика.

фициенты накопления практически не меняются при условии неизменности физико-химической формы элемента в растворе; лишь с переходом к макроконцентрациям (выше 10^{-4}) коэффициенты накопления снижаются [146]. Но относительно высокие концентрации некоторых радиоизотопов в растворе конкурирующих ионов-аналогов (например, кальций по отношению к радиостронцию или калий по отношению к рубидию и цезию) могут оказывать влияние на коэффициенты накопления; это следует учитывать при работе с природными водами. На рис. 8 приведена зависимость коэффициентов накопления радиостронция элодеей от весовых концентраций стронция и кальция в растворе [130].

Как уже упоминалось выше, нас в основном интересовала феноменология концентрирования разных радиоизотопов пресноводными организмами после достижения коэффициентами накопления определенной, более или менее стабильной величины; но, естественно, в первых опытах, особенно на таких удобных организмах, как моллюски и рыбы, прослеживалась динамика распределения ряда радиоизотопов по системам органов. В качестве примера на рис. 9 приведены изменения величин коэффициентов накопления шестью разными органами рыб в зависимости от времени их пребывания в растворе радиостронция (2, 14 и 28 дней).

При длительном пребывании в чистой воде концентрации почти всех радиоизотопов в теле большинства пресноводных организмов, естественно, падают. Однако лишь немногие радиоизотопы (сера, рутений) могут

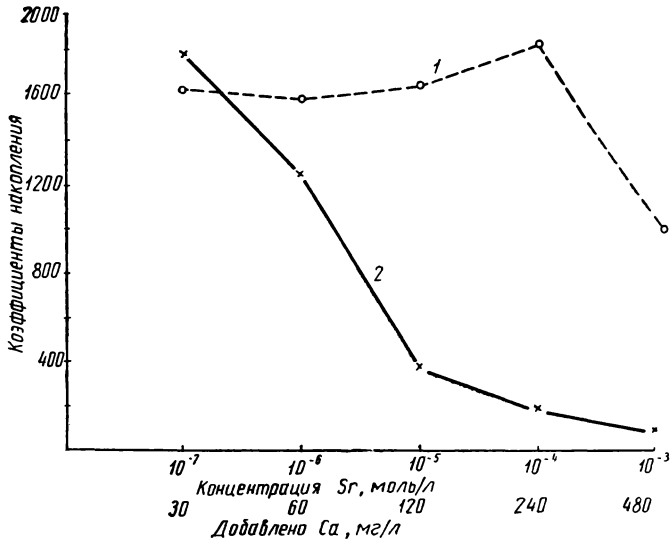


Рис. 8. Коэффициенты накопления стронция элодеей (по данным Н. А. Тимофеевой) в зависимости:
1 — от концентрации стронция в растворе; *2* — от количества добавленного в воду кальция.

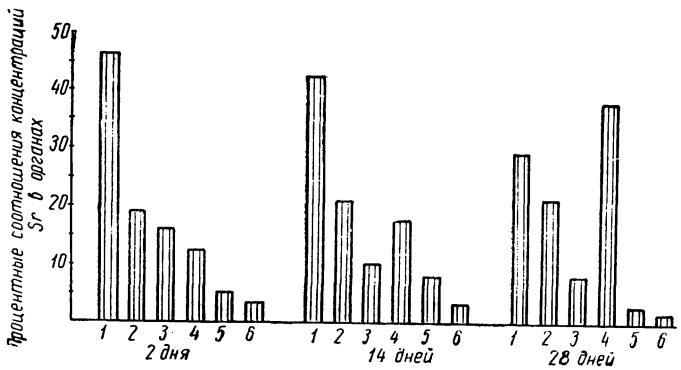


Рис. 9. Изменения соотношений концентраций стронция: в чешуе *1*, плавниках *2*, жабрах *3*, скелете *4*, внутренних органах *5* и мышцах *6* карпа.

выделиться почти полностью; остальные же выделяются весьма медленно и непостоянно. Например, стронций из мальков карпа за месяц пребывания рыб в чистой воде выделяется примерно на 40—45% и лишь из мягких тканей: общий коэффициент накопления при этом, благодаря ничтожной концентрации выделившегося стронция в воде, конечно, возрастает.

Таким образом, все кратко упомянутые в этом разделе ориентировочные опыты показали, что за редкими исключениями (стронций в скелетных образованиях) коэффициенты накопления к 10—15 дням после начала опыта стабилизируются у всех живых организмов, от планктона до рыб, на определенном, характерном для данного радиоизотопа и вида уровне; у большинства водных мелких планктонных организмов и у низших водных растений стабилизация коэффициентов накопления происходит обычно быстрее — от нескольких часов до нескольких дней. Это позволяет проводить стандартные, сравнительно краткосрочные опыты по сравнительному изучению коэффициентов накопления разных радиоизотопов различными видами пресноводных организмов.

2. СРАВНИТЕЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ КОЭФФИЦИЕНТОВ НАКОПЛЕНИЯ РАЗНЫХ РАДИОИЗОТОПОВ РАЗЛИЧНЫМИ ВИДАМИ ПРЕСНОВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ

На основании описанных в предыдущем разделе предварительных опытов была установлена стандартная методика определения коэффициентов накопления различными видами пресноводных организмов. Эта методика заключается в следующем. В стеклянные аквариумы различной емкости (в зависимости от изучаемых видов живых организмов) помещаются примерно в постоянных весовых отношениях вода, грунт и биомасса из изучаемых видов животных и растений. В первых опытах с новыми радиоизотопами и видами организмов, путем взятия повторных проб через разные промежутки времени, определяется динамика стабилизации коэффициентов накопления; а в дальнейшем сравниваются коэффициенты накопления лишь по достижении ими более или менее постоянного уровня, варьирующего лишь статистически вокруг определенной величины. Большинство таких стандартных опытов продолжается около месяца и окончательные коэффициенты накопления вычисляются путем усреднения проб из всех повторностей опытов, из последних по времени проб, взятых более чем через 2 недели после начала опыта. Параллельно с пробами живых организмов берутся и пробы воды, ибо коэффициенты накопления определяются как отношение единовременных концентраций радиоизотопа в организме к концентрации в воде.

В первых сериях таких опытов были установлены коэффициенты накопления элодеей (*Elodea canadensis* Rich) и большим прудовиком (*Limnaea stagnalis* L.) радиоизотопов 13 различных элементов (фосфор-32, сера-35, железо-59, кобальт-60, цинк-65, германий-71, стронций-90, цирконий-95, ниобий-95, рутений-106, йод-131, цезий-137, церий-144). В табл. 7 приведены все данные по опытам с элодеей: средние из всех опытов и повторностей концентрации радиоизотопов в воде и элодее и соответствующие коэффициенты накопления. На рис. 10 колонками соответствующей высоты изображены коэффициенты накопления этих 13 радиоизотопов элодеей и большим прудовиком. Из этого рисунка прежде всего видно, что коэффициенты накопления элодеей всех радиоизотопов, кроме фосфора и стронция, значительно, а для

Таблица 7

Коэффициенты накопления различных радиоизотопов элодеей

Радиоизотопы	Концентрация радиоизотопов: в воде, *имп/мин* × *мл*	Концентрация радиоизотопов: в элодее, *имп/мин* × *г·10⁻³*	Коэффициент накопления
Фосфор-32 . . .	1000	1600,0	1600
Сера-35	780	235,5	300
Железо-59 . . .	109	137,5	1260
Кобальт-60 . .	51	276,1	5416
Цинк-65	72	704,6	9790
Германий-71 . .	500	352,5	705
Стронций-90 . .	985	779,2	790
Цирконий-95 .	34	87,2	2560
Ниобий-95 . .	10	62,8	6275
Рутений-106 . .	300	337,0	1125
Йод-131	1200	900,0	750
Цезий-137 . . .	78	13,2	170
Церий-144 . . .	10	71,0	7100
Раствор осколков урана	156	322,9	2060

ряда радиоизотопов во много раз выше, чем прудовиком. Затем, за малыми исключениями, намечается, что оба вида по одним и тем же радиоизотопам дают более высокие или более низкие коэффициенты накопления. Наконец, особенно высокими коэффициентами накопления обладают фосфор, железо, кобальт, цинк, цирконий, ниобий и церий, а особенно низкими — сера, германий и цезий.

В дальнейшем стандартные опыты по определению коэффициентов накопления были расширены. В них были включены все подходящие по физическим признакам (не слишком короткий период полураспада и не слишком мягкое излучение) радиоизотопы; таковыми к настоящему времени являются: фосфор-32, сера-35, кальций-45, хром-51, железо-59, кобальт-60, цинк-65, германий-71, рубидий-86, стронций-90, иттрий-91, цирконий-95, ниобий-95, рутений-106, кадмий-115, йод-131, цезий-137, церий-144, прометий-147 и ртуть-203. Кроме того, в опыты включается все большее число видов живых организмов. К настоящему времени изучены в достаточном количестве опытов и повторностей коэффициенты накопления для большинства из вышеперечисленных

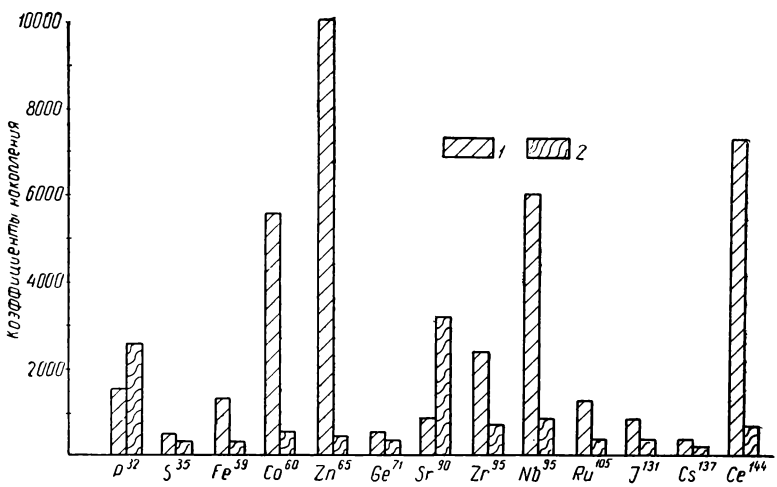


Рис. 10. Коэффициенты накопления различных радиоизотопов:
1 — элодеей; *2* — большим прудовиком.

радиоизотопов следующими видами пресноводных растений и животных: из растений — водные бактерии, бактерии с наскальных лишайников, водоросли — *Scenedesmus acuminatus* Chodat, *Scenedesmus quadricauda* Breb., *Cladophora fracta* Kütz., *Cladophora glomerata* Kütz., *Mougeotia* sp., *Spirogyra crassa* Kütz., *Spirogyra* sp., *Chara* sp., *Chara*

aspera Wild и *Chara fragilis* Desw.; из мхов — *Ricciocarpus nataus* L. и *Fontinalis* sp.; из высших растений: *Ranunculus conferoides* Fries., *Myriophyllum spicatum* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Lythrum* sp., *Cicuta virosa* L., *Utriculairia vulgaris* L., *Typha angustifolia* L., *Calla palustris* L., *Lemna minor* L., *Lemna trisulca* L., *Lemna polyrrhyza* L., *Potamogeton natans* L., *Potamogeton compressus* L., *Potamogeton filiformis* Pers., *Potamogeton perfoliatus* L., *Elodea canadensis* Rich., *Vallisneria spiralis* L., *Stratiotes aloides* L., *Hydrocharis morsus ranae* L., и *Carex* sp.; из животных: пиявки — *Herpobdella sp.*, моллюски — *Anadonta cellensis* Schröter, *Limnaea stagnalis* L., *Radix auricularia* L., *Radix ovata* Drap., *Galba palustris* Mull., *Bithynia tentaculata* L.' *Aplexa hypnorum* L., *Anisus vortex* L. и *Planorbis planorbis* L.; из ракообразных: *Diaptomus graciloides*, *Mesocyclops* sp., *Chydorus sphaericus*, *Rivulogammarus lacustris* Sars.; из насекомых: личинки *Culex pipiens pipiens* L., *Theobaldia alascensis* Ludl., *Halesus interpunctatus* Lett., *Leptocerus* sp., *Phryganea grandis* L., *Aeschna* sp., *Lestes* sp., *Eristalis* sp. и *Tendipes* sp.; из позвоночных: гибриды *Cyprinus carpio* L., *C. c. haematopterus* Tem. et Schl и головастики *Ranae* sp.

В сводной табл. 8, содержащей еще «пустые места», приводятся все достаточно твердо установленные достоверные коэффициенты накопления 20 разных радиоизотопов 34 видами пресноводных растений. На основании этих данных были вычислены средние коэффициенты накопления для каждого вида растений, для каждого радиоизотопа по всем изученным видам. У разных видов средние коэффициенты накопления варьируют очень резко, от порядка сотни у прибрежных амфибиальных видов до почти тридцати тысяч у водоросли мужотии; правда, средние коэффициенты накопления разными видами нельзя еще сравнивать с достаточной достоверностью, так как для многих видов нет данных по ряду радиоизотопов, а различные радиоизотопы дают в среднем очень разные коэффициенты накопления. Средние коэффициенты накопления по всем изученным видам разных радиоизотопов также весьма сильно варьируют, от нескольких сотен у серы, кальция, хрома, германия, стронция, йода и цезия до десятков тысяч у фосфора, железа, кобальта, цинка, иттрия, циркония и церия; сказанное выше о средних коэффициентах накопления разными видами растений относится, хотя и в значительно меньшей степени, и к средним коэффициентам накопления разных радиоизотопов. Во всяком случае, совершенно ясно, что как разные виды и группы растений, так и разные группы радиоизотопов резко отличаются друг от друга по средним коэффициентам накопления. При рассмотрении таблицы бросается в глаза, что по каждому элементу имеются виды с особенно высокими или особенно низкими коэффициентами накопления; но более подробному рассмотрению этого вопроса будет посвящен последний раздел этой главы.

В табл. 9 приведены коэффициенты накопления всех изученных радиоизотопов для водоросли кладофора (*Cladophora fracta* Kütz.), в среднем для всех водорослей, для элодеи (*Elodea canadensis* Rich.), в среднем для всех высших растений и в среднем по всем растениям. Из этой таблицы ясно видно, что наивысшие коэффициенты накопления дают водоросли, средний коэффициент накопления которых примерно в 4 раза выше, чем у высших растений. Разница между коэффициентами накопления различных радиоизотопов выступает здесь весьма ясно, так как радиоизотопы, дающие особенно высокие или низкие коэффициенты накопления, сохраняют эти черты у всех групп растений. На рис. 11 для большей наглядности изображены средние коэффициенты накопления низшими, высшими и всеми изученными растениями;

Коэффициенты накопления двадцати различных радиоизотопов

Организмы	Фосфор-32	Сера-35	Кальций-45	Хром-51	Железо-59	Кобальт-60	Цинк-65	Германий-71	Рубидий-86
Водные бактерии									
Бактерии с наскальных лишайников		5			555	370	1555		
Scenedesmus quadricauda Breb.		500	70		9000	390	775		420
Scenedesmus acuminatus Chodat		400	45		35000	250			
Cladophora fracta Kütz	76750	2600	330		26800	8750	6110		2280
Cladophora glomerata Kütz	135000	165	335		31500	1985	3900		2275
Mougeotia sp.	2100	575	140		34000	238000	36600		
Spirogyra crassa Kütz	1750	650	190		1660	17000	1950		
Spirogyra sp.		795	175		3120	5640	31500		2325
Chara sp.		85	480				4600		
Chara aspera Wild.		45	345				2270		170
Chara fragilis Desw.		60	330		15500	7425	2860		
Ricciocarpus natans L.		200	285				19000		2875
Fontinalis sp.									
Ranunculus conferoides Fries		460	285				2460	130	1305
Myriophyllum spicatum L.		40	220	695	530	3500	3980	245	420
Ceratophyllum demersum L.	5750	165	215	470	4510	4665	4740	105	850
Lythrum sp.									
Cicuta virosa L.									
Utricularia vulgaris L.	4400	30	185			11650	3900		1560
Typha angustifolia L.									
Calla palustris L.									
Lemna minor L.		200	235		9050	3900	8950		1230
Lemna trisulca L.	11000	75	250	480		14000	28300		1580
Lemna polyrrhyza L.		95	290				6100		2600
Potamogeton natans L.	7200								
Potamogeton compressus L.									850
Potamogeton filiformis Pers.		50	425				8060		685
Potamogeton perfoliatus L.		65	485				5800		310
Elodea canadensis Rich.	4400	135	500	480	4735	3490	3110	705	625
Vallisneria spiralis L.									
Stratiotes aloides L.						4900			
Hydrocharis morsus ranae L.	11000	205	410	260		5430	6900		1050
Carex sp.	1730	95	330		6865	4595	7245	350	950
Среднее	23735	335	290	475	12775	18665	8690	305	1460

из-за разницы между наиболее низкими и высокими коэффициентами накопления, на рисунке их пришлось изобразить в логарифмическом масштабе. Из рисунка видно, что фосфор, железо, кобальт, цинк, иттрий, цирконий и церий дают особенно высокие коэффициенты накопления; сера, кальций, германий, стронций, йод и цезий особенно низкие; остальные же элементы образуют промежуточную группу. Столь же ясно видны из рисунка уже упоминавшиеся различия в коэффициентах накопления водорослями и высшими растениями.

Таблица 8

разными видами пресноводных растений

Стронций-90	Иттрий-91	Цирконий-95	Ниобий-95	Рутений-106	Кадмий-115	Йод-131	Цезий-137	Церий-144	Прометий-147	Ртуть-203	Среднее
440				855			100	11140			3160
205				100			200	740			465
130	22050	5650		3000			280	20700			5245
105	1530	13240		760			390	38500			9020
1910	119625	32300	5800	2550	16200		1230	35600		5880	17865
900	40000	19520	6950	1280	17400		1565	31000		5410	10945
190	15600	4370	4130	9300	2810			5400			29260
235	6860	6815	20900	2330	3270		285	41200			7950
550	13990	71250		3200			1920	12800			12270
350	3790	3840	8020	815			200	4120			2630
280	5825	6920	12850	1200			180	6800			3670
400	6335	14150	4885	3750			365	19510			6295
590	20425	8560	20500	2430			715	9800			8250
360				3320			1020	9650			3585
465		6790	11430	1550			765	7880	2900		3195
445	4710	1965	6000	885	2720	410	295	4100	4850	6420	2335
510	920	5280	2340	1900	985	370	300	11250	5300	7700	3025
50							185				115
130				165			140				145
665	6935	2800	16500	1885	700	835	340	6050		6700	4240
25							20				22
45				210			70				110
400	4425	6930	6670	2810		285	2405	15000			4660
315	6170	3660	15890	2920	1530	615	940	10500	6400	6350	6435
590	8435	6180	5200	3325			1050	5520			3680
670			950	1055			205	1370			1910
1020			3800	1190			115				
								2435			1710
585	11670	2445	725	1990			185	3255			2940
685	4740	1725	1110	750		105	195	1925			1600
805	2120	3600	5040	1125	1510	535	285	5300	2650	4700	2380
220				270			360	7100			1985
615				375		240	375				2235
415	5000	1535	2925	885	1070	660	535	2485	3500	4180	2530
160	6535	4925	5440				670	6730			3330
470	14440	10195	7660	1875	4820	405	545	11660	4265	5915	

В сводной табл. 10 приведены коэффициенты накопления всех изучавшихся радиоизотопов разными видами пресноводных животных. Прежде всего бросается в глаза, что коэффициенты накопления у животных, за редкими исключениями, значительно ниже, чем у растений; на большом числе видов, таким образом, подтверждается результат, полученный при сравнении коэффициентов накопления элодеей и прудовиком (рис. 10). Общая картина такая же, что и у растений: средние коэффициенты накопления разных видов резко отличаются друг от

друга (от десятков до тысяч), хотя и меньше, чем у растений. Средние коэффициенты накопления разных изотопов также отличаются от десятков до тысяч, наиболее высокие (фосфор, кобальт, цинк, иттрий,

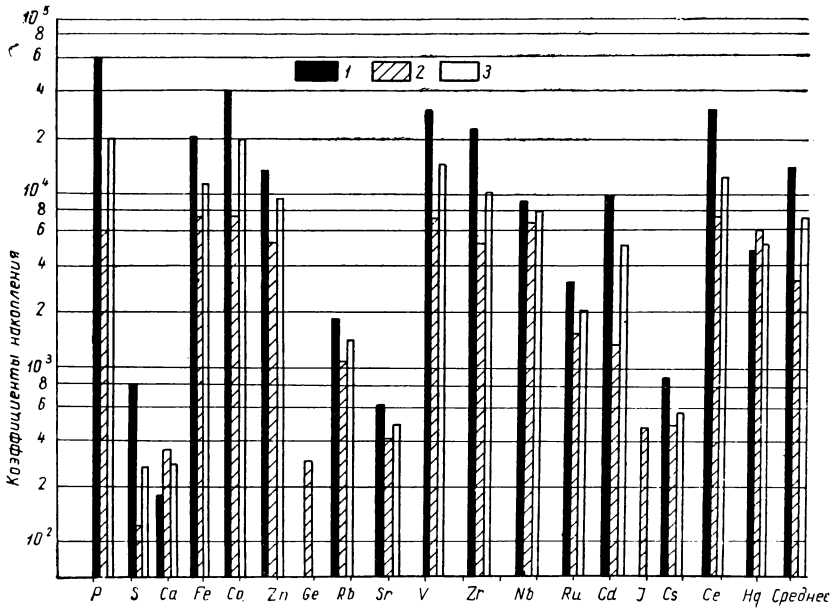


Рис. 11. Коэффициенты накопления различных радиоизотопов:
1 — низшими и *2* — высшими растениями, *3* — в среднем всеми растениями. Колонки даны в логарифмическом масштабе.

церий, прометий и ртуть), наиболее низкие (сера, кальций, германий и кадмий) и средние коэффициенты накопления дают в общем те же элементы, что и у растений.

Таблица 9

Коэффициенты накопления различных радиоизотопов кладофорой, элодеей и средние коэффициенты накопления низшими и высшими растениями

Радиоизотопы	Кладофора	Низшие растения	Элодея	Высшие растения	Общее среднее
Фосфор-32	76750	53900	4400	6500	23735
Сера-35	2600	810	135	125	335
Кальций-45	330	185	500	330	290
Железо-59	26800	19600	4735	6865	14020
Кобальт-60	8750	39000	3490	6355	19975
Цинк-65	6110	13470	3110	7350	9020
Германий-71	—	—	705	305	305
Рубидий-86	2280	1825	500	1135	1460
Стронций-90	1910	620	805	430	465
Иттрий-91	119625	31400	2120	6535	14440
Цирконий-95	32300	20450	3600	5080	10195
Ниобий-95	5800	9450	5040	7230	7660
Рутений-106	2550	3200	1125	1580	1975
Кадмий-115	16200	9920	1510	1420	4820
Йод-131	—	—	535	450	405
Цезий-137	1230	810	285	475	565
Церий-144	35600	26500	5300	7035	12075
Ртуть-203	5880	5645	4700	6000	5915
Среднее	21545	14800	2360	3620	7090

Таблица 10

Коэффициенты накопления различных радиоизотопов пресноводными животными

Организмы	Фосфор-32	Сера-35	Кальций-45	Хром-51	Железо-59	Кобальт-60	Цинк-65	Германий-71	Рубидий-86	Стронций-90	Иттрий-91	Цирконий-95	Ниобий-95	Рутений-106	Кадмий-115	Йод-131	Цезий-137	Церий-144	Прометий-147	Ртуть-203	Среднее
Пиявка *Herpobdella* sp.	1070	4			330	275	125		180	8	145	90	480	30		50	10	125	34		195
Моллюски:																					
Anadonta cellensis Schröter	165					1090				85		455	275	170			90	370			338
Limnaea stagnalis L.	2530				125	325	155	70	260	3100	2020	270	420	130		115	215	2180	325		670
Radix auricularia L.	1740					925	220			60				100		70	290	1050	365		535
Radix ovata Drap.	2400									320				295	12		390	7130			1750
Galba palustris Müll.	20800					1160			370	585				100				2300	780	590	3335
Bithynia tentaculata L.	3180					560	345			170				340	2		690	3300	360		995
Aplexa hypnorum L.	35600	35			720	1380	165			505		530		290			510	7220	1250		4380
Anisus vortex L.	13200					870			230	305		1660		—		265	60		1920		2315
Planorbis planorbis L.						800				210						350	60		1080		500
Ракообразные:																					
Diaptomus graciloides										90				1670			1270	6460			2370
Mesocyclops sp.										170				710			530				470
Chydorus sphaericus										370				2250			1020				1215
Rivulogammarus lacustris Sars.	85	85			350	1100	1820	65	290	400		120		440			235	1580			550
Личинки и насекомые:																					
Culex pipiens pipiens L.		292	155			4010	16400			355				1140			245	9050			3955
Theobaldia alascensis Ludl.														10			40	12			20
Halesus interpunctatus Lett.		7		240	410	8500	450			12		300		400	40		120	1100	270	1100	995
Leptocerus sp.										20				63			20	360			115
Phryganea grandis L.										18				500			680	2430			905
Aeschna sp.		2				635	1930			7				125			100	2600	300		710
Lestes sp.										4				90			315	325			185
Eristalis sp.		8				390				60				130			35	805	1060		350
Tendipes sp.			50		680	375				105	123			500			530	1020			425
Позвоночные:																					
Cyprinus carpio L. x. C. *c. haematopterus* Tem et Schl.		14	35			60		6	135	160		60		80		10	55	820			60
Головастики *Rana* sp.								630		210				1510		1275		70100			905
Среднее	8075	55	80	240	435	1405	2400	195	245	305	765	435	390	480	25	305	325	5730	705	845	

Так же, как и у растений, по ряду элементов отдельные виды дают особенно высокие или особенно низкие коэффициенты накопления.

В табл. 11 приведены все изученные коэффициенты накопления для большого прудовика, средние коэффициенты накопления для моллюсков, ракообразных, личинок насекомых, позвоночных и общие средние коэффициенты накопления по всем животным. Моллюски и личинки насекомых дают более высокие коэффициенты накопления, чем ракообразные и позвоночные; у последних средний коэффициент накопления сильно завышен за счет огромного его значения по церию у голо-

Таблица 11

Коэффициенты накопления различных радиоизотопов большим прудовиком и средние коэффициенты накопления некоторыми группами пресноводных животных

Радиоизотопы	Большой прудовик	Моллюски	Ракообразные	Личинки насекомых	Позвоночные	Общее среднее
Фосфор-32	2530	9950	85	—	—	8075
Сера-35	—	35	85	75	15	55
Кальций-45	—	—	—	105	35	80
Железо-59	125	425	350	545	—	435
Кобальт-60	325	890	1100	2785	60	1405
Цинк-65	155	220	1820	6260	—	2400
Германий-71	70	70	65	—	320	195
Рубидий-86	260	285	290	—	135	245
Стронций-90	3100	595	255	75	185	305
Иттрий-91	2020	2020	—	125	—	765
Цирконий-95	270	730	120	300	60	435
Ниобий-95	420	350	—	—	—	390
Рутений-106	130	205	1265	330	795	480
Кадмий-115	—	10	—	40	—	25
Йод-131	115	200	—	—	640	305
Цезий-137	215	440	765	230	55	325
Церий-144	2180	3365	4020	1965	35400	5730
Прометий-147	325	870	—	545	—	705
Среднее	815	1215	850	1030	3425	—

вастиков лягушек. На рис. 12 (аналогичном рис. 11 для растений) в логарифмическом масштабе графически изображены коэффициенты накопления моллюсками, ракообразными, личинками насекомых и в среднем по всем изученным животным. Из этого рисунка ясно видно, что моллюски значительно сильнее членистоногих накапливают фосфор, иттрий и цирконий, в то время, как личинки насекомых особенно сильно накапливают кобальт и цинк, а ракообразные — рутений и церий.

Наконец, для наглядного сравнения всего материала по коэффициентам накопления 20 различных изученных радиоизотопов всеми подопытными пресноводными организмами приводится рис. 13. На этом рисунке видно, что исключительно высокими коэффициентами накопления резко выделяются фосфор, железо, кобальт, цинк, иттрий, цирконий, ниобий, церий и ртуть, а особенно низкими — сера, кальций, хром, германий, стронций, йод и цезий. Средние коэффициенты накопления располагаются в следующий ряд: фосфор, кобальт, иттрий, железо, церий, цирконий, цинк, ниобий, ртуть, кадмий, прометий, рутений, рубидий, цезий, хром, стронций, йод, сера, германий и кальций. Для животных такой убывающий ряд коэффициентов накопления оказывается иным:

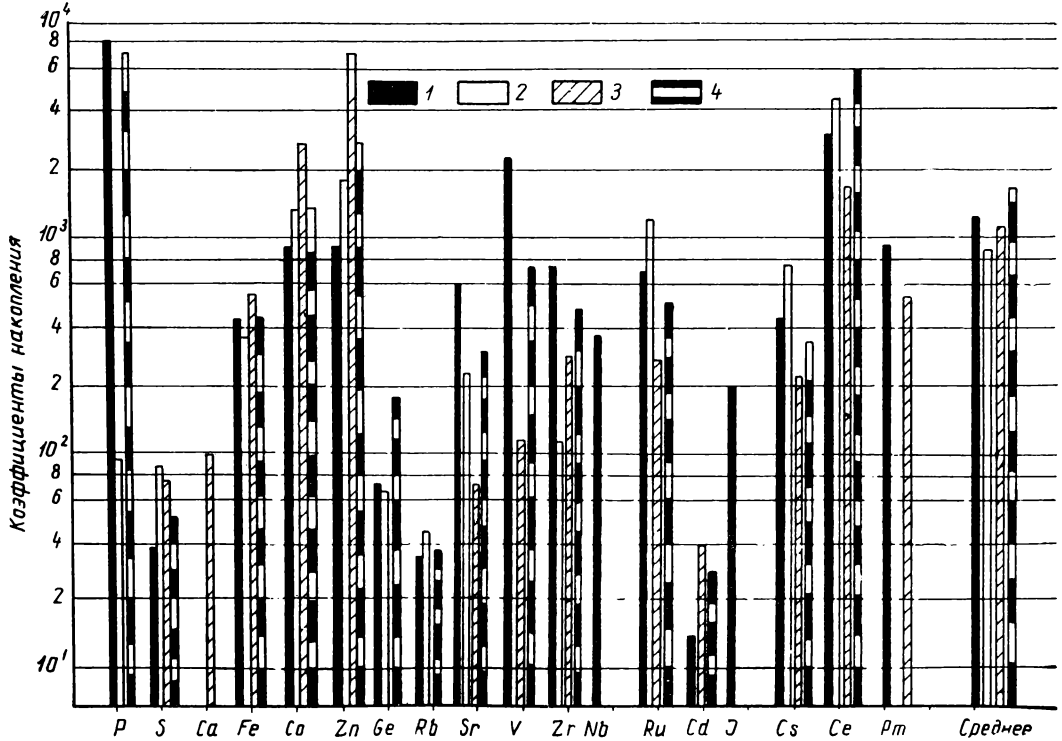


Рис. 12. Коэффициенты накопления различных радиоизотопов:

1 — моллюсками; *2* — ракообразными; *3* — личинками насекомых и *4* — в среднем всеми изученными животными. Колонки даны в логарифмическом масштабе.

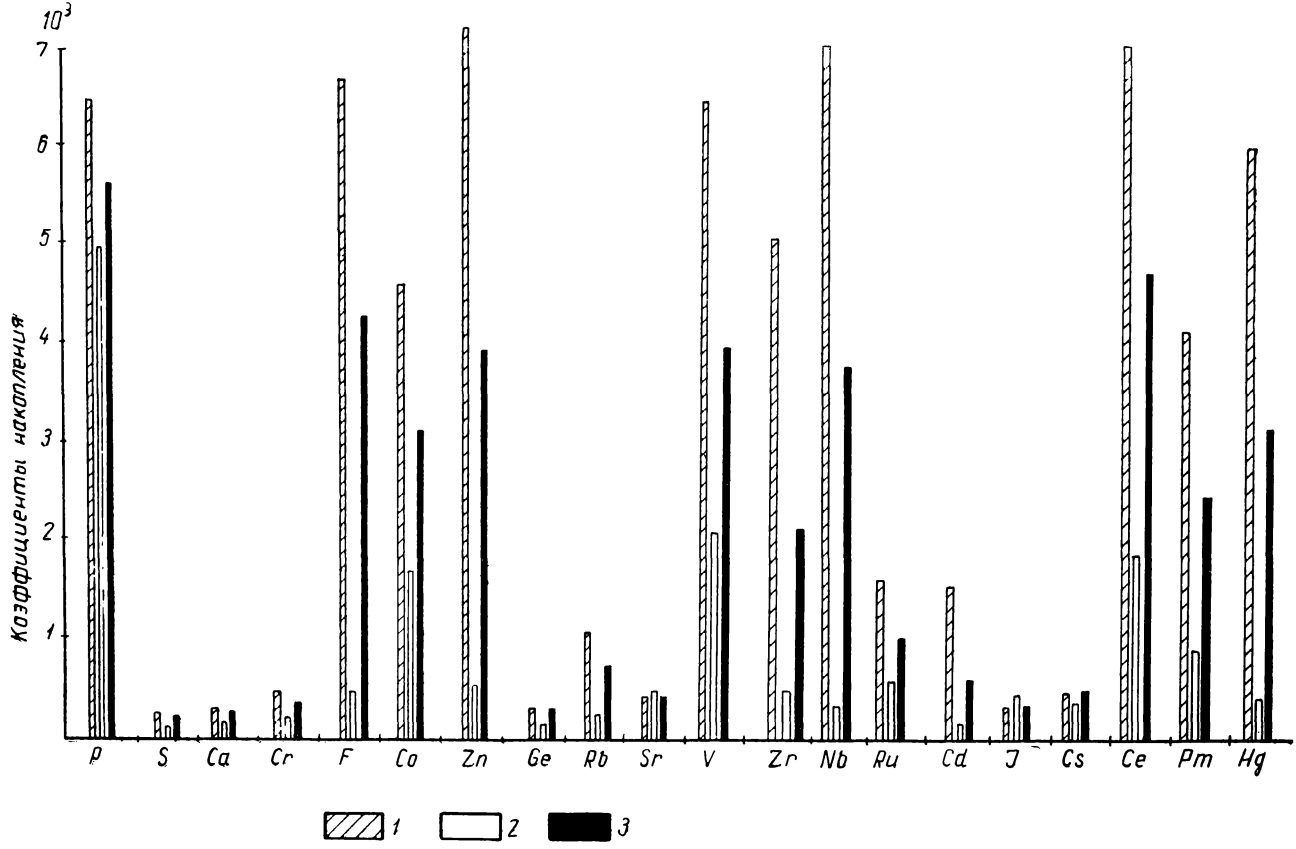


Рис. 13. Коэффициенты накопления различных радиоизотопов:

1 — в среднем всеми растениями и *2* — всеми животными; *3* — в среднем всеми изученными животными и растениями.

фосфор, церий, цинк, кобальт, ртуть, иттрий, прометий, рутений, железо, цирконий, ниобий, цезий, стронций, йод, рубидий, хром, германий, кальций, сера и кадмий. В общем же по всем пресноводным организмам явный максимум накопления, наряду с фосфором, дают катионы железа, кобальта, цинка и ртути (исключением является кадмий) и редкоземельных элементов, а также цирконий и ниобий [32, 35, 36, 37, 38, 39, 106, 118, 145, 150].

3. СРАВНЕНИЕ НЕКОТОРЫХ ХИМИЧЕСКИХ АНАЛОГОВ

Общий обзор коэффициентов накопления разных радиоизотопов различными видами пресноводных организмов, произведенный в предыдущем разделе этой главы, показал, что близкие по химическим свойствам элементы могут в среднем давать близкие по величине коэффициенты накопления. На нескольких примерах можно проверить это положение точнее. Для такой проверки можно сравнить коэффициенты накопления одними и теми же видами организмов радиоизотопов таких элементов, которые являются близкими химическими аналогами.

Таблица 12

Сравнение коэффициентов накопления радиоизотопов-аналогов водными растениями и песком

Виды растений	Цинк-65	Кадмий-115	Ртуть-203
Myriophyllum spicatum L.	3980	2120	6420
Ceratophyllum demersum L.	4740	985	7700
Utricularia vulgaris L.	3900	700	6700
Lemna trisulca L.	12400	1530	6550
Elodea canadensis Rich.	3110	1510	4700
Hydrocharis morsus ranae L.	6900	1070	4180
В среднем	5840	1420	6010
Песок	4	6	14

В табл. 12 приведены коэффициенты накопления цинка-65, кадмия-115 и ртути-203, образующих химически близко родственную подгруппу второй группы периодической системы. Как видно из таблицы, у всех шести видов без исключения кадмий дает значительно более низкие коэффициенты накопления по сравнению с цинком и ртутью; два последние элемента дают в среднем более или менее одинаковые коэффициенты накопления, причем у четырех из шести видов коэффициенты накопления ртути выше, чем цинка. Коэффициенты накопления песком в аквариумах возрастают от цинка к ртути. Весьма интересный результат был получен с этими тремя элементами в опытах, в которых в воду прибавлялся (в эквимолярных кальцию и магнию озерной воды концентрациях) комплексон ЭДТА. Опыты с ЭДТА и разными радиоизотопами будут описаны в следующем разделе этой главы, здесь же необходимо лишь указать на поведение в опытах с ЭДТА сравниваемых трех элементов. Катионы всех этих трех элементов обладают высокими константами устойчивости в комплексных соединениях с ЭДТА; поэтому, так как комплексные соединения ЭДТА с металлами очень хорошо растворимы в воде, в присутствии ЭДТА цинк, кадмий и ртуть должны

были бы заметно повысить свою подвижность и, соответственно, резко снизить коэффициенты накопления. Это и наблюдается по отношению к цинку и кадмию: их средние коэффициенты накопления в присутствии ЭДТА составляют соответственно 0,5—1,0% от контроля (соответствующие коэффициенты накопления при отсутствии ЭДТА в воде). Ртуть же ведет себя совершенно иначе: в присутствии ЭДТА ее коэф-

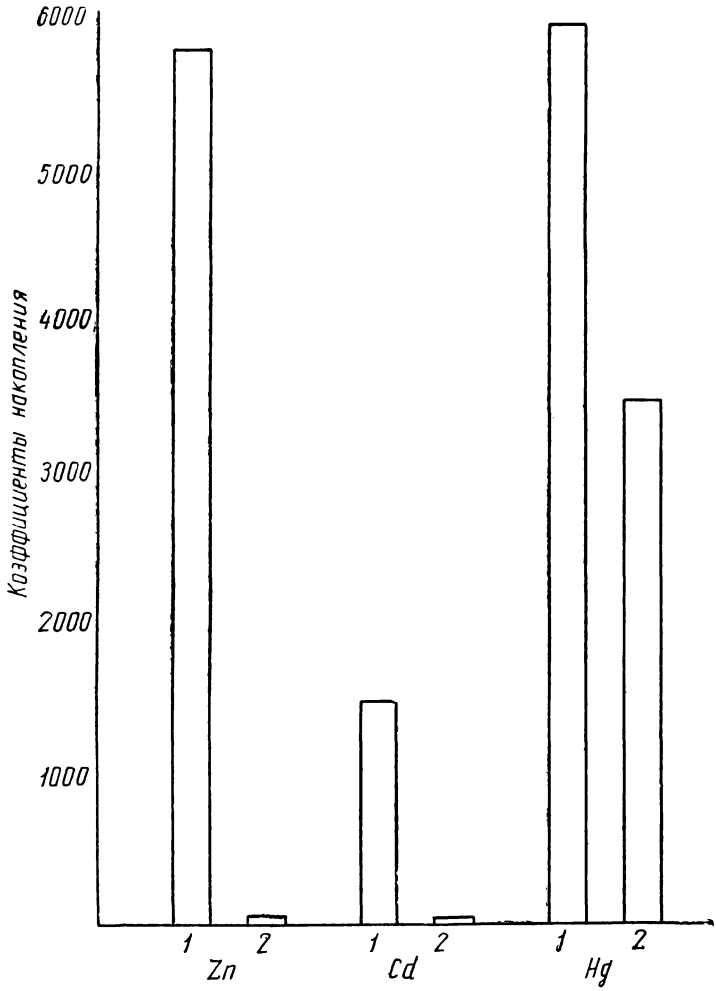


Рис. 14. Средние коэффициенты накопления химических аналогов — цинка, кадмия и ртути шестью видами пресноводных растений:
1 — из воды и *2* — из раствора ЭДТА (400 *мг/л*).

фициент накопления понижается лишь относительно немного и составляет около 75% от контроля. Это может быть объясняется тем, что ртуть, вводившаяся в раствор в виде сулемы, диссоциирует на две формы, лишь очень медленно образующие комплексные соединения с ЭДТА. Во всяком случае, эта подгруппа близких аналогов дала у кадмия заметное понижение его коэффициента накопления по сравнению с цинком, а у ртути столь же резкое повышение коэффициента накопления по сравнению с кадмием и в то же время резкое снижение влияния на коэффициенты накопления присутствия в воде комплексона ЭДТА. Результаты этих опытов наглядно изображены на рис. 14.

В табл. 13 приведены результаты опытов по определению коэффициентов накопления одними и теми же видами пресноводных организмов двух пар радиоизотопов-аналогов: рубидия-86 и цезия-137, принадлежащих к первой подгруппе первой группы периодической системы; церия-144 и прометия-147, являющихся химически весьма близкими редкоземельными элементами.

Таблица 13

Сравнение коэффициентов накопления радиоизотопов-аналогов рубидия-86 и цезия-137, а также церия-144 и прометия-147 некоторыми видами растений, животных и песком

Виды	Коэффициенты накопления			
	Рубидий-86	Цезий-137	Церий-144	Прометий-147
Животные:				
Herpobdella sp.	180	10	125	35
Anisus vortex L.	230	10	3180	1920
Limnaea stagnalis L.	260	215	2180	1325
Radix auricularia L.	510	290	1050	365
Galba palustris Müll	370	130	2300	780
Bithynia tentaculata L.			3300	960
Aplexa hypnorum L.			7220	1250
Rivulogammarus lacustris Sars.	290	230		
Cyprinus carpio L.	135	50		
В среднем	280	135	2765	950
Растения:				
Cladophora glomerata Kütz.	2275	1015	31000	5410
Spirogyra sp	2335	1320	12800	5180
Ranunculus conferoides Fries	1335	765	7880	3500
Myriophyllum spicatum L.	420	295	4160	4850
Ceratophyllum demersum L.	850	300	11250	5300
Utricularia vulgaris L.	1560	340		
Lemna minor L.	1230	2405		
Lemna trisulca L.	1580	940	10500	6400
Lemna polyrrhyza L.	2600	1050		
Potamogeton compressus L.	850	115		
Potamogeton filiformis Pers.	685	185		
Potamogeton perfoliatus L.	310	195		
Elodea canadensis Rich.	625	285	5350	2650
Hydrocharis morsus ranae L.	1050	535	2785	3500
В среднем	1220	695	10740	4575
Общее среднее	750	415	6750	2760
Песок	4	47		

Для пары рубидий — цезий приведены коэффициенты накопления семью видами животных, четырнадцатью видами растений и песком. С одной стороны, все виды животных и почти все виды растений (за одним исключением *Lemna minor* L.) дают по цезию более низкие коэффициенты накопления, чем по рубидию; у животных средний коэффициент накопления рубидия в два с лишним, а у растений почти в два

раза выше среднего коэффициента накопления цезия. С другой стороны, в аквариумном песке коэффициент накопления цезия почти в двенадцать раз выше, чем рубидия. Для церия и прометия приведены коэффициенты накопления семью видами животных и восемью видами растений. Все виды животных и почти все виды растений (за исключением *Myriophyllum spicatum* L. и *Hydrocharis morsus ranae* L.) дают по церию в два раза более высокие коэффициенты накопления, чем по прометию. По всем четырем элементам, как уже отмечалось в предыдущем разделе этой главы, у растений коэффициенты накопления значительно выше, чем у животных, что видно из рис. 15.

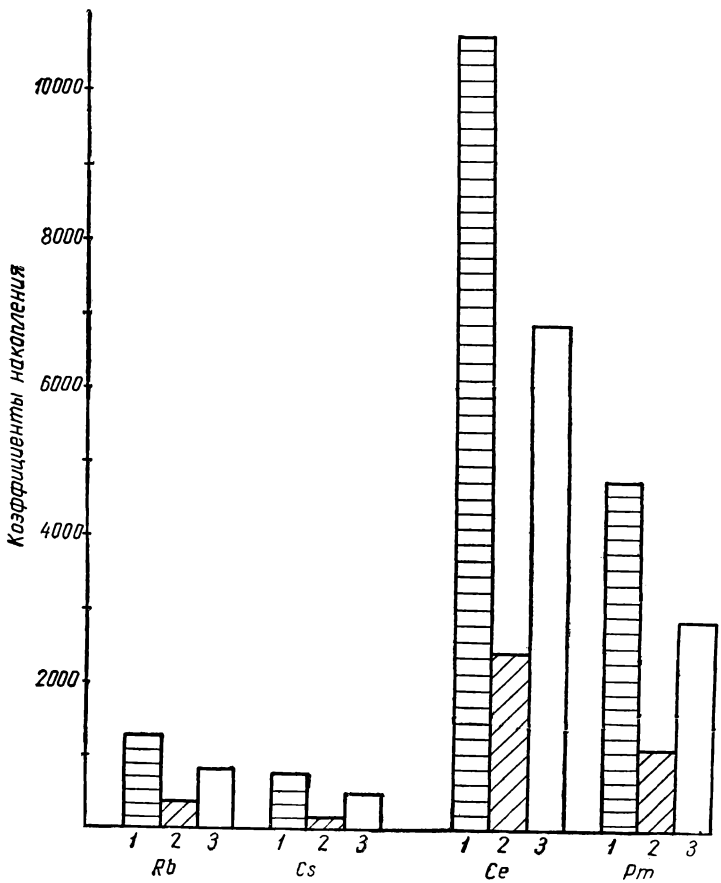


Рис. 15. Средние коэффициенты накопления элементов-аналогов: рубидия и цезия:

1 — 14 видами пресноводных растений, *2* — 7 видами животных, *3* — в среднем всеми изученными организмами; элементов-аналогов церия и прометия: *1* — 8 видами растений, *2* — 7 видами животных, *3* — в среднем всеми изученными организмами.

Таким образом, более подробное сравнение коэффициентов накопления радиоизотопов, относящихся к элементам-аналогам, показало, что между химически весьма близкими элементами может наблюдаться заметная разница в коэффициентах накопления. Если оставить в стороне ртуть, то у всех трех пар: цинк — кадмий, рубидий — цезий и церий — прометий — элементы одной и той же группы с большим атомным весом дают более низкие коэффициенты накопления по сравнению с более легкими элементами. Между рубидием и цезием, с одной, и па-

рами цинк — кадмий и церий — прометий, с другой стороны, коэффициенты накопления отличаются в среднем почти на порядок, так что в этом смысле близость по химическим свойствам явно сказывается на сходстве коэффициентов накопления. Для более детальных сравнений в будущем необходимо учесть целый ряд различных физико-химических форм, в которых тот или иной элемент может находиться в растворе и в которые он может переходить в живых организмах; такое детальное сравнение, которое приведет к пониманию механизмов накопления микроэлементов живыми организмами из среды, должно будет проводиться на сериях аналогичных физико-химических форм и сериях разных условий среды по разным группам элементов-аналогов.

4. ВЛИЯНИЕ КОМПЛЕКСОНОВ НА КОЭФФИЦИЕНТЫ НАКОПЛЕНИЯ

Из всего вышесказанного о коэффициентах накопления разных радиоактивных изотопов пресноводными растениями и животными выяснилось, что пресноводные организмы очень интенсивно накапливают большинство элементов, находящихся в растворе в ничтожных концентрациях. При этом были отмечены некоторые закономерности, выражающиеся в определенной градации коэффициентов накопления химических элементов; кроме того, специально были рассмотрены коэффициенты накопления некоторых химических аналогов, таких как цинк — кадмий — ртуть, рубидий — цезий, церий — прометий. Все эти опыты дали возможность сделать два эмпирических обобщения: во-первых, выяснилось, что разные крупные группы живых организмов (бактерии, водоросли, высшие растения, животные), а внутри этих групп разные виды обладают в среднем весьма различными коэффициентами накопления, и, во-вторых, оказалось, что радиоизотопы разных химических элементов дают в среднем весьма различные коэффициенты накопления у одних и тех же видов, а химически близкие элементы сходны по коэффициентам накопления. Однако иногда близкие аналоги могут довольно резко отличаться по средним коэффициентам накопления. Конечно, необходимо и в дальнейшем собирать фактический материал по коэффициентам накопления разных элементов различными видами живых организмов. Уже в настоящее время возникает вопрос о возможных механизмах, управляющих концентрированием микроэлементов живыми организмами, а также о механизмах минерального обмена в отношении рассеянных элементов и микроэлементов. По-видимому, большое значение имеют физико-химические формы, в которых соответствующие радиоизотопы находятся в растворе, определяющие доступность их для живых организмов. Поэтому необходимо расширить круг опытов с вариацией физико-химического состояния каждого элемента.

При изучении распределения и выделения инкорпорированных радиоизотопов у млекопитающих было обнаружено большое влияние ряда комплексонов на их минеральный обмен [113, 114]. Лучше всего изученным в биологических экспериментах в настоящее время является комплексон ЭДТА. Известно, что некоторые из радиоизотопов, применяемых в наших опытах, обладают сравнительно очень высокими константами устойчивости в комплексных соединениях с ЭДТА, другие более низкими, а третьи не образуют совсем комплексных соединений; кроме того, хорошо известно, что все комплексы с ЭДТА очень хорошо растворимы в воде и обладают поэтому большой подвижностью в любых системах раствор — твердая фаза. Исходя из этого, нам представлялось

интересным провести опыты по изучению влияния комплексона ЭДТА на коэффициенты накопления возможно большего числа различных радиоизотопов разными видами пресноводных организмов.

Нами проведены опыты с десятью видами пресноводных растений и девятью видами пресноводных животных по влиянию ЭДТА на коэффициенты накопления радиоизотопов 18 различных химических элементов. Материалом опытов служили: растения — хара (*Chara fragilis* Desw.), лютик (*Ranunculus conferoides*), уруть (*Myriophyllum spicatum* L.), роголистник (*Ceratophyllum demersun* L.), пузырчатка (*Utriculariavulgaris* L.), ряска многокорешковая и трехдольная (*Lemna polyrrhyza* и *trisulca* L.), рдест (*Potamogeton nataus* L.), элодея (*Elodea canadensis* Rich.) и лягушатник (*Hydrocharis morsus ranae* L.); животные — пиявки (*Herpobdella* sp.), обыкновенный прудовик (*Limnaea stagnalis* L.), ушковый прудовик (*Radix auricularia* L.), болотный прудовик (*Galba palustris Müller*), завернутая катушка (*Anisus vortex* L.), бокоплавы (*Rivulogammarus lacustris* Sars), мотыль (*Tendipes* sp.), рыбы (*Cyprinus carpic* L. × *C. c. haematopterus* Tem. et Schl.) и головастики (*Rana* sp.).

Опыты проводились со следующими радиоактивными изотопами: фосфор-32, сера-35, кальций-45, железо-59, кобальт-60, цинк-65, германий-71, рубидий-86, стронций-90, иттрий-91, цирконий-95, ниобий-95, рутений-106, кадмий-115, йод-131, цезий-137, церий-144 и ртуть-203. Для опытов брались трехлитровые стеклянные сосуды с озерной водой. Во все сосуды помещалось примерно одинаковое по массе количество растений и животных. С каждым изотопом ставилось по 4 сосуда с одинаковой исходной концентрацией по радиоактивности (порядка 10^{-5}—10^{-6} *кюри/л*), а в два из них, кроме того, прибавлялся ЭДТА 400 *мг/л*; эта концентрация ЭДТА примерно эквимолярна солевому содержанию воды и значительно превышает молярную концентрацию радиоизотопов с их стабильными носителями, находящихся в растворе. Из всех сосудов через 2, 4, 8 и 16 суток после начала опыта бралось по 2 параллельных пробы воды, растений и животных. Пробы воды (1 *мл*) выпаривались, а растения и животные высушивались до постоянного веса, растирались в порошок и взвешивались. Все пробы просчитывались на одной и той же счетной установке «Б» с торцевой счетной трубкой. Так как данные из обеих повторностей и обеих параллельных проб давали хорошее совпадение, то результаты по всем четырем пробам усреднялись.

Прибавление в воду комплексона ЭДТА относительно высокой концентрации (субтоксической, ибо дальнейшее повышение, как показали предварительные опыты, вызывает уже увядание и пожелтение водных растений) оказало ярко выраженное влияние на коэффициенты накопления различных радиоизотопов всеми изученными нами пресноводными растениями и животными. При этом присутствие ЭДТА по разному действовало на накопление различных химических элементов, но все 10 видов растений и 9 видов животных качественно реагировали при одном и том же элементе совершенно одинаково, показывая лишь относительно незначительные различия. Ввиду этого можно дать средние коэффициенты накопления для каждого радиоизотопа в присутствии в воде ЭДТА и в его отсутствии (в контроле).

Результаты этих опытов приведены в табл. 14, в которой представлены радиоизотопы в порядке атомных весов. Уже из этой таблицы видно, что по влиянию ЭДТА на коэффициенты накопления растениями и животными мы можем распределить все элементы на пять групп. К первой группе относятся элементы, коэффициенты накопления которых в

Таблица 14

Средние коэффициенты накопления различных радиоизотопов 10 видами разных пресноводных растений и 9 видами разных пресноводных животных в контроле и при внесении в воду ЭДТА

Элементы	Животные			Растения		
	Контроль	ЭДТА	% к контролю *	Контроль	ЭДТА	% к контролю *
Фосфор-32	—	—	—	7290	7325	101
Сера-35	4	4	100	105	107	102
Кальций-45	42	37	88	286	217	76
Железо-59	460	23	5	8950	780	8,5
Кобальт-60	261	4	1,5	4460	43	0,9
Цинк-65	123	25	20	2950	24	0,8
Германий-71	—	—	—	391	423	108
Рубидий-86	270	164	61	1600	725	45
Стронций-90	101	138	137	790	1980	250
Иттрий-91	133	22	16	3475	37	1,1
Цирконий-95	92	52	56	10100	2780	27
Ниобий-95	480	320	67	3150	944	30
Рутений-106	470	200	42	1710	650	38
Кадмий-115	60	2	3	1420	15	1,1
Йод-131	435	308	71	326	236	72
Цезий-137	176	222	126	276	384	137
Церий-144	340	55	3,7	11125	365	3
Ртуть-203	590	425	72	6010	4493	74
Среднее	253	122	48	3575	1193	33

* Процент изменения величины коэффициента накопления в присутствии ЭДТА по сравнению с контролем, принятым за 100%.

присутствии ЭДТА резко снижаются и составляют менее 10% от контроля: железо, кобальт, цинк, иттрий, кадмий и церий; ко второй группе относятся элементы, коэффициенты накопления которых в присутствии ЭДТА составляют от 25 до 50% от контроля: цирконий, ниобий, рутений и рубидий; третью группу образуют элементы, лишь незначительно, на 20—25%, снижающие коэффициенты накопления в растворе ЭДТА: кальций, йод и ртуть; члены четвертой группы по своим коэффициентам накопления не реагируют на присутствие ЭДТА в растворе и остаются одинаковыми с коэффициентами накопления в контроле: фосфор, сера и германий; в пятую группу входят стронций и цезий, в полтора, два с половиной раза повышающие свои коэффициенты накопления под влиянием ЭДТА.

На рис. 16 для большей наглядности изображены отклонения коэффициентов накопления соответствующих радиоизотопов от контроля в присутствии ЭДТА по вышеперечисленным группам.

Элементы первой группы (Zn, Co, Y, Cd, Ce, Fe) в присутствии ЭДТА резко снижают коэффициенты накопления, которые составляют по отношению к контролю меньше 10%, а для Co и Zn даже меньше 1%; во второй группе (Zr, Nb, Ru, Rb) коэффициенты накопления снижаются до 27, 30, 38 и 45%; третья группа (J, Hg, Ca) имеет коэффициенты накопления, которые снижаются до 75%. Коэффициенты накопления водными растениями и животными четвертой группы элементов (P, S, Ge) остаются примерно одинаковыми как в растворе ЭДТА, так и в контроле и, наконец, в пятой группе элементов (Sr, Cs) коэффициенты накопления в присутствии ЭДТА заметно повышаются и составляют 250 и 137% к контролю.

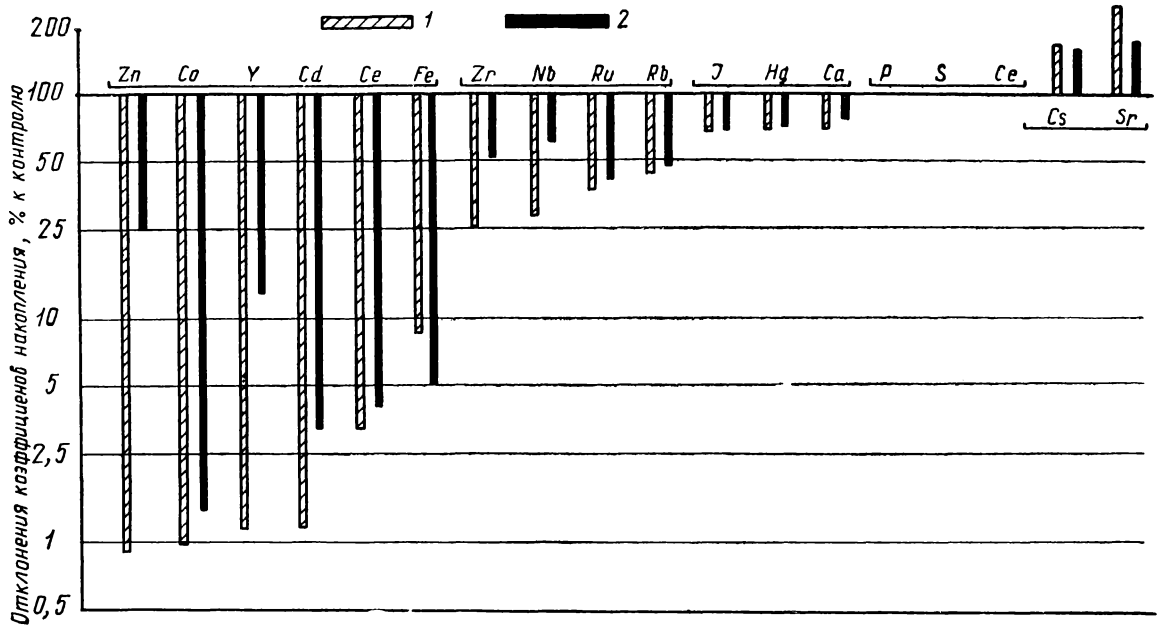


Рис. 16. Отклонения от контроля средних коэффициентов накопления различных радиоизотопов из раствора ЭДТА:

1 — 10 видами растений; *2* — 9 видами животных. Отклонения от контроля, принятого за 100%, даны в логарифмическом масштабе.

Теперь попробуем обсудить и, может быть, объяснить некоторые из полученных результатов. Начнем с группы элементов, наиболее сильно снижающей коэффициенты накопления в присутствии ЭДТА. Такое понижение понятно, так как все эти элементы (железо, кобальт, цинк, иттрий, кадмий и церий) образуют комплексные соединения с ЭДТА, обладающие высокой константой устойчивости и поэтому почти целиком переходят в легко растворимое состояние (переходя в анионную часть комплекса). Поэтому, становясь весьма подвижными, благодаря крепкой связи с водорастворимым комплексоном, они лишь слабо задерживаются в организме. К следующей группе относятся рубидий, цирконий, ниобий и рутений; их константы устойчивости с ЭДТА значительно ниже, чем у предыдущей группы, а поэтому коэффициенты накопления дают более высокие проценты отклонения от контроля (26%, 30%, 38%, 45%), так как в организме они, по-видимому, могут частично образовывать более крепкие связи, чем с ЭДТА. Кроме того, как показано в ряде работ нашей лаборатории, цирконий, ниобий и рутений находятся в природных растворах в нескольких формах [154], уменьшение коэффициентов накопления может являться отражением равновесной системы двух (или нескольких) форм соединений указанных элементов. В эту же группу нами включен и рубидий, хотя механизм его поведения в этом опыте нам не совсем ясен. Группа фосфора, серы и германия, которые не показывают никакой разницы в коэффициентах накопления между ЭДТА и контролем, включает элементы, не образующие соединений с ЭДТА, так как они в исходном растворе были в форме аниона. К этой же группе можно отнести и йод-131, так как в опытах с ЭДТА он ведет себя как типичный анион. Небольшое снижение коэффициентов накопления в опыте с йодом-131 предположительно можно объяснить протеканием побочных реакций, приводящих к частичному изменению формы соединения йода в растворе (молекулярная или комплексная форма).

Кальций нужно выделить особо. Несмотря на хорошо выраженную склонность к комплексообразованию с ЭДТА, он не дает большого уменьшения коэффициентов накопления. Одной из причин этого мы склонны считать неполное связывание кальция в комплексе с ЭДТА и сохранение части его в ионном состоянии. Опыты с кальцием проводились в зимнее время. Содержание микроэлементов в воде в это время, возможно, было иным, чем в летний период. Изменение содержания в воде таких элементов, как Fe, Zn, Mg и другие по закону действия масс могло значительно сказаться на степени связывания Ca в комплекс с ЭДТА, обладающим сравнительно низкой константой устойчивости ($K_{уст}$ Fe^{+3}ЭДТА$=10^{24}$, $K_{уст}$ Zn ЭДТА$=10^{16,7}$, а $K_{уст}$ Ca ЭДТА$=10^{10,7}$). Возможно, что мы взяли недостаточное количество ЭДТА для полного связывания кальция.

В отдельную группу мы выделяем стронций и цезий, которые в опыте с ЭДТА дали не понижение, а повышение коэффициентов накопления. Константа устойчивости стронция с ЭДТА более чем на 2 порядка ниже таковой кальция, поэтому прибавление в воду ЭДТА приводит к тому, что кальций, в первую очередь, связывается в комплексное соединение и становится благодаря этому хорошо подвижным; следовательно, освобождается место для накопления его аналога — стронция, при огромной по сравнению со стронцием концентрации кальция, остающегося незакомплексованным. Цезий, подобно стронцию, характеризуется повышением коэффициентов накопления в опытах с ЭДТА, хотя это повышение меньше, чем у стронция. Известно, что поведение цезия в растворе в значительной степени определяется поведением калия. Их ионообменное

поведение в реакциях минерального обмена напоминает таковое кальция и стронция. Возможно, что нарушение кальциевого обмена в присутствии ЭДТА влечет за собой частичное компенсаторное повышение накопления калия — цезия.

И, наконец, о последнем элементе — ртути надо сказать следующее. Ртуть вносилась в аквариумы в виде $HgCl_2$ (сулема). Двухвалентная ртуть обладает очень большим сродством к растительным и животным белкам. Поэтому, несмотря на очень высокую константу устойчивости комплекса Hg^{++}ЭДТА (10^{23}), внесение в аквариум этилендиаминтетрауксусной кислоты значительно не повлияло на мобильность ртути и, тем самым, заметно не понизило коэффициентов ее накопления [134, 138, 139, 143, 148].

Нами были проведены еще опыты (по той же методике, что и с ЭДТА) с тремя веществами, которые по своему химическому строению и комплексующим свойствам сходны с ЭДТА, но обладают более низкими константами устойчивости в соединениях с большинством изученных элементов. Это были β-аланин-N,N-диуксусная кислота, лейцин-N, N-диуксусная кислота и родизоново-кислый натрий. Одновременно для сравнения были проведены и соответствующие опыты с ЭДТА.

Опыты были поставлены со стронцием-90 и церием-144 с тремя растениями — элодеей, роголистником и урутью. Концентрация вышеперечисленных комплексонов была взята так же, как и в опытах с ЭДТА, примерно эквимолярная солевому составу воды (для β-аланин-N,N-диуксусной кислоты — 210 *мг/л*, для лейцин-N,N-диуксусной кислоты — 250 *мг/л*, для родизоново-кислого натрия — 225 *мг/л* и для ЭДТА — 400 *мг/л*. Результаты этих опытов изображены на рис. 17. Так как по всем растениям качественно были получены совершенно одинаковые результаты, показавшие только относительно незначительные количественные различия, мы даем здесь средние коэффициенты накопления всех растений для стронция и церия в присутствии ЭДТА, производном лейцина и аланина и родизоново-кислом натрии. Лейцин-N,N-диуксусная кислота, аланин-N,N-диуксусная кислота и родизоново-кислый натрий влияют в том же направлении как и ЭДТА, повышая коэффициенты накопления растениями стронция и понижая таковые церия по сравнению с контролем. Но эффект этих комплексонов значительно слабее, чем влияние ЭДТА. Родизоново-кислый натрий почти не повышает коэффициентов накопления стронция, аланин-N,N-диацетат дает 130%, лейцин-N,N-диацетат 169%, а ЭДТА — 360%; по церию родизоново-кислый натрий снижает коэффициенты накопления до 60%, аланин — до 9%, лейцин — до 32%, в то время как ЭДТА — до 0,9% к контролю.

Таким образом, полученные результаты вполне соответствуют теоретическим ожиданиям, основанным на сравнении физико-химических свойств этих комплексонов.

Все сказанное позволяет сделать вывод о том, что величина коэффициентов накопления зависит от ряда факторов, из которых решающим является состояние элемента в растворе в отношении доступности его для организма. От того, в какой форме присутствует элемент в растворе (катионной, анионной, молекулярной или комплексной) будет существенно зависеть коэффициент накопления его организмом.

Мы думаем, что подобные эксперименты могут иметь не только теоретическое, но и некоторое практическое значение. Эти опыты просты и нетрудоемки. Водные тесты могут являться удобными для характеристики биологической эффективности комплексонов. В ряде случаев это позволит сэкономить подопытный дорогостоящий материал и время, например в опытах на млекопитающих. Кроме того, поскольку стронций

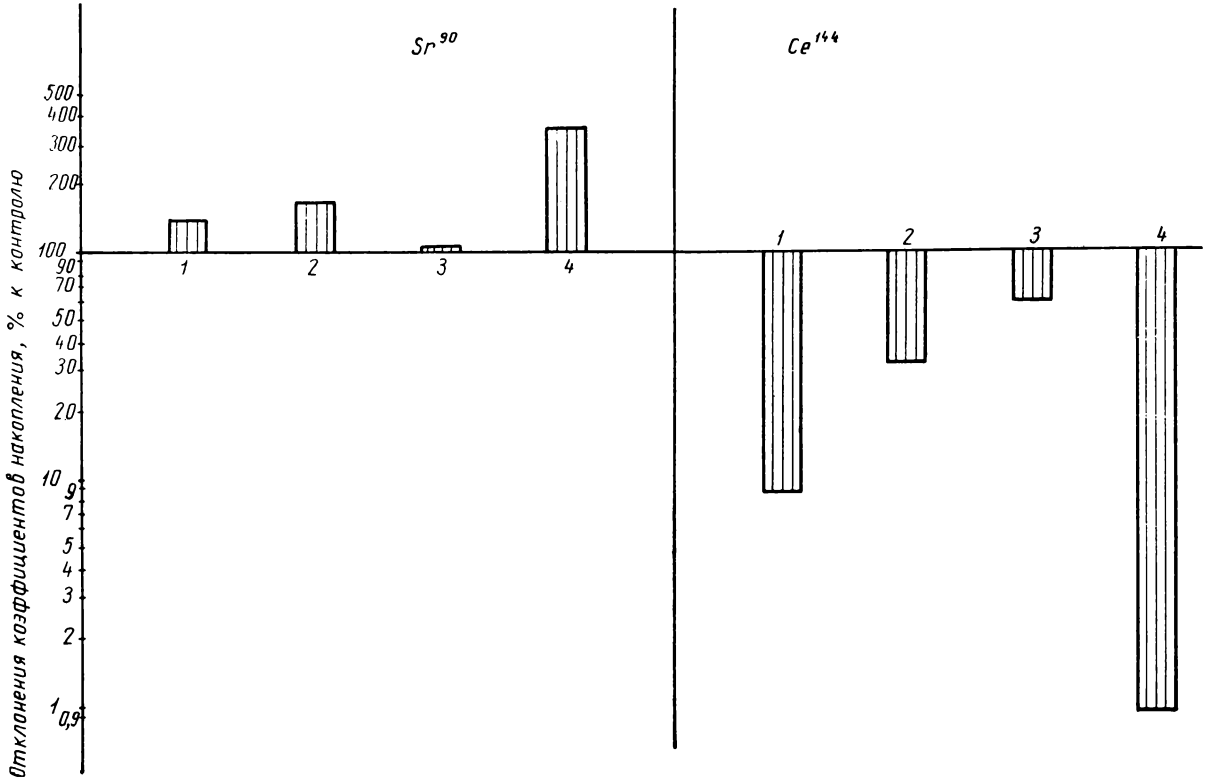


Рис. 17. Отклонения от контроля средних коэффициентов накопления стронция и церия тремя видами пресноводных растений из растворов:

1 — β-аланин-N,N-диуксусной кислоты; *2* — лейцин-N, N-диуксусной кислоты; *3* — родизоново-кислого натрия; *4* — ЭДТА. Отклонения от контроля, принятого за 100%, даны в логарифмическом масштабе.

и цезий наиболее долгоживущие из «осколочных» элементов и являются наиболее опасными компонентами радиоактивного загрязнения вод, благодаря высокой их резорбции через желудочно-кишечный тракт у животных и человека, влияние ЭДТА на коэффициенты накопления этих элементов водными организмами представляет громадный интерес. Возможно, что прибавление в сточные воды ЭДТА может повысить биологическую очистку радиоактивно загрязненных вод от этих радиоизотопов. Для выяснения этого вопроса необходимо проведение специальных опытов.

5. СПЕЦИФИЧЕСКИЕ НАКОПИТЕЛИ

Выше уже неоднократно упоминалось, что коэффициенты накопления одного и того же радиоизотопа разными видами пресноводных организмов могут варьировать в широких пределах, а некоторые виды резко выделяются особенно высокими коэффициентами накопления определенного радиоизотопа. Наличия такой общей картины в наших опытах и следовало ожидать, исходя из давно уже известных наблюдений в природе. Часть этих наблюдений вполне правильна: например, раковины моллюсков состоят преимущественно из кальция, хотя последний в окружающей их среде присутствует в бесконечно меньших концентрациях, чем в раковинах; раковинные моллюски являются, таким образом, «специфическими накопителями» кальция. Особенно ясную картину дают планктонные организмы моря и пресных вод. Проводя весь цикл своего развития во взвешенном состоянии в воде, они, в конечном счете, могут получать большинство элементов лишь из водного раствора, а в природных водах большинство элементов содержится лишь в ничтожных концентрациях порядка 10^{-4}—10^{-9} по молярности.

Тем не менее, ряд планктонных организмов содержит определенные элементы в огромных по сравнению с их концентрациями в воде количествах, являясь специфическими накопителями этих элементов; наиболее известны в этом отношении в морском планктоне фораминиферы и радиолярии, накапливающие соответственно кальций и кремний, а в морском и пресноводном планктоне — диатомовые водоросли, содержащие огромные, по сравнению с концентрациями в морских и пресных водах, количества кремния. В табл. 15 приведены некоторые примеры, дающие представление об огромных разницах в концентрациях ряда элементов в природных водах и водных организмах.

В наших опытах собран уже относительно большой материал по коэффициентам накопления, охватывающий 20 разных изотопов, около 35 видов растений и 25 видов пресноводных животных, а следовательно, сотни различных коэффициентов накопления. Поэтому естественно, что, как упоминалось, в этом материале намечается ряд случаев специфического сравнительно очень высокого накопления определенными видами тех или иных радиоизотопов, то есть соответствующих химических элементов из микроконцентраций в воде. Однако, с одной стороны, наш материал еще не велик по сравнению с обилием видов живых организмов, поэтому мы не дали полной картины распределения по видам коэффициентов накопления отдельных радиоизотопов; с другой стороны, что особенно важно, в сильно варьирующих системах разнообразных коэффициентов накопления трудно, не впадая в субъективные ошибки, выделять те виды животных или растений, которые могут быть названы специфическими накопителями определенных элементов. Поэтому необходимо найти объективный формальный критерий для такого вычленения. С этой целью был произведен элементарный статистический анализ

распределения коэффициентов накопления 19 разных радиоизотопов 20 видами пресноводных растений [151].

Статистический анализ распределения коэффициентов накопления производился следующим образом. Отдельно для 20 видов животных и 32 видов растений строились вариационные ряды коэффициентов накопления ими по каждому из 19 радиоизотопов; при этом варьирующие

Таблица 15

Коэффициент накопления элементов из морской воды некоторыми видами морских организмов (по Л. А. Зенкевичу)

Организмы	Элементы	Содержание в морской воде	Коэффициенты накопления
Водоросль *Lithophyllum*	Mg	$1,4 \cdot 10^{-1}$	45
	Ca	$4,5 \cdot 10^{-2}$	800
	C	$3,5 \cdot 10^{-3}$	20000
Фораминифера *Orbitolites*	Ca	$4,5 \cdot 10^{-2}$	8500
	C	$3,5 \cdot 10^{-3}$	18000
Губка *Euplectella*	Si	$1,2 \cdot 10^{-5}$	880000
Коралл *Oculina*	Ca	$4,5 \cdot 10^{-2}$	8500
	C	$3,5 \cdot 10^{-3}$	17000
Голожаберное *Archidoris*	Mg	$1,4 \cdot 10^{-1}$	130
	Ca	$4,5 \cdot 10^{-2}$	1600
	Sr	$1,0 \cdot 10^{-3}$	1000
	C	$3,5 \cdot 10^{-3}$	43000
Плеченогие *Discinisae*	S	$9,0 \cdot 10^{-2}$	50
Рачек *Balanus*	K	$3,8 \cdot 10^{-2}$	500
	C	$3,5 \cdot 10^{-3}$	43000
	N	$1,0 \cdot 10^{-5}$	280000
	J	$5 \cdot 10^{-6}$	200000
	Fe	$2,0 \cdot 10^{-6}$	60000
	P	$1,0 \cdot 10^{-6}$	240000

числовые значения коэффициентов накопления разбивались на 6—7 классов с соответствующими частотами для каждого из них, а совершенно явно выпадающие из этого ряда (отклоняющиеся) на несколько классовых интервалов коэффициенты накопления отбрасывались. Для таких вариационных рядов вычислялись значения среднего арифметического (M) и среднего квадратичного отклонения (σ). Несмотря на небольшое число вариантов (n) каждого ряда (около 20 для животных и около 32 для растений) в большинстве случаев получились вариационные ряды с довольно нормальным, обычно в той или иной степени ассиметричным (растянутым вправо) распределением; в некоторых случаях ряды получились резко асимметричными, односторонними или сильно депрессивными, с намеком на многовершинность.

В табл. 16 в качестве примера приведены вариационные ряды коэффициентов накопления растениями стронция, рутения, цезия и церия, с соответствующими средними арифметическими и средними квадратичными отклонениями; ряд коэффициентов накопления по цезию

Таблица 16

Вариационные ряды значений коэффициентов накопления различными пресноводными растениями некоторых изотопов

Стронций-90		Рутений-106		Цезий-137		Церий-144	
коэффициенты накопления	число видов	коэффициенты накопления	число видов	коэффициенты накопления	число видов	коэффициенты накопления	число видов
До 200	3	До 600	3	До 300	14	До 4000	4
200—400	8	600—1200	9	300—600	7	4000—8000	11
400—600	11	1200—1800	4	600—900	4	8000—12000	7
600—800	6	1800—2400	5	900—1200	3	12000—16000	4
800—1000	2	2400—3000	7	1200—1500	1	16000—20000	2
1000 и более	1	3000 и более	3	1500 и более	1	20000	1
$n=31$		$n=31$		$n=30$		$n=29$	
$M=490$		$M=1700$		$M=480$		$M=8240$	
$\sigma=\pm230$		$\sigma=\pm970$		$\sigma=\pm400$		$\sigma=\pm4600$	

Примечание. n — число видов; M — среднее арифметическое; σ — среднее квадратичное отклонение.

является примером резко асимметричного, а по рутению — депрессивного с намеком на двувершинность.

Такого рода статистическая обработка позволяет, в первом приближении по чисто формальному признаку выпадения из общего ряда, выделять виды живых организмов, которые могут быть названы специфическими накопителями данного радиоизотопа. Формальным критерием для выделения таких видов может служить отклонение их коэффициента накопления более чем на 4 σ от среднего арифметического для соответствующего вариационного ряда. На рис. 18 в качестве примеров приведены вариационные ряды коэффициентов накопления растениями стронция и церия с соответствующими специфическими накопителями (один вид по стронцию и 4 вида по церию), расположенными на расстоянии нескольких классовых интервалов вправо от основного ряда и числовые значения которых на пять-шесть σ уклоняются в положительную сторону от соответствующих средних арифметических.

Результаты обработки всего нашего материала вышеописанным способом приведены в табл. 17. Из таблицы видно, что среди животных специфические накопители намечаются по 7, а среди растений по 13 из 19 радиоизотопов. Материал еще недостаточен для того, чтобы формулировать какие-либо филогенетические, физиологические или химические закономерности; бросается, однако, в глаза, что среди растений наибольшее число, особенно высоких коэффициентов накопления, дают одноклеточные и нитчатые водоросли, из которых некоторые (кладофора и мужотия) являются накопителями одновременно по 6—8 различным радиоизотопам. По некоторым элементам (железо, цинк, цезий) особенно высокие коэффициенты накопления дали несколько видов живых организмов, а по другим (сера, кальций, германий, рубидий, стронций, рутений, йод) найдено пока лишь по одному накопителю или же таковых совсем не обнаружено. Но, как уже было сказано, такие эмпирические обобщения будут иметь смысл лишь после накопления большего материала; пока они являются только намеками, концентрирующими внимание на определенных вопросах в дальнейших исследованиях.

Таким образом, 6 из 15 изученных радиоизотопов (фосфор, кобальт, стронций, иттрий, йод, цезий и церий) усиленно накапливаются теми

Таблица 17

Средние коэффициенты накопления 19 радиоизотопов пресноводными животными и растениями и специфические накопители отдельных радиоизотопов

Организмы	P^{32}	S^{35}	Ca^{45}	Cr^{51}	Fe^{59}	Co^{60}	Zn^{65}	Ge^{71}	Rb^{86}	Sr^{90}	Y^{91}	Zr^{95}	Nb^{95}	Ru^{106}	Cd^{115}	J^{131}	Cs^{137}	Ce^{144}	Hg^{203}
Среднее из всех изученных видов	5015	30	50	80	540	650	470	45	245	290	45	520	390	635	70	45	315	2510	455
Животные:																			
Aplexa hypnorum L.	35600																		
Limnaea stagnalis L.										3100	2020								
Bithynia leachi Shepp.																	1360		
Личинка ручейников						9550													
Головастики лягушек																1275		70100	
Среднее из всех изученных видов	5450	165	265	695	4935	4425	4600	305	1230	475	6880	6230	7640	1700	1620	370	480	7100	5915
Растения:																			
Scenedesmus acuminatus Chodat					35000													38500	
Cladophora fracta Kütz.	76750	2600		5300						1910	119625	32300			16200			35600	
Cladophora glomerata Kütz	135000				31500						40000				17400			37000	
Mougeotia sp.					34000	238000	36600							9300					
Spirogyra crassa Kütz.																		41200	
Spirogyra sp.							31500					71250					1920		
Chara fragilis Desw					15500														
Ricciocarpus natans L.							19000												
Lemna minor L.																	2410		
Lemna trisulca L.							28300												

Примечание. В первых строчках для животных и растений приведены средние коэффициенты накопления для всех исследованных видов (20 для животных и 32 для растений). Для специфических накопителей приведены только коэффициенты, отклоняющиеся более чем на 4 σ от средних.

или иными из пяти видов пресноводных животных (среди 20 изученных в этом отношении); а 13 из 19 радиоизотопов (фосфор, сера, хром, железо, кобальт, цинк, стронций, иттрий, цирконий, рутений, кадмий, цезий и церий) усиленно накапливаются какими-либо из 10 видов пресноводных растений (из 32 изученных), большинство которых (7 видов) относится к водорослям. Следует подчеркнуть, что все коэффициенты накопления определялись при микроконцентрациях соответствующих эле-

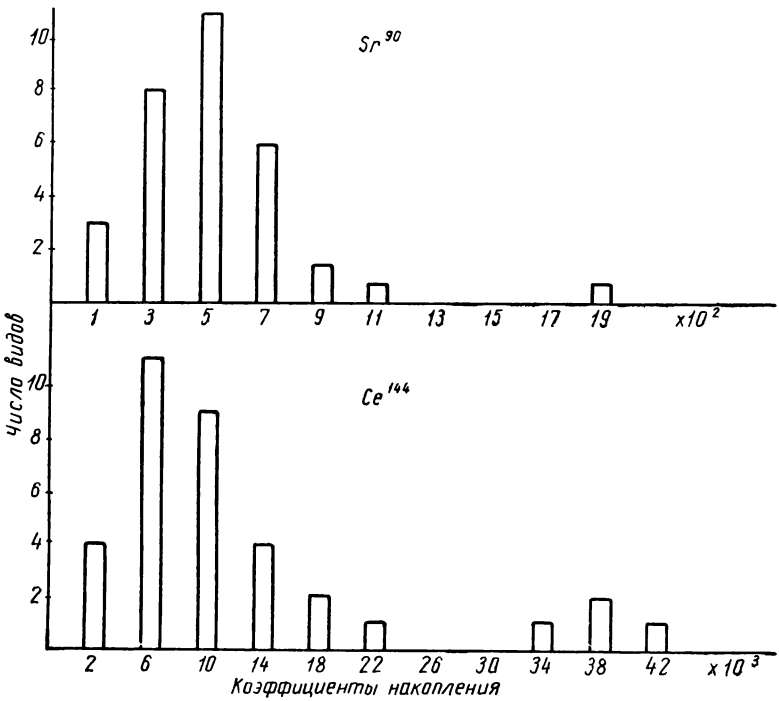


Рис. 18. Вариационные ряды коэффициентов накопления стронция 32 видами растений и церия 33 видами растений.

ментов в воде (порядка 10^{-8} до 10^{-4} по молярности, за исключением кальция), в пределах которых изменение концентрации существенно не влияло на значение коэффициентов накопления; при переходе к макроконцентрациям все соотношения могут сильно измениться. Возможно, что низкие коэффициенты накопления, малое число и слабая выраженность специфических накопителей по кальцию, рубидию, стронцию и цезию определяются относительно высокой концентрацией в природных водах (служивших растворителем в опытах) самих этих элементов (кальций) или их близких аналогов (натрий, магний, кальций и калий). Наконец, полученные результаты, хотя число изученных видов и нельзя еще считать достаточным, указывают на большое значение водорослей, особенно нитчатых в качестве концентраторов микроэлементов, играющих в связи с этим существенную роль как в биогеохимических процессах, протекающих в водоемах, так и в биологической очистке воды от микроконцентраций радиоизотопов и высокотоксических элементов и веществ.

ГЛАВА III

ОПЫТЫ С ПЕРИФИТОНОМ

Выше было указано, что водные организмы способны в сильной степени накапливать химические элементы, которые находятся в воде в ничтожных концентрациях. Кроме того, в опытах по действию слабых доз излучений и слабых концентраций излучателей на растения и бактерии была, почти во всех случаях, получена заметная стимуляция роста и развития организмов.

Исходя из явлений высокой концентрации рассеянных элементов организмами и стимулирующего действия слабых доз облучения нами были поставлены опыты с перифитоном. Перифитон (обрастание подводных поверхностей) является чрезвычайно удобным с экспериментальной точки зрения объектом, позволяющим проследить динамику общего прироста биомассы и смену ведущих форм во времени.

1. РАДИОСТИМУЛЯЦИЯ И ДИНАМИКА ПРИРОСТА БИОМАССЫ ПЕРИФИТОНОМ

По радиостимуляции перифитона и динамике развития было поставлено два опыта. Первый опыт проводился в 3 вариантах и 10 повторностях. В 30 стеклянных аквариумов с 3 *л* водопроводной воды в каждом было прибавлено по одинаковому небольшому количеству озерной воды. Одни 10 аквариумов служили контролем, в другие 10 аквариумов был прибавлен неразделенный раствор осколков урана концентрацией по радиоактивности 3 *мккюри/л*, а в третьи прибавлялся тот же раствор концентрацией 600 *мккюри/л*. Все аквариумы были поставлены на один и тот же стеллаж в хорошо и равномерно со всех сторон освещенной оранжерее.

Этот опыт продолжался два с половиной месяца. По мере испарения воды аквариумы доливались до исходного объема озерной водой. В конце опыта образовавшийся на дне и стенках аквариумов перифитон был тщательно собран, вода была профильтрована для учета части перифитона, оказавшейся во взвешенном состоянии в воде (вместе с ничтожным, по сравнению с перифитоном, количеством микропланктона), и из каждого аквариума был определен сырой, сухой вес и вес золы перифитона. Для определения активности воды и перифитона были взяты их аликвотные пробы. В первом опыте нами не производился точный качественный и количественный анализ форм, образовавших перифитон, а учитывалось лишь общее количество биомассы. В основном перифитон состоял из различных нитчатых, зеленых, сине-зеленых и диатомовых водорослей, а также инфузорий. Результаты этого первого опыта представлены в табл. 18. В общей сумме по 10 повторностям биомасса перифитона при низкой концентрации излучателей (3 *мккюри/л*)

составляла по сырому весу 475%, по сухому 448%, а по весу золы 373% от контроля; при более высокой концентрации излучателей

Таблица 18

Влияние раствора осколков урана на прирост биомассы перифитона в первом опыте

Варианты опыта *	Сырой вес перифитона, *г*	Сухой вес перифитона		Вес золы	
		г	% к сырому весу	*г*	% к сухому весу
Контроль	4,50	0,40	8,9	0,20	50,0
3 *мккюри/л*	21,30	1,75	8,2	0,75	43,0
600 *мккюри/л*	40,70	4,05	9,9	1,99	47,7

* Приведенные цифры представляют собой средние данные 10 повторностей по каждому варианту опыта.

(600 *мккюри/л*) биомасса перифитона составляла 905%, 1010% и 970%. Таким образом, мы видим, что общая биомасса, особенно при более высокой концентрации излучателей, дала по сравнению с контролем исключительно высокий прирост. На рис. 19 дано графическое изображение сырого веса массы перифитона к концу опыта в контроле и в двух вариантах опыта.

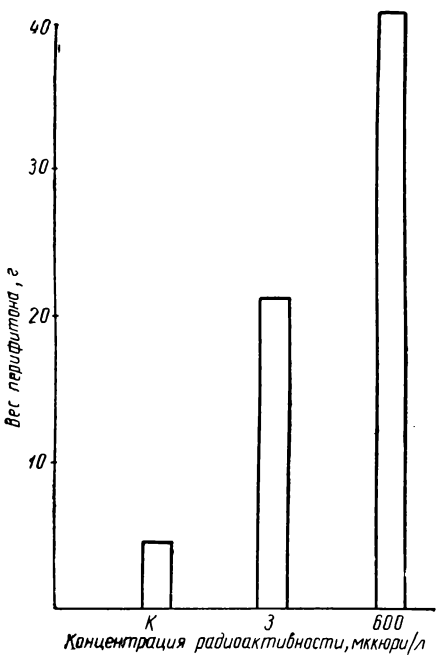


Рис. 19. Биомасса перифитона (сырой вес) в трех вариантах первого опыта (*к* — контроль).

Во втором опыте производился количественный учет общей массы перифитона и три раза определялся его качественный состав. Этот опыт был поставлен в 40 сосудах и состоял из четырех вариантов по 10 повторностей каждый: 1) контроль; 2) неразделенный раствор осколков урана концентрацией по радиоактивности в 50 *мккюри/л*; 3) концентрацией в 100 *мккюри/л* и 4) концентрацией 200 *мккюри/л*.

Опыт продолжался около 5 месяцев. По окончании опыта, так же, как и в первом опыте, была определена биомасса перифитона (с микропланктоном) в каждом сосуде. Кроме того, в этом опыте брались пробы для определения качественного состава перифитона. Данные по биомассе четырех вариантов этого опыта приведены в табл. 19. Так же, как и в предыдущем опыте, общая биомасса перифитона в присутствии излучателей заметно превышала контроль, составляя около 200% (50 *мккюри/л*), около 300% (100 *мккюри/л*) и около 170% (200 *мккюри/л*) от контроля. Сухой вес и вес золы в этом опыте дают большую изменчивость, что, по-видимому, связано с заметными различиями в составе ведущих форм перифитона в различных вариантах к концу опыта. Полученные результаты

по биомассе перифитона (сырой вес) изображены графически на рис. 20.

Таблица 19

Влияние раствора осколков урана на прирост биомассы перифитона во втором опыте

Варианты опыта	Сырой вес перифитона		Сухой вес перифитона		Вес золы	
	г	% к контролю	г	% к контролю	г	% к контролю
Контроль	28,44	100	6,68	100	4,17	100
50 *мккюри/л* . .	60,33	210	8,78	144	5,29	129
100 *мккюри/л* . .	83,77	300	12,67	208	5,93	144
200 *мккюри/л* . .	48,29	170	9,09	149	5,5	132

Таким образом, присутствие в воде излучателей в концентрациях до нескольких сотен микрокюри на литр заметно стимулирует развитие общей массы перифитона.

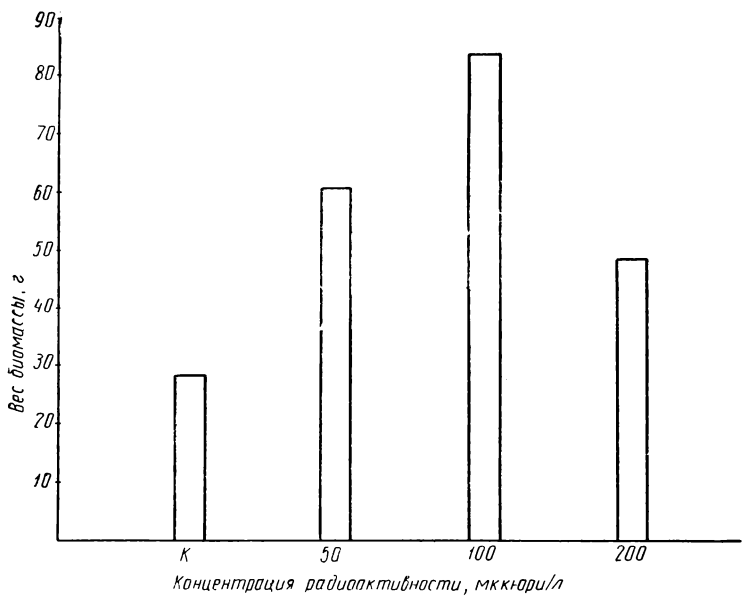


Рис. 20. Биомасса перифитона (сырой вес) в четырех вариантах второго опыта (*к* — контроль).

Для решения вопроса, является ли эта стимуляция перифитона результатом действия слабых доз ионизирующих излучений или же результатом действия добавочных микроэлементов (находящихся в растворе, осколков урана), был поставлен опыт в 32 аквариумах, разделенных на 4 группы. Первая группа служила контролем, вторая — содержала раствор осколков урана в концентрации 450 *мккюри/л*, третья — радиостронций в концентрации 400 *мккюри/л*, а в четвертую группу аквариумов была прибавлена смесь всех микроэлементов и веществ (точно определенных радиохимиком Б. Г. Борном) в концентрациях, соответствующих таковым неразделенного раствора осколков урана концентра-

цией 600 *мккюри/л*. Этот опыт проводился и обрабатывался так же, как первые два опыта и дал следующие результаты. Наименьшее количество образовалось в контроле и «неактивном» растворе, заметно большее в растворе стронция, а наибольшее в растворе осколков урана. На основании этого опыта мы можем отнести стимуляцию перифитона за счет слабых доз ионизирующих излучений.

Как уже упоминалось, во втором опыте трижды производилось определение форм, составляющих перифитон.

При просмотре проб виды классифицировались по степени встречаемости. Всего было найдено около 40 различных форм, преимущественно водорослей (около 30 видов), большинство определений производилось лишь до рода. В массовых количествах в разных вариантах и в разное время встречалось лишь 10 форм: *Colpidium* и *Vorticella* из инфузорий, *Cosmarium* и *Staurastrum* из зеленых водорослей и *Asterionella, Tabellaria, Synedra, Fragilaria, Navicula* и *Melosira* из диатомовых. Все остальные формы встречались лишь в сравнительно малых количествах или единично. Эти последние несколько варьировали по числу и составу в различных сосудах и в разное время. Массовые же формы распределялись во времени и по вариантам весьма определенно и закономерно. На рис. 21 схематически изображено относительное количество различных ведущих форм в биоценозах перифитона из контроля, вариантов с концентрацией излучателей в 50 и 100 *мккюри/л* (которые не дали заметных отличий друг от друга) и из варианта с концентрацией излучателей 200 *мккюри/л*.

Определения производились трижды — в марте, апреле и июне. Ведущие формы на этом рисунке разбиты на 3 количественные группы, изображенные черными колонками разной высоты. При первом просмотре в марте разные варианты опыта заметно не отличались друг от друга по составу и относительному количеству ведущих форм, всюду в небольшом количестве встречались *Asterionella* и *Tabellaria*, в несколько меньшем — *Vorticella* и *Colpidium*. В контроле тот же состав сохранился и в апреле, а к концу опыта в июне относительное число *Asterionella* и *Vorticella* еще больше возросло. *Tabellaria* и *Colpidium* исчезли из числа ведущих форм, а их место заняли *Synedra и Fragilaria*. В более слабых концентрациях состав ведущих форм к апрелю также не изменился, но к концу опыта из первоначальных ведущих форм не осталось ни одной, главную массу составляли *Cosmarium* и *Staurastrum*, а в несколько меньшем количестве присутствовали *Fragilaria* и *Synedra*. В наиболее сильной концентрации уже в апреле к ведущим формам прибавилась *Synedra*; в конце опыта состав ведущих форм весьма резко изменился и доминирующими стали *Synedra, Cosmarium* и *Navicula*, а в несколько меньшем количестве к ним присоединилась *Asterionella* и *Melostra*.

Таким образом, к концу опыта биоценоз перифитона перестроился в разных вариантах по-разному, меньше всего изменившись в контроле и дав значительные, но качественно различные сдвиги, с одной стороны, в концентрации излучателей 50 и 100 *мккюри/л* (между которыми существенных различий не наблюдалось) и, с другой стороны, в концентрации 200 *мккюри/л*. Результаты этого опыта показали, что в присутствии различных концентраций излучателей в воде происходит не только количественное, но и качественное изменение биоценозов перифитона, выражающееся, главным образом, в наступающей со временем смене ведущих массовых форм, отличной от таковой в контроле.

В первом разделе предыдущей главы уже кратко упоминалось о том, что разные виды живых организмов обладают разной степенью

радиочувствительности; то же самое относится и к радиостимуляции разными слабыми дозами. Поэтому совершенно естественно ожидать, что при воздействии практически любыми дозами излучений (кроме самых малых, лишь немного превышающих фон) на растущие и развивающиеся сообщества из разных видов неизбежно должны возникнуть, по сравнению с контролем, иные типы перестроек сообщества во вре-

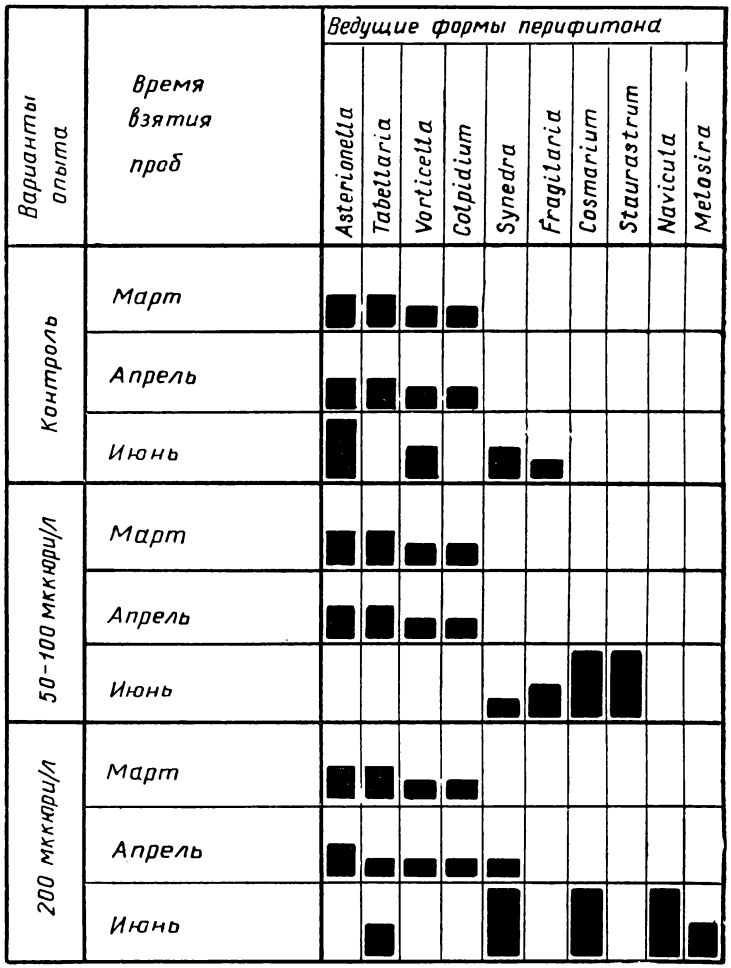


Рис. 21. Смена ведущих форм в биоценозах перифитона. Высотой колонок обозначены 3 класса по численности.

мени; это особенно должно сказаться на смене количественно ведущих форм. Полученный на перифитоне результат хорошо согласуется с аналогичными опытами, проводившимися на однолетних травянистых наземных фитоценозах [60, 128, 131]. Некоторое практическое значение вышеописанных опытов заключается в том, что при проектировании трубопроводов и других гидротехнических установок, содержащих слаборадиоактивные воды, надо считаться с возможностями более быстрого и интенсивного обрастания относительно сильнорадиоактивным перифитоном [142].

2. КОЭФФИЦИЕНТЫ НАКОПЛЕНИЯ

Наряду с разобранными выше результатами опытов по радиостимуляции перифитона и по происходящей под влиянием облучения перестройке биоценозов перифитона, которая выражается в иной, по сравнению с контролем, смене количественно ведущих форм сообщества,

Таблица 20

Коэффициенты накопления смеси осколков урана перифитоном в зависимости от его концентрации в воде

Варианты опыта	Конечная концентрация, *имп/мин* на 1 *г* сухого веса		Коэффициент накопления ($\times 10^3$)
	вода ($\times 10^3$)	перифитон ($\times 10^6$)	
3 *мккюри/л*	0,180	2,88	16,0
50 *мккюри/л*	1,85	10,40	7,7
100 *мккюри/л*	2,20	13,80	6,3
200 *мккюри/л*	4,30	48,40	11,1
600 *мккюри/л*	29,30	382,80	13,0
Среднее	7,570	91,70	12,10

нами были установлены коэффициенты накопления смеси раствора осколков урана перифитоном. Как уже говорилось, опыты проводились с концентрациями 3, 50, 100, 200 и 600 *мккюри/л*. Крайние концентрации отличались на два порядка. Во всех вариантах обоих опытов бра-

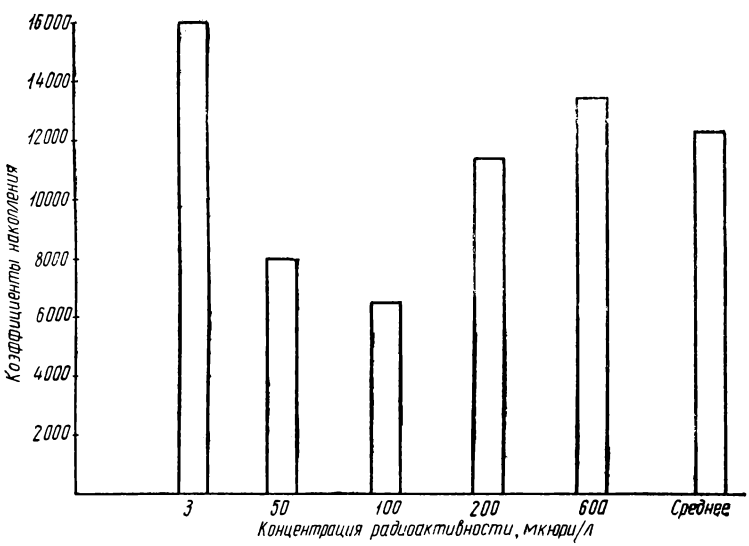


Рис. 22. Средние коэффициенты накопления перифитоном смеси осколков урана разной концентрации.

лись пробы перифитона и воды для определения в них концентрации излучателей. Результаты измерений пересчитывались на 1 *г* сухого веса перифитона и 1 *мл* воды. Отношение концентрации радиоактивности в перифитоне к концентрации в воде давало коэффициент накопления.

Данные по коэффициентам накопления осколков урана перифитоном приведены в табл. 20. Из таблицы видно, что коэффициенты накопле-

ния, хотя и варьируют от шести с половиной до шестнадцати тысяч, то есть примерно в два с половиной раза, но, во-первых, эта изменчивость далеко не выходит за пределы одного порядка, во-вторых, не стоит в какой-либо связи с изменениями концентраций излучателей в воде (наивысшие коэффициенты накопления получены при самой низкой и самой высокой концентрации излучателей).

На рис. 22 так же, как и в предыдущей главе, полученные коэффициенты накопления изображены графически. Коэффициенты накопления в первом опыте (3 и 600 *мккюри/л*) примерно в полтора раза выше, чем во втором (50; 100 и 200 *мккюри/л*). В общем, как и следовало ожидать на основании полученных ранее высоких коэффициентов накопления разных радиоизотопов различными видами водорослей, перифитон дал относительно высокий средний коэффициент накопления, равный примерно 12000 (нижняя строка таблицы). Вариация же коэффициентов накопления объясняется, по-видимому, тем, что во всех пяти вариантах качественный состав перифитона был различный; он сильно отличался в первом и во втором опытах, которые к тому же в два раза отличались по продолжительности, а во втором опыте, как было описано в предыдущем разделе, в высокой концентрации (которая дала более высокий коэффициент накопления) к концу опыта состав количественно ведущих форм перифитона был иным, чем в вариантах с более низкими концентрациями.

Эти чрезвычайно высокие коэффициенты накопления указывают на то, что перифитон способен накапливать большие количества излучателей. Это обстоятельство может сыграть большую роль при необходимости дезактивировать загрязненные радиоактивностью воды.

ГЛАВА IV

ДЕЗАКТИВАЦИЯ ВОДЫ В СЛАБОПРОТОЧНЫХ ВОДОЕМАХ

Результаты различных опытов, описанных в предыдущих главах, показали, что грунты и мути являются хорошими сорбентами почти всех радиоизотопов, пресноводные организмы, особенно водоросли, обладают очень высокими коэффициентами накопления большинства радиоизотопов и, в то же время, водные организмы являются довольно резистентными по отношению к действию ионизирующих излучений, давая под влиянием слабых доз даже заметную стимуляцию прироста биомассы. В результате этого, как было показано в первой главе, вскоре после внесения радиоизотопов в водоем, устанавливается некоторое состояние, близкое к равновесию, при котором большая часть внесенного радиоизотопа оказывается сконцентрированной в грунте и биомассе, в воде же концентрация по радиоактивности резко снижается; исключением являются лишь немногие радиоизотопы, образующие группы гидротропов (см. рис. 4). Исходя из всех этих данных, касающихся замкнутых водоемов, естественно, возникает мысль о том, что и в проточных водоемах при соответственном режиме (достаточно слабый проток) значительная часть поступающей в водоем радиоактивности (в общей форме — элементов, находящихся в микроконцентрациях в водном растворе) должна сорбироваться грунтом, мутями и биомассой; вытекающая же из таких слабо проточных водоемов вода должна быть в той или иной степени очищена от втекающих радиоактивных загрязнений.

Для проверки этого положения нами проводились специальные опыты. В первой группе опытов, поставленных в относительно большом масштабе, изучалась степень дезактивации воды (содержащей смесь осколков урана в концентрации порядка 10^{-5} *кюри/л*) при прохождении через системы, состоящие из почвенного фильтра и пруда или из серии прудов. Во второй группе опытов более точному изучению подвергалась дезактивация воды, содержащей в тех же концентрациях отдельные радиоизотопы, при прохождении через серии слабопроточных бачков в полулабораторных условиях. Краткому описанию этих двух групп опытов и будут посвящены оба раздела этой главы.

1. ОПЫТЫ С ПРУДАМИ И ПОЧВЕННЫМИ ФИЛЬТРАМИ

Для опытов со слабопроточными прудами были сооружены три наружные установки.

Две первые установки состояли из почвенного фильтра емкостью в 100 *л* и пруда емкостью около 30 $м^3$. В одной из установок фильтр помещался перед прудом, а в другой после пруда. На фильтр первой и в пруд второй установки из особого бака ежесуточно поступало от 250

до 350 *л* воды, содержавшей смесь осколков урана концентрацией $2{,}5 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л* по β-излучению. Дно прудов было гидроизолировано и покрыто озерным песком с прослойками почвы. Пруды были засажены высшей водной и прибрежной растительностью и содержали типичный прудовой планктон, перифитон и бентос. Ежесуточно измерялся сток из пруда первой и фильтра второй установки, сначала поступавший в градуированный бак, а затем сливавшийся в специальную яму.

Схема этих установок изображена на рис. 23, а на рис. 24 приведены фотографии экспериментальных прудов. Ежедневно брались пробы воды, поступавшей из бака на фильтр или в пруд, выходившей из фильтра или пруда, при стоке, а также из середины каждого пруда; периодически брались пробы грунтов и растений. Во всех пробах определялась активность по β-излучению с помощью счетной установки «Б».

По измерениям количеств, поступающих в установку и вытекающей из нее воды, и по измерениям активности проб воды мы смогли произвести полный баланс работы наших установок за три года (табл. 21).

Таблица 21

Общий баланс радиоактивности за три сезона работы первой установки

	Радиоактивность					
	1-й год		2-й год		3-й год	
	мкюри	% к исходной	*мкюри*	% к исходной	*мкюри*	% к исходной
Впущено	490	100	604	100	309,5	100
Поглощено фильтром	451	92,0	548,6	91,0	309,5	82,0
Поглощено грунтом и биомассой	18,3	3,8	36,8	6,1	19,3	6,2
Содержание в воде	16,5	3,5	13,4	2,1	28,6	9,2
Вытекло из пруда	3,6	0,7	5,2	0,8	8,1	2,6

Как видно из таблицы, первые два года первая установка работала очень хорошо и за эти годы дала одинаковые результаты. Фильтр поглощал главную массу активности — около 90%, грунт и биомасса забирали от 4 до 6%, в воде осталось от 2 до 3%, а вытекло из установки меньше 1% исходной активности. В течение третьего года фильтр работал несколько хуже, в воде осталось немного больше активности и вытекло уже 2,5%. В табл. 22 приведен баланс активности второй установки. Здесь в первые два сезона главную массу активности, около 90%,

Таблица 22

Общий баланс радиоактивности за три сезона работы второй установки

	Радиоактивность					
	1-й год		2-й год		3-й год	
	мкюри	% к исходной	*мкюри*	% к исходной	*мкюри*	% к исходной
Впущено	575	100	730	100	358	100
Поглощено фильтром	8,7	1,5	20,3	2,8	15,6	4,4
Поглощено грунтом и биомассой	529	92,0	646	88,5	284,4	79,4
Содержится в воде	37,1	6,3	53,3	7,3	40,1	11,2
Вытекло из фильтра	1,2	0,2	10,4	1,4	17,9	5,0

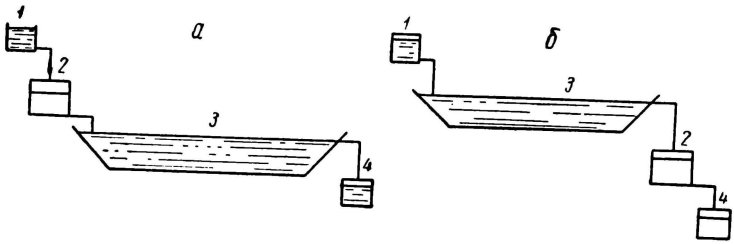
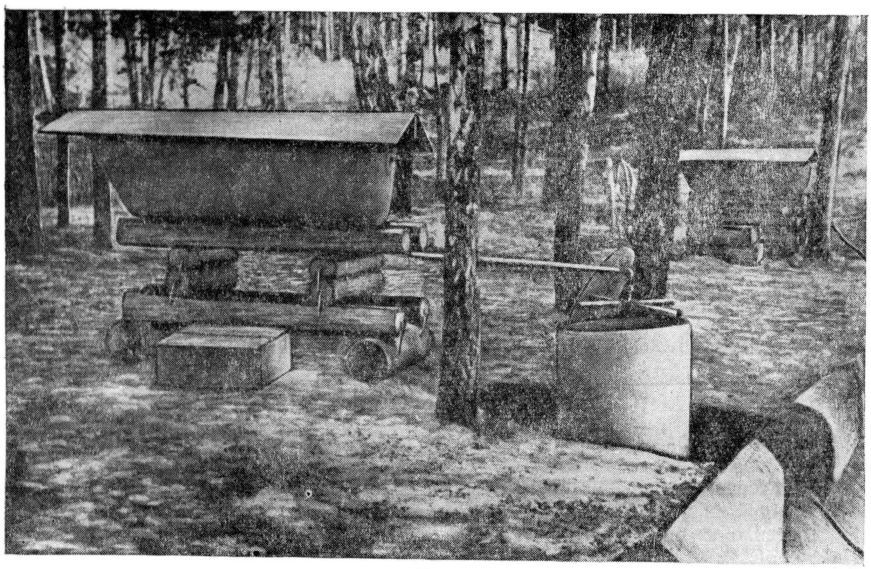


Рис. 23. Схема установок для очистки сточных вод.
а — первая установка; *б* — вторая установка:
1 — резервуар, *2* — фильтр, *3* — пруд, *4* — сточная яма



а

б

Рис. 24. Общий вид первой установки для очистки сточных вод:
а — резервуар и фильтр; *б* — пруд-отстойник.

поглощает грунт и биомасса пруда, фильтр поглощал от 1,5 до 4%, в воде осталось от 6 до 7%, а вытекло от 0,2 до 1,4%. В третьем году вторая установка так же, как и первая работала хуже: грунт и биомасса забирали около 80% радиоактивности, в воде осталось 11% и вытекло 5%. Это заметное ухудшение работы обеих установок в течение третьего года, может быть, можно объяснить тем, что предыдущей осенью оба пруда проработали больше месяца при форсированном режиме без использования фильтров и с подачей сравнительно очень большого количества активности; этим, конечно, сильно насытили оба пруда.

Следует еще отметить, что для предварительной ориентировки селективности сорбции различных элементов из раствора почвенными фильтрами и компонентами пруда препараты исходного раствора, воды, прошедшей через фильтр, и воды, вытекающей из пруда, были повторно промерены на счетной установке в открытом виде и с тонкой алюминиевой фольгой; исходный раствор с фольгой в среднем дал в 7 раз меньше распадов в минуту; вода, прошедшая через фильтр,— в 14 раз меньше, а вода, вытекающая из пруда,— в 16 раз меньше, чем в открытом виде. Ту же картину дали измерения для второй установки только с соответственно большей жесткостью излучения в воде, вытекающей из пруда; таким образом, как почвенный фильтр, так и компоненты пруда преимущественно задерживали элементы с жестким β-излучением.

В течение всего времени фильтр первой установки работал лучше фильтра второй установки; это объясняется вышеупоминавшимся сходством в избирательной сорбции элементов из раствора прудами и фильтрами, в результате чего фильтр второй установки, расположенный после пруда, получал менее благоприятную для сорбции смесь излучателей.

Наконец, в течение одной зимы был проведен ориентировочный опыт по зимнему режиму дезактивации воды. Один из прудов электрически отапливался, так что в нем не образовывалось ледяного покрова и продолжалась вегетация водной флоры: другой же пруд не отапливался, покрылся ледяным и снежным покровом и в нем происходило интенсивное зимнее отмирание части биомассы водных растений. За зимний сезон неотапливаемый пруд дал даже несколько лучшую дезактивацию воды; во всяком случае в зимний период, несмотря на снижение темпов прироста биомассы, не происходит заметного снижения дезактивации воды, по-видимому, благодаря повышению отмирания биомассы и увеличению детритообразования.

Результаты всех описанных выше опытов можно вкратце сформулировать следующим образом. Обе установки не дали существенных различий в своей работе. Вытекавшая из прудов вода содержала в первой установке от 0,7 до 2,6%, во второй от 0,2 до 5,0% исходной активности. Проценты дезактивации воды почвенными фильтрами и прудами также были примерно одинаковы: округляя, можно считать, что и фильтры и пруды очищали воду примерно на 90%.

Проводившиеся во время опытов повторные измерения радиоактивности водных растений и грунтов показали, что, как и следовало ожидать на основании наших лабораторных опытов, активность сильно концентрировалась грунтом и живыми организмами, откладываясь в конце концов в верхнем заиленном слое грунта.

Исходя из близкого качественного и количественного сходства в работе прудов и почвенных фильтров, можно попытаться совсем отказаться от последних; для лучшей очистки и дезактивации сточной воды можно устроить серию из нескольких прудов, пройдя через кото-

рые, вода (исходя из всех имеющихся у нас до сих пор данных) должна в достаточной мере дезактивироваться. Ввиду этого, нами были поставлены опыты с тремя связанными друг с другом и расположенными один ниже другого прудами разной емкости: первый—21 $м^3$, а второй и третий по 14 $м^3$. Эти пруды были устроены совершенно так же, как и пруды первой и второй установок. На рис. 25 дана схема этих трех прудов. Из резервуара ежедневно спускалось в первый пруд 1000 *л* воды, загрязненной смесью осколков урана, концентрацией в

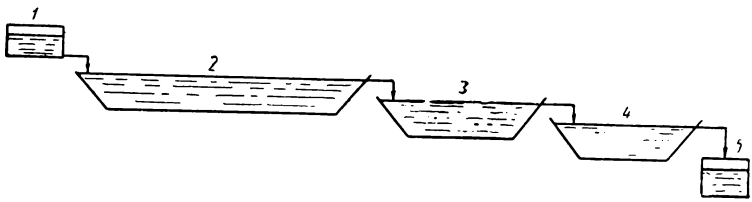


Рис. 25. Схема третьей установки для очистки сточных вод:
1 — резервуар; *2* — первый пруд; *3* — второй пруд; *4* — третий пруд; *5*—сточная яма.

10^{-5} *кюри/л*. За время работы установок было внесено 1 *кюри* активности. Ежедневно из прудов брались пробы воды: из первого — вток, середина и сток, из второго и третьего — середина и сток. Пробы растений и грунта брались каждые две недели.

Таблица 23

Общий баланс радиоактивности за время работы третьей установки

	Радиоактивность		
	мкюри	% к вошедшей	% к исходной
1-й пруд			
Впущено	1043,0	100,0	100,0
Поглощено грунтом и биомассой	992,1	94,9	94,9
Осталось в воде	24,2	2,3	2,3
Вытекло из 1-го пруда во второй	29,7	2,8	2,8
2-й пруд			
Впущено	29,7	100,0	—
Поглощено грунтом и биомассой	3,1	10,4	0,29
Осталось в воде	7,8	26,3	0,75
Вытекло из 2-го пруда в 3-й	18,8	63,3	1,79
3-й пруд			
Впущено	18,8	100,0	—
Поглощено грунтом и биомассой	7,7	41,0	0,74
Осталось в воде	3,5	18,6	0,33
Вытекло из 3-го пруда	7,6	40,4	0,72

Примечание. Ежесуточная подача 1000 *л* раствора осколков урана концентрацией 10 *мкюри/л*.

По измерениям количеств поступающей в установку и вытекающей из нее воды и по измерениям радиоактивности проб воды мы провели полный баланс радиоактивности во всей серии (табл. 23). Из таблицы видно, что три пруда работали весьма различно. Из первого пруда

вытекло лишь около 3% от всей поступившей в него активности и около 95% было поглощено грунтом и биомассой. В следующие пруды вошло очень мало активности (во второй — 2,8% и в третий — 1,8% от исходной), но поглощено грунтом и биомассой было во втором пруду лишь около 10%, а в третьем около 40% поступившей в них активности. Из третьего пруда вытекло около 0,7% всей поступившей в установку активности. Общую работу этой установки можно, таким образом, считать весьма удовлетворительной. То обстоятельство, что второй и третий пруды задерживали активность значительно хуже первого, объясняется, по-видимому, так же, как ухудшение работы пруда в первой, а фильтра во второй из вышеописанных установок. Из смеси осколков урана во второй и третий пруды серии, особенно при весьма сильном поглощении активности совершенно еще ненасыщенным первым прудом, поступают преимущественно лишь наиболее плохо сорбируемые

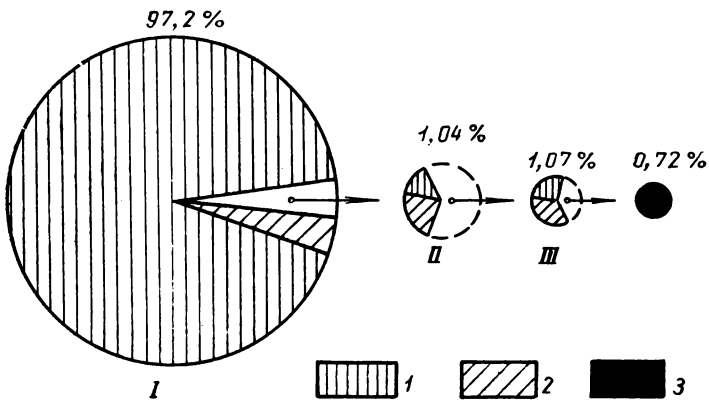


Рис. 26. Общий баланс активности во время работы системы из 3 прудов.

1 — поглощено грунтом и биомассой; *2* — поглощено водой; *3* — вытекло из системы.

грунтами и биомассой элементы. Разницу поглощения активности вторым и третьим прудами надо, при ничтожной общей радиоактивности воды этих прудов и соответствующей неточности баланса, считать случайной. Наглядно баланс радиоактивности в этих трех прудах изображен на рис. 26.

Перейдем теперь к рассмотрению активности грунтов в прудах всех трех установок. Грунты всех прудов состояли из озерного песка с тонкой прослойкой почвы. За первый сезон работы во всех прудах почти не образовалось иловых отложений, которые, однако, интенсивно накапливались на дне прудов первой и второй установок за последующие сезоны. Поэтому пробы верхнего слоя песка брались из прудов двух установок в течение трех лет, из прудов третьей установки в течение одного сезона ее работы: пробы же ила за первый год работы брались лишь из прудов третьей установки, а из прудов первых двух установок ил брался только в течение второго и третьего годов их работы. Ил, как уже упоминалось, в течение первого года работы прудов брался лишь из третьей установки и дал коэффициент накопления около 75. Во второй и третий год работы двух первых установок коэффициенты накопления ила были ниже в пруду первой и выше в пруду второй установки: от второго к третьему году коэффициенты накопления ила резко возросли с 250 до 2300 в пруду первой и с 350 до 4500 в пруду второй

установки. Это резкое возрастание понятно, так как илообразование идет за счет постепенного отмирания высокоактивной биомассы (детрита) и оседания мутей, хорошо сорбирующих излучатели. Таким образом, как и следовало ожидать, особенно высокие коэффициенты накопления дают иловые донные отложения, постоянно образующиеся в прудах.

Из биомассы всех прудов периодически брались пробы различных видов живых организмов, в основном водных растений, для определения в них активности; одновременно брались пробы воды и определялись соответствующие коэффициенты накопления. Для каждого вида живых организмов весь полученный таким образом материал усреднялся по всем отдельным прудам и сезонам. Особенно высокими коэффициентами накопления отличаются планктон, ряска, элодея и лягушатник. У прибрежных укореняющихся растений коэффициенты накопления в корнях значительно выше, чем в зеленой массе. Сравнительно большая изменчивость коэффициентов накопления водными организмами в прудах наружных установок вполне понятна в связи с изменчивостью концентрации и состава смеси излучателей в воде. Само собой разумеется, что точное изучение коэффициентов накопления отдельными видами возможно лишь в лабораторных опытах с чистыми растворами отдельных элементов. Средние коэффициенты накопления из всех прудов для песка, ила, планктона, для 10 видов высших растений, двух видов животных и в среднем по всем видам живых организмов приведены в табл. 24.

Таблица 24

Средние коэффициенты накопления неразделенной смеси осколков урана песком, илом, планктоном и разными видами живых организмов в прудах трех установок

Объекты	Коэффициенты накопления	Объекты	Коэффициенты накопления
Песок	20	*Calla palustris*	365
Ил	2465	*Lemna trisulca* L.	2545
Планктон	2250	*Elodea canadensis* Rich	1470
Typha angustifolia L.	800	*Stratiotes aloides* L.	925
Phragmites communis L.	515	*Hydrocharis morsusranae* L.	1730
Осока	150	*Limnaea stagnalis* L.	985
Myriophyllum spicatum L.	1150	*Gammarus* sp.	460
Ceratophyllum demersum L.	3620	Среднее по всем видам живых организмов	1305

Таким образом, вышеописанные опыты с прудами показали, что, согласно ожиданию, в слабопроточных водоемах, в принципе так же, как и в замкнутых, устанавливается состояние, близкое к равновесию, при котором большая часть радиоизотопов концентрируется в грунте и биомассе; с последней по мере ее отмирания, радиоактивные изотопы переходят в донные отложения. В вытекающей воде содержалось около 0,5% исходной активности, так что коэффициент очистки равен примерно 200. Необходимо при этом подчеркнуть, что поступавшая в пруды вода содержала относительно очень высокую концентрацию осколков урана, а именно — более 25 *мккюри/л* ($2{,}5 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л* по β-излучению), притом неочищенных от большего количества химических примесей [134, 137, 140, 141, 144, 149].

2. ОПЫТЫ В СЕРИЯХ БАЧКОВ

Опыты с прудами даже небольшого размера являются громоздкими и дорогостоящими; для опытов с отдельными чистыми изотопами этот метод для нашей лаборатории был непосилен. Кроме того, для большей точности опытов желательна возможность проведения совершенно точного и полного баланса радиоактивности во всей установке; для этого установки, состоящие из прудов, также мало пригодны. Поэтому более детальные и точные опыты по дезактивации воды от отдельных радиоизотопов и по изучению распределения последних по основным компонентам водоема (вода, грунт и биомасса) проводились нами в менее громоздких, полулабораторных установках; эти установки состояли из серии соединенных верхним протоком небольших по емкости (45—90 *л*) бачков, содержащих грунт, воду и биомассу. Схема такой установки изображена на рис. 27.

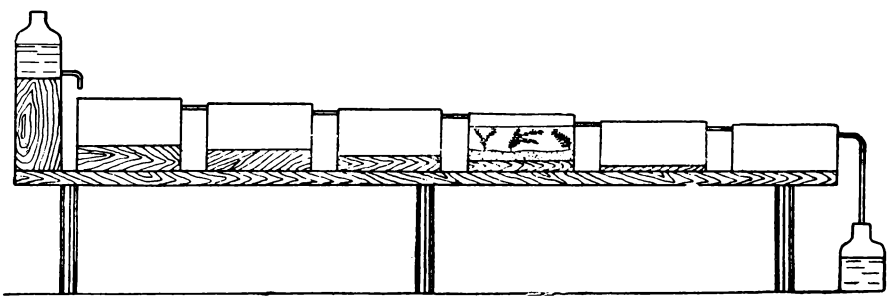


Рис. 27. Схема серии бачков для очистки сточных вод (по данным Тимофеевой, Ресовской, Агафонова и Тимофеева-Ресовского).

Методика этих опытов [2, 3, 4] состояла в следующем. Во все бачки серии (состоявшей обычно из 10, а в ряде опытов из 4—6 бачков) помещалось определенное, одинаковое по весу, количество озерного песка с тонкой прослойкой почвы, высаживалось определенное количество высших водных растений (уруть, роголистник, элодея и лягушатник) и наливалось одинаковое количество озерной воды. В каждый бачок вносилась взвесь озерного планктона и вся серия выдерживалась в течение нескольких недель для стабилизации биологического режима.

После этого в первый бачок серии из большой бутылки ежесуточно поступало определенное количество (1/30 общего объема воды всей серии) раствора, содержащего тот или иной радиоизотоп в концентрации порядка 10^{-5} *кюри/л* (10—25 *мккюри* по β-излучению). Вода, вытекавшая из последнего бачка, собиралась в большую бутыль и ежесуточно измерялся ее объем. В ряде специальных опытов изучалось влияние на дезактивацию воды некоторых факторов, таких как концентрация раствора, режим протока, pH воды, состав биоценоза, состав и количество взмученных частиц в воде. Ежедневно или (при длительных опытах) через каждые несколько дней брались пробы воды из всех бачков серии и из стока для определения концентрации радиоизотопа; в конце опытов (продолжавшихся от 1 до 6 месяцев) проводился баланс радиоактивности во всей серии.

До сих пор в сериях из 10 бачков при стандартном режиме (ежесуточной подаче раствора 1/30 от общего объема серии и концентрации радиоизотопа 10^{-5} *кюри/л*) проведены опыты с серой, железом, кобальтом, рутением, цезием и церием, а также с неразделенным раствором

осколков урана (возрастом около полугода). Общие результаты сводятся к следующему. Стронций и рутений при этом режиме проходили через всю серию и в стоке их содержалось от 1,5 до 2% от исходного количества; коэффициент очистки по ним, таким образом, равен 50—65. Сера, как и следовало ожидать, исходя из данных лабораторных опытов, приведенных в первых двух главах, проходит через всю серию в количестве 10—20%, то есть с коэффициентом очистки 5—10. Остальные радиоизотопы задерживались в бачках серии практически целиком и не были обнаружены в стоке (при точности определения концентрации порядка до 10^{-8}—10^{-9} *кюри/л*). При этом железо, цинк и цирконий доходят до десятого, кобальт, цезий и церий до девятого, а иттрий до шестого-седьмого бачков; смесь осколков урана доходит до девятого-десятого бачка, иногда ее следы обнаруживаются в стоке, по-видимому, стронций и рутений, входящие в эту смесь. Из опытов со стронцием, рутением, цезием и церием на рис. 28 в качестве примера приведены кривые распределения радиоактивности в конце опытов по воде всех десяти бачков серии и стока.

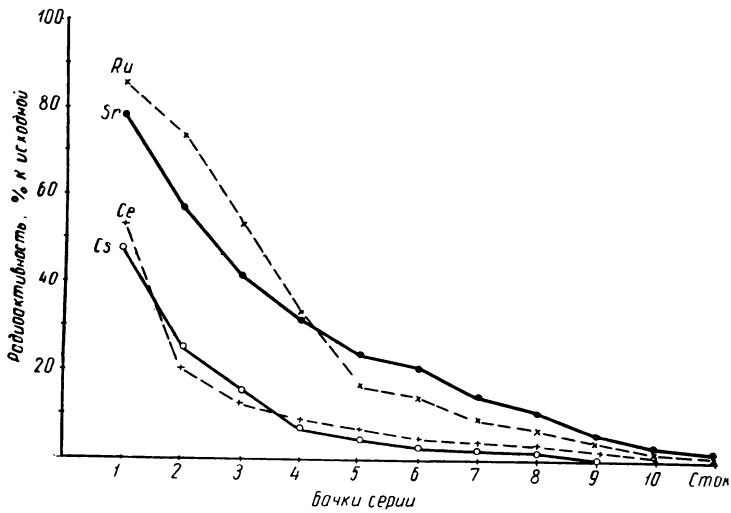


Рис. 28. Падение концентрации стронция, рутения, цезия и церия в воде последовательных бачков серии и в стоке в конце опыта (по данным Агафонова, Долгих, Савченко и Тимофеева-Ресовского).

Коэффициенты очистки последовательных бачков серии (то есть концентрация радиоактивности в данном бачке в процентах от таковой предыдущего) в опытах с большинством отдельных чистых радиоизотопов сохраняют на всем протяжении серии более или менее постоянное значение, лишь случайно флюктуируя вокруг средней величины. В опытах со смесью осколков урана картина иная — коэффициент очистки первых бачков заметно выше остальных, что объясняется преимущественной задержкой в первых бачках наиболее легко и быстро сорбирующихся компонентов смеси; это отмечалось и в описанных в предыдущем разделе этой главы опытах по задержке раствора осколков урана почвенным фильтром и прудом в первой и второй установках. На рис. 29 приведены коэффициенты очистки по разным бачкам серии для стронция, цезия и неразделенного раствора осколков урана.

В конце опытов, как уже упоминалось, проводился полный баланс радиоактивности в сериях и, при этом, определялось распределение

соответствующего радиоизотопа между водой, грунтом и биомассой во всех бачках. Для каждого радиоизотопа это распределение в разных бачках флюктуировало вокруг определенного среднего типа распределения, давая лишь более или менее резкие отклонения в пользу грунта и биомассы в последних бачках, содержащих в воде лишь следы радиоактивности. Все изучавшиеся в опытах радиоизотопы по распределению между водой, грунтом и биомассой уложились в те же четыре типа рас-

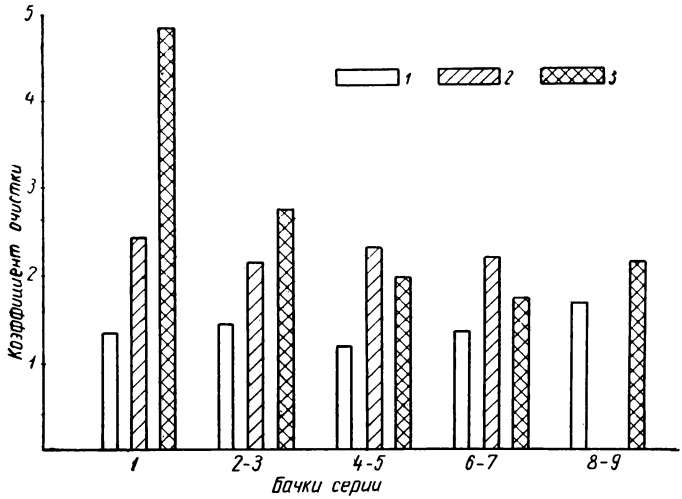


Рис. 29. Коэффициенты очистки 1, 2—3, 4—5, 6—7 и 8—9 бачков серии в опытах:
1 — со стронцием, *2* — с цезием, *3* — с неразделенным раствором осколков урана (по данным Агафонова, Долгих, Савченко, Тимофеева-Ресовского).

пределения, которые были описаны в первой главе на основании опытов в аквариумах и изображены на рис. 3 и 4. Гидротропный тип распределения дала сера, эквитропный — кобальт, стронций и рутений, педотропный — железо, цинк, иттрий, цирконий и цезий и биотропный — церий и смесь осколков урана.

В специальных опытах изучалось влияние на конечную степень дезактивации воды, протекающей через серию бачков, взмучивания в подаваемом в первый бачок растворе мелкой фракции прудового ила, изменения pH воды в бачках, изменения режима протока и населяющих бачки биоценозов.

Взмучивание в подаваемом растворе и первом бачке мелко-дисперсного ила, естественно, повышало сорбцию излучателей первым бачком, соответственно снижая их концентрацию в последующих бачках и стоке. Эти опыты проводились лишь с неразделенным раствором осколков урана и в предварительной, количественно недостаточно проработанной форме.

Снижение pH воды до 6,0—6,5 и повышение его до 9,0—9,5 по сравнению с нормальным (около 8,0) производилось в опытах с неразделенной смесью осколков урана. В этих опытах повышение как кислотности, так и щелочности по сравнению с нормой несколько снижало дезактивацию воды в серии, что объяснялось изменением распределения радиоактивности между водой, грунтом и биомассой. В кислой среде резко уменьшилось содержание радиоактивности в грунте, при некотором увеличении содержания ее в биомассе, а в щелочной среде резко снижалось ее содержание в биомассе при некотором повышении в грунте. Измене-

ние среднего распределения осколков урана между водой, грунтом и биомассой в бачках трех серий с разным pH воды изображено на рис. 30.

Опыты по влиянию режима протока были проведены со стронцием [5]. В первом опыте через серию из четырех бачков пропускался раствор с концентрацией $1 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л* при ежесуточной подаче 1/25 общего

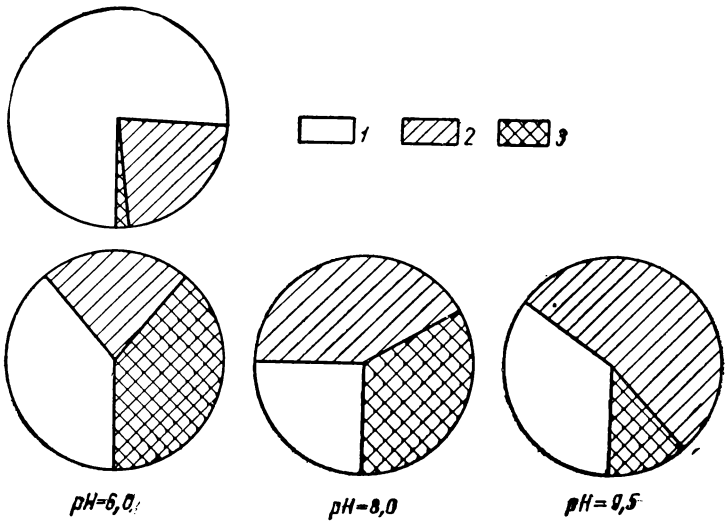


Рис. 30. Распределение радиоактивности неразделенного раствора осколков урана между:

1 — водой; *2* — грунтом; *3* — биомассой в опытах с разными pH воды. Верхняя диаграмма—распределение весов воды, грунта и биомассы в опытах (по данным Агафонова).

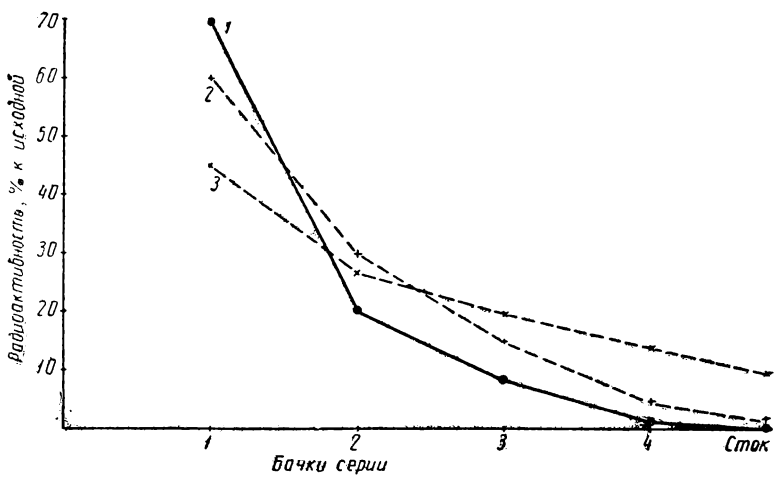


Рис. 31. Падение радиоактивности стронция в последовательных бачках серии и в стоке, в опытах с разным режимом протока (по данным Агафонова и Иванова).

Суточная подача раствора: *1* — 1/100; *2* — 1/50; *3* — 1/25 от общего объема воды в серии.

объема воды в серии; во втором опыте концентрация раствора была повышена вдвое ($2 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л*), а скорость протока вдвое замедлена (ежесуточная подача 1/50 общего объема воды в серии); наконец, в третьем опыте концентрация раствора была увеличена до $4 \cdot 10^{-5}$ *кюри/л*,

а скорость протока вдвое снижена (ежесуточная подача 1/100 общего объема воды в серии). Таким образом, во всех трех опытах в серию за единицу времени подавалось одно и то же количество радиостронция, при разной скорости протока. В то время как в первом опыте из последнего бачка серии вытекало немного более 5% от поступившего в серию радиостронция, во втором опыте вытекало менее 0,5%, а в третьем — менее 0,1%, то есть достигался коэффициент очистки порядка 10^3. На рис. 31 изображены кривые падения концентрации стронция в воде четырех последовательно расположенных бачков и в стоке. Следовательно, при более медленном протоке, даже такие элементы, как стронций, могут практически целиком задерживаться серией водоемов [5].

Опыты с варьированием биоценозов в бачках лишь начинаются. В первых ориентировочных опытах со стронцием и цезием установлено, что, как и следовало ожидать, увеличение массы высшей водной растительности в бачках заметно повышает степень дезактивации воды. В дальнейших опытах, помимо варьирования общей биомассы, будут предприняты попытки подбора оптимального видового состава водных биоценозов для дезактивации воды, то есть комбинации видов с максимальными коэффициентами накопления определенных радиоизотопов.

Таким образом, большинство радиоизотопов хорошо задерживаются сериями слабопроточных водоемов, даже при довольно быстром протоке (ежесуточная подача раствора в количестве 1/30 от общего объема серии); для них и при этом режиме достигается почти полная дезактивация воды, вытекающей из серии водоемов. Для стронция и рутения возможно достижение тех же результатов при снижении скорости протока. Следует заметить, что подразделение общей массы воды на ряд отдельных, связанных протоком водоемов, естественно, устраняет интенсивное перемешивание и диффузию высоких концентраций у места втока, но, с другой стороны, ясно, что увеличение числа водоемов и соответственное уменьшение их объема при данном режиме сброса и общего объема воды в серии водоемов изменяет условия протока и степень перемешивания воды между местами втока и стока. Поэтому в дальнейшем следует установить оптимальное подразделение общей массы воды на число отдельных водоемов и их относительных размеров.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Наиболее общие результаты всех описанных в предыдущих главах опытов сводятся к следующему.

Динамические опыты в колонках с почвой и песком, статические опыты по определению состояния равновесия между раствором радиоизотопов и почвой, опыты по дезактивации воды осаждающимися мелкодисперсными мутями и по определению накопления грунтом аквариумов излучателей из водного раствора показали, что ряд косных компонентов биогеоценозов относительно хорошо сорбируют большинство находящихся в водном растворе радиоизотопов. Хорошая сорбция почвами, грунтами и мутями большинства радиоизотопов обусловливает резкое падение концентрации радиоизотопов с глубиной грунтов на дне водоема и их особенно высокую концентрацию в верхних слоях, богатых иловыми отложениями и детритом. Все это позволяет в первом приближении оценивать относительную роль косных компонентов в круговороте рассеянных и микроэлементов в водоемах. Опыты по количественному определению распределения излучателей, вносимых в воду аквариумов, по трем основным компонентам водоема (вода, грунт и биомасса) позволили чисто феноменологически разбить все изученные радиоизотопы (около 20 элементов) на четыре типа распределения: гидротропный, эквитропный, педотропный и биотропный. Это распределение подтвердилось на одиннадцати радиоизотопах, изучавшихся в сериях слабопроточных водоемов.

Уже из опытов по распределению радиоизотопов по компонентам водоема выяснилось, что живые организмы концентрируют относительно очень высокий процент содержавшихся в водном растворе излучателей; это заставило предпринять систематическое излучение коэффициентов накопления разных радиоизотопов различными видами пресноводных организмов. Результаты этих опытов показали, что, с одной стороны, среди изученных 20 радиоизотопов можно выделить такие, которые в среднем дают очень высокие коэффициенты накопления (фосфор, железо, кобальт, цинк, иттрий, цирконий, ниобий, кадмий, церий, прометий и ртуть) и дающие в среднем низкие коэффициенты накопления (сера, германий и цезий); с другой стороны, разные группы живых организмов, в среднем по всем изученным радиоизотопам, также дают весьма различные коэффициенты накопления; при этом наивысшие коэффициенты накопления дают водоросли (в среднем порядка 10^4), затем бактерии и высшие водные растения (порядка 10^3) и наиболее низкие дают *пресноводные животные* (порядка 10^2). Очень высокими коэффициентами накопления характеризуется растительный и животный планктон и, особенно, детрит, образуемый отмирающей биомассой. Но и в пределах вышеуказанных групп живых организмов разные виды могут, как в среднем, так и по отдельным радиоизотопам, сильно отличаться по коэффициентам накопления. На коэффициенты накопления влияют как химиче-

ские свойства соответствующих элементов (их положение в периодической системе элементов), так и, особенно, та физико-химическая форма, в которой они находятся в растворе. Это ясно следует из сравнения коэффициентов накопления близких химических аналогов (цинк — кадмий — ртуть, рубидий — цезий, церий — прометий) и, особенно, из опытов по внесению в воду легкорастворимого комплексона ЭДТА; радиоизотопы, обладающие высокой константой устойчивости в комплексных соединениях с ЭДТА (железо, кобальт, цинк, иттрий, кадмий и церий), резко повышают свою подвижность и столь же резко снижают коэффициенты накопления. Наконец, применение вариационно-статистического метода позволило среди пресноводных животных выделить 5 из 25 и среди растений 10 из 35 видов, являющихся специфическими накопителями тех или иных из 19 изученных радиоизотопов; коэффициенты накопления соответствующих радиоизотопов у этих специфических накопителей резко выделяются своей величиной, отклоняясь более чем на 4 σ от среднего коэффициента накопления данного радиоизотопа остальными видами. Все опыты по коэффициентам накопления показали огромную роль живых организмов в перераспределении химических элементов из водного раствора по компонентам водоемов.

Специальные опыты с перифитоном показали, что относительно слабые концентрации излучателей в воде (порядка 10^{-4}—10^{-6} *кюри/л*) заметно стимулируют прирост биомассы в общем радиорезистентных видов, образующих перифитон. При более высоких из этих слабых концентраций происходит, однако, перестройка сообщества перифитона со сменой количественно ведущих форм: это понятно, так как, исходя из общих радиобиологических данных, разные виды и группы организмов перифитона должны отличаться друг от друга по стимулирующим и угнетающим дозам облучения и, следовательно, в присутствии определенной дозы излучений давать иное соотношение интенсивности роста и размножения, чем в контроле. Перифитон так же, как и микропланктон дает в среднем очень высокие коэффициенты накопления радиоизотопов.

Наконец, исходя из всех данных предыдущих опытов, показавших, что в закрытых водоемах радиоизотопы относительно быстро концентрируются главным образом в грунтах и биомассе, было экспериментально проверено их поведение в слабопроточных водоемах. При этом оказалось, что при определенном режиме протока (когда суточная подача составляет 1/30 от общей массы воды в водоемах) большинство радиоизотопов практически почти целиком сорбировались в трех — десяти водоемах и лишь сера, стронций и рутений проходят через всю серию; однако стронций и рутений также могут почти нацело задерживаться в серии водоемов при соответствующем снижении скорости протока. Результаты этих опытов показывают, что в принципе возможна биологическая дезактивация слабо радиоактивных вод при медленном прохождении их через серию слабопроточных прудов; при этом возможно дальнейшее улучшение степени дезактивации воды при прохождении ее через серии прудов, в результате дальнейших специальных исследований сопутствующих условий, режима протока и подбора оптимальных прудовых биоценозов.

Как уже упоминалось во введении, в настоящей работе описаны результаты пока лишь первого этапа радиационно-гидробиологических опытов, проводившихся в нашей лаборатории. Эти опыты пока лишь намечают общие контуры той радиационной биогеоценологии пресноводных водоемов, развитие которой является, по нашему мнению, важной задачей современной биологии. В проводившихся нами опытах изучалась судьба вносимых извне в воду микроэлементов в форме радиоак-

тивных изотопов 20 различных химических элементов. Результаты этих опытов подтвердили и хорошо иллюстрируют идеи В. И. Вернадского, Б. В. Полынова и В. Н. Сукачева об огромной роли живых организмов как концентраторов и перераспределителей химических элементов в коре выветривания, в биосфере и отдельных биогеоценозах. Значительная часть поступающих в воду микроэлементов концентрируется живыми организмами; после их отмирания они с детритом поступают в донные отложения, из которых лишь относительно небольшое количество может непосредственно поступать обратно в воду, большая же часть продолжает обращаться в биологическом круговороте растений и организмов бентоса, а заметная часть надолго захоранивается в донных грунтах водоема. В извлечении поступающих в водоем элементов и, тем самым, в поддержании более или менее постоянного состава природных вод, роль живых организмов, несомненно, является ведущей; это с неизбежностью следует из весьма высоких в среднем коэффициентов накопления живыми организмами почти всех элементов, находящихся в растворе в микроконцентрациях. Зная коэффициенты накопления определенными видами тех или иных микроэлементов, можно даже, как на это указывал уже Мак-Картер, использовать результаты элементарного анализа массовых организмов как метод определения практически неуловимо малых концентраций соответствующих элементов в воде. Живые организмы водоема, особенно специфические накопители, могут являться хорошими индикаторами радиоактивных и других микрозагрязнений природных вод. На высоких коэффициентах накопления радиоизотопов грунтами, мутями и, особенно, живыми организмами может быть основана технология биологической очистки слаборадиоактивных вод в специальных сериях слабопроточных водоемов-отстойников перед спуском этих вод в открытые водоемы общего и бытового использования.

Дальнейшие работы должны, помимо развития и расширения уже наметившихся направлений, включить опыты с одновременным учетом общего энергетического баланса и трофических уровней в экспериментальных водоемах разного масштаба, в стиле идей, развиваемых Г. Г. Винбергом и другими современными экологами (В. С. Ивлев, Кларк, Овуль и многие другие), с точным учетом при использовании метода меченых атомов круговорота рассеянных и микроэлементов и определением той их доли, которая, выходя из биологического круговорота, на длительное время захоранивается в донных отложениях или остается в водном растворе и стоке.

ЛИТЕРАТУРА

1. Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме. «Медицинская радиология», т. 1, М., Медгиз, 1960.
2. Агафонов Б. М. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков. Бюлл. Уральского отд. МОИП, I, Свердловск, 1958.
3. Агафонов Б. М. Некоторые лабораторные опыты по биологической дезактивации воды. Тр. Всес. конф. по медицинской радиологии, М., Медгиз, 1957.
4. Агафонов Б. М., Долгих Г. И., Савченко М. И., Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов. II. Сб. Тр. лабор. биофизики Уральского филиала АН СССР (УФАН), М., 1960.
5. Агафонов Б. М., Иванов В. И. Влияние режима протока на дезактивацию воды от стронция. Тр. Уральского отд. МОИП, вып. 3, Свердловск, 1961.
6. Акамсин А. Д., Перчевский В. П., Поликарпов Г. Г. Водоросль накапливает радиоактивность. «Природа», 1960, № 2.
7. Бруновский Б. А. Концентрация радия организмами. Тр. Геохимической лабор. АН СССР, т. 2, М., 1935.
8. Бруновский Б. Н., Кунашева К. Г. Некоторые данные относительно содержания радия в растениях и в водах. Тр. Биогеохимической лабор. АН СССР, т. 3, М., 1932.
9. Вернадский В. И. Записка об изучении живого вещества с геохимической точки зрения. Изв. Российской АН СССР, сер. 6, 1926, т. 15.
10. Вернадский В. И. Химические элементы и механизм земной коры. «Природа», 1922, № 3—5.
11. Вернадский В. И. Ход жизни в биосфере. «Природа», 1925, № 10—12.
12. Вернадский В. И. О размножении организмов и его значении в механизме биосферы. Изв. АН СССР, сер. 6, 1926а, т. 20.
13. Вернадский В. И. Биосфера. Л., 1926б.
14. Вернадский В. И. О концентрации радия живыми организмами. ДАН СССР, сер. А, 1929, т. 2.
15. Вернадский В. И. Очерки геохимии, М., 1934.
16. Вернадский В. И. О некоторых основных проблемах биогеохимии. Изв. АН СССР, сер. геол., 1938, т. 18.
17. Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1940.
18. Вернадский В. И. О геологических оболочках земли как планеты. Изв. АН СССР, сер. геогр., 1942, т. 13.
19. Вернадский В. И. Несколько слов о ноосфере. Успехи современной биологии. 1944, т. 18.
20. Вернадский В. И., Виноградов А. П. О химическом элементарном составе рясок как видовом признаке. ДАН СССР, сер. А, 1931, т. 9.
21. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск, Изд. АН БССР, 1960.
22. Винберг Г. Г., Гапоненко В. И. Развитие некоторых водных организмов в культурах при разных активностях P^{32}. Тр. биол. станции на оз. Нарочь, 1958, № 1.
23. Винберг Г. Г., Годнев Т. Н., Гапоненко В. И. Опыт применения радиоизотопа фосфора при изучении удобрения прудов. ДАН СССР, 1955, т. 100, вып. 3.
24. Виноградов А. П. О химическом составе пресноводного планктона. Тр. II Всес. гидролог. съезда. Л., 1929.
25. Виноградов А. П. Геохимия живого вещества. Л., Изд. АН СССР, 1933.
26. Виноградов А. П. Геохимия и биогеохимия. «Успехи химии», № 7.
27. Виноградов А. П. Химический элементарный состав организмов моря, I—III. Тр. Биогеохим. лабор. АН СССР, вып. 3, 4 и 6, М., Изд. АН СССР, 1935—1944.
28. Виноградов А. П. К химическому познанию биосферы. «Почвоведение», 1945, № 7.
29. Виноградов А. П. Биогеохимические провинции. Тр. Юбилейной сессии В. В. Докучаева, М., Изд. АН СССР, 1946.

30. Виноградов А. П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой. Сб. «Микроэлементы в жизни растений и животных». М., Изд. АН СССР, 1952.
31. Гаузе Г. Ф. О некоторых основных проблемах биоценологии. «Зоологический журнал», 1936, № 15.
32. Гецова А. Б. О накоплении различных радиоизотопов водными насекомыми. Тезисы доклада 4 съезда Всес. энтомологического об-ва. Тбилиси, 1959.
33. Гецова А. Б. К вопросу о выделении радиоактивных изотопов (десорбция) у некоторых представителей водных беспозвоночных. ДАН СССР, 1960, т. 133, № 2.
34. Гецова А. Б., Тимофеева-Ресовская Е. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. О влиянии этилендиаминтетраацетата (ЭДТА) на коэффициенты накопления различных радиоизотопов из водного раствора пиявками и комарами. ДАН СССР, 1960, т. 130, № 1.
35. Гецова А. Б. и Волкова Г. А. О накоплении и выделении Sr^{90} и Cs^{137} ручейником *Halesus interpunctatus* Zett. ДАН СССР, 1961, т. 139, № 2.
36. Гецова А. Б. и Волкова Г. А. О накоплении радиоактивных изотопов некоторыми водными насекомыми. «Энтомологическое обозрение», 1962, т. 41, № 1.
37. Гецова А. Б. и Волкова Г. А. О накоплении и выведении Ru^{106}, Ce^{144} и Pm^{147} ручейником *Halesus interpunctatus* Zett. ДАН СССР, находится в печати.
38. Гилева Э. А. О коэффициентах накопления радиоизотопов пресноводными водорослями. ДАН СССР, т. 132, № 4.
39. Гилева Э. А. О накоплении протококковой водорослью *Scenedesmus quadricauda* двенадцати радиоизотопов из водного раствора. Тезисы докл. на Всес. совещ. по культивированию одноклеточных водорослей. Л., 1961.
40. Горбатюк Н. В. и Тимофеев А. Н. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов. III. Стабилизация активности свежего раствора осколков урана при равномерном его поступлении в водоем и дозы излучения внутри и вне водоема. Сб. работ Лабор. биофизики УФАН СССР. II, М., 1960.
41. Горбатюк Н. В. и Тимофеев-Ресовский Н. В. О предельно допустимых нормах радиоактивного загрязнения воды и воздуха. Бюлл. Уральского отд. МОИП, II, 1960.
42. Зенкевич Л. А. Фауна и биологическая продуктивность моря. I, II. М., Изд. Советская наука, 1947, 1951.
43. Зенкевич Л. А. Комплексный метод в изучении биологических процессов в водоемах. Тр. Всес. Гидробиол. об-ва, 5. М., Изд-во АН СССР, 1953.
44. Зернов С. А. Общая гидробиология. М.—Л., Изд. АН СССР, 1949.
45. Жадин В. И. (редактор). Жизнь пресных вод. I—IV. М.—Л., Изд. АН СССР, 1940—1960.
46. Жадин В. И. Применение радиоактивных изотопов в гидробиологии и рыбоводстве. «Природа», 1958, № 6.
47. Жадин В. И., Ильинский Н. Б., Световидов А. Н. и Трошин А. С. Задачи и методы маркировки насекомых и рыб радиоактивными изотопами. Тр. научн. сессии, посвященной достижениям и задачам советской биофизики. М., Изд-во АН СССР, 1955.
48. Жадин В. И., Кузнецов С. И. и Тимофеев-Ресовский Н. В. Роль радиоактивных изотопов в решении гидробиологических проблем. 2-я конференция ООН по мирному использованию атомной энергии. Женева, 1958.
49. Жадин В. И., Родина А. Г. и Трошин А. С. Изучение биологической продуктивности водоемов при помощи радиоизотопов. Тезисы докл. на Всес. конференции по применению изотопов и излучений в народном хозяйстве и науке. М., 1957.
50. Жогова В. И. К вопросу о накоплении стронция-90 бактериальными клетками. «Гигиена и санитария», 1961, № 4.
51. Иванов М. А. Применение изотопов для изучения интенсивности процесса редукции сульфатов в озере Беловодь. «Микробиология» 1956, т. 25, № 3.
52. Иванов М. В. Изучение интенсивности процесса круговорота серы S^{35}. Доклад на VI совещании по биологии внутренних вод. Л., 1957.
53. Ильин Д. И., Москалев Ю. И. и Петрова А. И. О накоплении радиоактивных элементов некоторыми группами водных организмов. «Атомная энергия», 1958, т. 5, № 2.
54. Ильин Д. И., Петрова А. И. и Чепкасова Н. Я. К вопросу о миграции радиоактивных веществ из открытого водоема. «Атомная энергия», 1958, т. 6, вып. 1.
55. Кирпичников В. С., Световидов А. Н. и Трошин А. С. Мечение карпа радиоактивными изотопами фосфора и кальция. ДАН СССР, 1956, т. 3, № 1.
56. Кирпичников В. С., Световидов А. Н. и Трошин А. С. Поглощение и отдача радиоактивного кальция дафниями, циклопами и гуппиями. ДАН СССР. т. 110, № 6.
57. Кирпичников В. С., Световидов А. Н. и Трошин А. С. Поглощение и отдача радиоактивного Ca^{45} дафниями, циклопами и гуппиями. ДАН СССР 1956. т. 110, № 8.

58. Ковальский В. В. и Летунова С. В. Роль фито- и зоопланктона водоемов в миграции кобальта. Зоологический журнал, т. 40, вып. 6, 1961.
59. Крепс Е. М. Проблема радиоактивной загрязненности океанов и морских организмов. Изв. АН СССР, сер. биол., 1959, № 3.
60. Кузин А. Н. и Передельский А. А. Охрана природы и некоторые вопросы радиоактивно-экологических связей. Охрана природы и заповедное дело в СССР, бюлл. I, М., Изд. АН СССР, 1956.
61. Кузнецов С. И. К вопросу о возможности «радиосинтеза». «Микробиология», 1956, т. 25, № 2.
62. Кузнецов С. И. Использование радиоактивной углекислоты C^{14} для определения сравнительной величины фотосинтеза и хемосинтеза в ряде озер различных типов. Тр. совещания по применению меченых атомов в микробиологии. М., Изд-во АН СССР, 1957.
63. Кузнецов С. И. Применение радиоактивных изотопов к изучению процессов фотосинтеза и хемосинтеза в водоемах. Мирное использование атомной энергии. Материалы международной конференции в Женеве. 1955 (август). т. 12, 1958.
64. Куликов Н. В. Действие осколков урана на биомассу и структуру экспериментального фитоценоза. Ботанический журнал, 1957, т. 42.
65. Куликов Н. В. Влияние намачивания семян в смеси β-излучателей на биомассу и структуру экспериментального фитоценоза. Сб. работ. Лабор. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск, 1957.
66. Лавренко Е. М. О фитогеосфере. «Вопросы географии», 1949, т. 15.
67. Лебедева Г. Д. Планктон как индикатор загрязнения пресных водоемов радиоактивными веществами. «Медицинская радиология», 1957, т. 2, № 6.
68. Лебедева Г. Д., Сауров М. М. Водные организмы как индикаторы для выявления малых количеств радиоактивного стронция в водоемах. Всес. методическое совещание по определению малых количеств радиоактивных веществ во внешней среде, Л., АН СССР, 1958.
69. Летавет А. А. Гигиенические проблемы радиологии. «Медицинская радиология», 1957, т. 2, № 1.
70. Ляликова Н. Н. Изучение усвоения свободной CO_2 пурпурными серобактериями в озере Беловодь. «Микробиология», 1957, т. 26, № 1.
71. Марей А. Н. Водные организмы, как санитарный показатель загрязнения водоемов радиоактивными веществами. «Гигиена и санитария», 1955, № 8.
72. Марей А. Н. Проблема радиоактивных отходов. Тезисы пленарных докладов. Всес. конф. медицинской радиологии. М., Медгиз, 1956а.
73. Марей А. Н. Радиоактивные отходы и вопросы здравоохранения. «Медицинская радиология», 1956 б, т 1, вып. 4.
74. Марей А. Н. Некоторые вопросы санитарной охраны водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. «Гигиена и санитария», 1956в, № 9.
75. Марей А. Н. Гигиеническая оценка радиоактивного стронция как фактора загрязнения внешней среды. «Медицинская радиология», 1957, т. 2, № 5.
76. Марей А. Н. Санитарная охрана открытых водоемов от загрязнения радиоактивными веществами. М., Медгиз, 1958.
77. Марей А. Н., Сауров М. М., Лебедева Г. Д. К вопросу о передаче радиоактивного стронция по пищевой цепи из открытого водоема в организм человека. «Медицинская радиология», 1958, т. 3, № 1.
78. Махонина Г. И. и др. Опыт экспериментального исследования распределения радиоизотопов в естественных биогеоценозах. ДАН СССР, 1960, т. 133, № 2.
79. Махонина Г. И., Молчанова И. В., Субботина Е. Н., Тимофеев-Ресовский Н. В., Титлянова А. А. и Тюрюканов А. Н. Опыт экспериментального исследования распределения в естественных биогеоценозах. ДАН СССР, 1960, т. 133.
80. Милютина Г. А. и Иванов В. И. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. Накопление радиоизотопов 12 различных элементов разными видами пресноводных растений. Тр. Уральского отд. МОИП, вып. 3, Свердловск, 1961.
81. Моисеев П. А. Новые данные о влиянии термоядерных взрывов на водные организмы. «Рыбное хозяйство», 1958, № 7.
82. Муравейский С. Д. Роль географических факторов в формировании географических комплексов. «Вопросы географии», 1948, № 9.
83. Передельский А. А. Основание и задачи радиоэкологии. Журнал общей биологии, 1957, т. XVIII, № 1.
84. Передельский А. А. Вопросы радиоэкологии. «Природа», 1958, № 8.
85. Передельский А. А., Порядкова Н. А., Родионова Л. З. и Тарчевская С. В. Роль дождевых червей в очистке почвы от загрязнений радиоактивными изотопами. ДАН СССР, 1957, т. 115, № 4.
86. Перельман А. И. Очерки геохимии ландшафта. М., Географгиз, 1955.

87. Повелягина Э. С., Телитченко М. М. Концентрация радиоактивных изотопов фосфора и стронция разными видами пресноводных моллюсков. Бюлл. МОИП, отд. биол., 1959, т. 14, № 2.
88. Поликарпов Г. Г. Накопление радиоизотопов церия пресноводными моллюсками. «Природа», 1958, № 5.
89. Поликарпов Г. Г. О накоплении осколочных радиоизотопов морскими организмами I. Аккумуляция бентосными растениями и животными стронция-90, иттрия-91 и церия-144. Научн. докл. высш. школы. Биол. наука, 1960, № 3.
90. Поликарпов Г. Г. Роль морских организмов в миграции сульфатов и сульфидов. Научн. докл. высш. школы. Биол. наука, 1960, № 4.
91. Поликарпов Г. Г. Поглощение радиоактивности морскими организмами. «Природа», 1960, № 1.
92. Поликарпов Г. Г. Радиоактивные изотопы и ионизирующие излучения в морской биологии. Тр. Севастопольской биол. станции, т. 13. Севастополь, 1960.
93. Поликарпов Г. Г. О накоплении морской водорослью *Ulva rigida* урана-238 и тория-234 из их равновесной смеси. Тр. Севастопольской биол. станции, т. 13, Севастополь, 1960.
94. Поликарпов Г. Г. К изучению фосфорного питания *Ulva rigida* методом меченых атомов. Тр. Севастопольской биол. станции, т. 13, Севастополь, 1960.
95. Поликарпов Г. Г. Роль детритообразования в миграции стронция-90, церия-137 и церия-144. Опыт с морской водорослью *cystoseira barbata,* ДАН СССР, 1960, т. 136, № 4.
96. Поликарпов Г. Г. Поглощение стронция-90 морскими организмами. «Природа», 1961, № 2.
97. Поликарпов Г. Г. О стабильности коэффициентов накопления Sr^{90}, Y^{91}, Ce^{144} в морских водорослях. ДАН СССР, 1961, т. 140, № 5.
98. Поликарпов Г. Г. О накоплении осколочных радиоизотопов морскими организмами II. Аккумуляция водорослями, актиниями и мидиями германия-71, стронция-90, иттрия-91, цезия-137 и церия-144. Научн. докл. высш. школы, Биол. наука, № 4.
99. Поликарпов Г. Г. Материалы по коэффициентам накопления фосфора-32, серы-35, стронция-90, иттрия-91, цезия-137 и церия-144 в морских организмах. Тр. Севастопольской биол. станции, т. 14. Севастополь, 1961.
100. Поликарпов Г. Г. и Акамсин А. Д. Экспериментальное изучение накопления иттрия морскими водорослями, актиниями и грунтами. Тр. Севастопольской биол. станции, т. 13, Севастополь, 1960.
101. Поликарпов Г. Г. и Иванов В. Н. О действии Sr^{90}-Y^{90} на развивающуюся икру хамсы. «Вопросы ихтиологии», 1961, № 3.
102. Поликарпов Г. Г. и Ланская Л. А. Размножение массовой одноклеточной водоросли *Prorocentrum rumicans* Ehr в присутствии серы-35. Тр. Севастопольской биол. станции, т. 14, Севастополь, 1961.
103. Поликарпов Г. Г. и Тарчевский В. П. Радиоактивность водорослей Адриатического и Черного морей. «Океанология», 1961, № 2.
104. Поликарпов Г. Г. и Тен В. С. Изучение кинетических закономерностей ИІ и ИХ, представителями зеленых, бурых, красных водорослей. Научн. докл. высш. школы, Биол. наука, 1961, № 2.
105. Полынов Б. Б. Геохимические ландшафты. Вопросы минералогии, геохимии и петрографии. М.—Л., Изд-во АН СССР, 1946.
106. Попова Э. И. Накопление радиоактивного фосфора некоторыми пресноводными моллюсками. Тр. Коми филиала АН СССР, 1960, № 9.
107. Пшенин Л. Н. О накоплении ИІ—ИС азотофиксирующими микроорганизмами Черного моря. ДАН СССР, 1960, т. 133, № 6.
108. Раменский Л. Г. Введение в комплексное почвенное и геоботаническое изучение земель, М., Сельхозгиз, 1938.
109. Родина А. Г. Возможность использования метода меченых атомов для решения вопроса о выборности пищи у водных животных. Зоологический журнал, 1957, т. 36, № 3.
110. Родина А. Г. и Трошин А. С. Применение меченых атомов в изучении питания водных животных. ДАН СССР, 1954, т. 98, № 2.
111. Родина А. Г. и Трошин А. С. Путь фосфора, вносимого в прудовую воду с растительным удобрением. ДАН СССР, 1954, т. 98, № 4.
112. Сауров М. М. О радиоактивной загрязненности рыбы при обитании ее в воде, содержащей радиостронций. М., Медгиз, 1957.
113. Семенов Д. И. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме. Механизм действия комплексонов. I. Сб. работ Лабор. биофизики УФАН СССР, Свердловск, 1957.
114. Семенов Д. И. и Трегубенко И. П. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме. I. Этилендиаминтетраацетат. Сб. работ Лабор. биофизики. УФАН СССР, Свердловск, 1957.

115. Смелова И. П. Распределение в теле рыб серы-35, введенной с живыми кормами. «Вопросы ихтиологии», 1961, вып. 17.
116. Сорокин Ю. И. О применении радиоактивного углерода C^{14} для изучения первичной продукции водоемов. Тр. Всес. гидробиологического об-ва, УП, М., АН СССР, 1956.
117. Строганов Н. С. и Телитченко М. М. Накапливание и распределение некоторых радиоактивных веществ в гидробионтах. Бюлл. МОИП, отд. биол., 1958, т. 63, № 4.
118. Субботина Е. Н. и Тимофеев-Ресовский Н. В. О коэффициентах накопления некоторых рассеянных элементов из водных растворов лишайником. Ботанический журнал, 1961, т. 46.
119. Сукачев В. Н. Растительные сообщества, Л., 1928.
120. Сукачев В. Н. Биогеоценология и фитоценология ДАН СССР, 1945, № 47.
121. Сукачев В. Н. О принципах генетической классификации в биоценологии. Журнал общей биологии, 1944, № 5.
122. Сукачев В. Н. Основы теории биогеоценологии. Юбил. сб., посвященный 30-летию Великой Октябрьской соц. революции. М., Изд. АН СССР, 2, 1947.
123. Сукачев В. Н. Фитоценология, биогеоценология и география. Тр. II Всес. географического съезда, 1, 1948.
124. Сукачев В. Н. О соотношении понятий географический ландшафт и биогеоценоз. «Вопросы географии», 1949, № 16.
125. Сукачев В. Н. Предварительные программы стационарных комплексных биогеоценологических исследований. «Почвоведение», нов. сер., 1950, № 3.
126. Телитченко М. М. О накоплении и распределении урана, тория и стронция в дафниях и рыбах. Бюлл. МОИП, сер. биол., 1958, т. 63, № 3.
127. Телитченко М. М. Накапливание радиоактивных изотопов стронций-89—90, иттрия-90 зеркальными карпами. Рыбное хозяйство, 1961, № 5.
128. Телушкина Е. Л. К вопросу о накоплении радиоактивного цезия некоторыми водными организмами. Тр. Всес. конференции по медицинской радиологии, М., Медгиз, 1957.
129. Тимофеева Н. А. К вопросу о миграции радиостронция в биогеоценозах. ДАН СССР, 1960, № 133.
130. Тимофеева Н. А. Зависимость накопления стронция-90 пресноводными растениями от концентрации кальция в воде. Тр. Уральского отд. МОИП, вып. 3, Свердловск, 1961.
131. Тимофеева Н. А. и Титлянова А. А. Сорбция микроколичеств химических элементов почвой. Сообщение 3. О поглощении почвой радиоактивных изотопов (кобальт-60, стронций-90, иттрий-90, рутений-106, цезий-137 и церий-144). Тр. Уральского отд. МОИП, вып. 2, Свердловск, 1959.
132. Тимофеева Н. А. и Титлянова А. А. Сорбция стронция-90 почвами. Изв. АН СССР, сер. биол. I, 1959.
133. Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии. Ботанический журнал, 1957, т. 42.
134. Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоемов. I. Некоторые соображения. Сб. работ Лабор. биофизики, II. М., Изд.-во АН СССР, 1960.
135. Тимофеев-Ресовский Н. В. О некоторых принципах классификации биохорологических единиц. Сборник «Вопросы классификации растительности Урала». Тр. Ин-та биологии УФАН СССР, вып. 27, Свердловск, 1961.
136. Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А., Сокурова Е. Н. и Тимофеева-Ресовская Е. А. Работа по экспериментальной биогеоценологии. I. Влияние излучателей на биомассу и структуру наземных, почвенных и пресноводных биоценозов. Сб. работ Лабор. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск, 1957.
137. Тимофеев-Ресовский Н. В. и Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение излучателей в водоемах. Совещ. по вопросам эксплуатации Камского водохранилища. Пермь, 1959.
138. Тимофеев-Ресовский Н. В. и Тимофеева-Ресовская Е. А. О влиянии этилендиаминтетраацетата (ЭДТА) на коэффициенты накопления различных радиоизотопов из водного раствора пиявками. Бюлл. Уральского отд. МОИП, вып. 3, Свердловск, 1960.
139. Тимофеев-Ресовский Н. В., Тимофеева-Ресовская Е. А., Милютина Т. А. и Гецова А. Б. Коэффициенты накопления пресноводными организмами радиоактивных изотопов 16 различных элементов и влияние комплексона ЭДТА на некоторые из них. ДАН СССР, 1960, т. 130.
140. Тимофеева-Ресовская Е. А. Некоторые опыты по дезактивации воды. Всес. конф. по медицинской радиологии, М., Медгиз, 1957.
141. Тимофеева-Ресовская Е. А. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках. Бюлл. МОИП, сер. биол., 1957, вып. 2.

142. Тимофеева-Ресовская Е. А. О скорости подводного обрастания (образование перифитона) в присутствии слабых концентраций излучателей. Бюлл. Уральского отд. МОИП, I, Свердловск, 1958.
143. Тимофеева-Ресовская Е. А. К вопросу о влиянии ЭДТА на коэффициенты накопления стронция, рутения, церия, кобальта, цинка и цезия. Тр. совещ. по комплексонам УФАН СССР, Свердловск, 1958.
144. Тимофеева-Ресовская Е. А., Агафонов Б. М. и Тимофеев-Ресовский Н. В. О почвенно-биологической дезактивации воды. Сб. работ Лаб. биофизики УФАН СССР, III, Свердловск, 1960.
145. Тимофеева-Ресовская Е. А., Попова Э. И. и Поликарпов Г. Г. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. I. Концентрация радиоактивных изотопов фосфора, цинка, стронция, рутения, цезия и церия разными видами пресноводных моллюсков. Бюлл. МОИП, сер. биол., 1958, т. 63.
146. Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеева Н. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. О накоплении химических элементов из водных растворов. III. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов тремя видами водных растений. Бюлл. МОИП, сер. биол., 1959, т. 64.
147. Тимофеева-Ресовская Е. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. О накоплении химических элементов из водных растворов. II. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов прудовиком *Limnaea staqnalis* L. Бюлл. МОИП, сер. биол., 1958, т. 63, вып. 5.
148. Тимофеева-Ресовская Е. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. О влиянии этилендиаминтетраацетата (ЭДТА) на коэффициенты накопления различных радиоизотопов из водного раствора пресноводными растениями. ДАН СССР, 1960, т. 130, № 1.
149. Тимофеева-Ресовская Е. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках. Сб. работ Лабор. биофизики УФАН СССР. II. М., 1960.
150. Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В., Гецова А. Б., Гилева Э. А., Жарова Т., Куликова Г. М., Милютина Г. А. О коэффициентах накопления радиоизотопов стронция, рутения, цезия и церия пресноводными организмами. Зоологический журнал, 1960, т. XXXIX, вып. 10.
151. Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. и Гилева Э. А. О специфических накопителях отдельных радиоизотопов среди пресноводных организмов. ДАН СССР, 1961, т. 140, № 6.
152. Титлянова А. А. Сорбция микроколичеств химических элементов почвами. V. Поведение радиоцезия в почвах. Тр. Уральского отд. МОИП, № 3, Свердловск, 1960.
153. Титлянова А. А. и Тимофеева Н. А. О подвижности соединений кобальта, стронция и цезия в почвах. Почвоведение, № 3, М., Изд-во АН СССР, 1959.
154. Титлянова А. А., Тюрюканов А. Н. и Махонина Г. И. О десорбирующем действии природных экстрактов. ДАН СССР, 1959, т. 126, № 6.
155. Улубекова М. В. и Кузьмина Л. А. Применение C^{14} к изучению фоторедукции и хемосинтеза у зеленых водорослей. ДАН СССР, 1953, т. 93.
156. Федоров А. Ф. Поглощение морским планктоном смеси долгоживущих β-излучателей. «Медицинская радиология», 1960, № 6.
157. Фостер Р. Ф. и Дэйвис Дж. Дж. Накопление радиоактивных веществ водными организмами. Мирное использование атомной энергии. Материалы Междунар. конференции в Женеве, август 1955, т. 13, М., ИЛ., 1958.
158. Хиями Я. Биологический цикл продуктов деления с точки зрения загрязнения радиоактивностью морских организмов. Материалы Международной конференции в Женеве, 1955, т. 13, М., ИЛ, 1958.
159. Хмелева Н. Н. Опыт применения радиоактивного фосфора при изучении минерального удобрения прудов. Докл. на VI совещании по биологии внутренних вод. Л., 1957.
160. Bugher J. C. and Taylor M. Radiophosphorus and radiostrontium in mosquitos. Preliminary report Sci., 1949, v. 110, № 5.
161. Coffin C. C., Hayes F. R., Jodrey L. H. and Witheway S. G. Exchange of materials in a lake as studied by the addition of radioactive phosphorus. Canadian Journ. of Research, 1949, v. 27, № 4.
162. Coopey R. W. Radioactive plancton from Columbia River. Trans. Amer Microscop. Soc., 1953, v. 72, № 4.
163. Coopey R. W. The abundance of the principial Crustacea from the Columbia River and the radioactivity they contain. Report HW-25191, Contract W-31-109. Ref. in Nuclear Sci. abstr., 1956, v. 10, № 14, ref. № 4119.
164. Coopey R. W. A preliminary comparison of the nannoplancton and net plancton of the Columbia River. Ref. in Nuclear Sci. abstr., 1956 b, v. 10, ref. № 4121. Report HW-29298.

165. Davis J. J. and Coopey C. L. Effect of Hanfard pile effluent upon aquatic invertebrates in the Columbia River. Ref. in Nuclear Sci. abstr., 1951, v. 11, № 15. Suppl.
166. Davis J. J. and Foster R. F. Bioaccumulation of radioisotopes through aquatic food chains. Ecology, 1958, v. 39, № 3.
167. Fontaine M. Radiations atomiques et vie aquatique. Semaine Hóp. (Path. Biol.) Ann. Rech. méd., 1956, 172—179.
168. Foster R. F. and Davis F. J. The accumulation of radioactive substances in aquatic forms. Proc Intern. Conf. on the Peaceful uses of Atomic Energy., 19, v. 13.
169. Fraga de Azevedo J., Carvao Gomes F. A., Bragonca Gil F. M., Baptista Antonio M., Mendes de Magalnaes E. Application of radioisotopes to the study of the metabolism of fresh-water snails. Amer. J. Trop. Med. and Hyg., 1956, v. 7, № 1.
170. Hayes F. R. and Coffin C. C. Radioactive phosphorus and exchange of lake nutrients. Endeavour, 1951, v. 10 (38).
171. Hayes F. R., Mc Carter J. A., Cameron M. L. and Livingston D. A. On the kinetics of phosphorus exchanges in lakes. Journ. Ecol., 1952, v. 40.
172. Hibiya T., Yagi F. Effects of fission materials upon development of aquatic animals. Res. in the Eff. a Infl. of Nuclear Bomb. Test Explos. Tokio, Ueno, 1956, v. 2.
173. Kimball R. F. The effects of radiation on Protozoa and the eggs of invertebrates other than insects. Radiat. Biol., 2 New-York — Toronto — London, 1955.
174. Mc Carter J. A. and Steljes E. L. Methods for the determination of radioactive phosphorus among the phosphorus containing constituents of tissues. Can. J. Research, E., 1948, v. 26.
175. Mc Carter J. A., Hayes F. R., Jodrey L. H. and Cameron M. Z. Movement of material in the hypolimnon of a lake as studied by the addition of radioactive phosphorus. Canad. J. Zool., 1952, v. 30, № 2.
176. Oceanography, fisheries and atomic radiation. Science, 1956, v. 124, № 3210.
177. Polikarpov G. G. Ability of some Black Sea organisms to accumulate fission products. Science, 1961, v. 133, № 3459.
178. Pomeroy L. R. and Haskin H. H. The uptake and utilisation of phosphate ions from sea water by the American oyster Grassostrea virginica (Gmel). Biol. Bull., 1954, v. 107.
179. Rigler F. H. A tracer study of the phosphorus cycle in lake water Ecol., 1956, v. 37.
180. Ronkin B. R. The uptake of radioactive phosphate by the excised gill of the mussel Mytilus edulis. J. Cell. Compar. Physiol., 1950, v. 35.
181. Ruchhoft C. C., German A. E. and Christenson C. W. Wastes containing radioactive isotopes. Ind. Eng. Chem., 1952, v. 44, № 3.
182. Sorokin J. J. The results and prospects of using radioactive C^{14} for a study of organic matter cycle in water bassins. Unesco NS (Ric), 1957, v. 140.
183. Spooker G. M. Observations on the absorption of radioactive strontium and ittrium by marine algae. J. Mar. Biol. Assoc., 1949, v. 28.
184. Steemann-Nielsen E. The use of radio-active carbon (C^{14}) for measuring organic production in the oceans. Journ. Cons., 1952, v.18.
185. Taga N. Preliminary studies on removal of radioactive substances from polluted water by the biological method on the capacity of water bacteria from adsorption of fission products. Res. in the Effects and Infl., 1956. v. 2.
186. Wilbur K. M., Jodrey L. H. Studies on shell formation. I. Measurement of the rate of shell formation using Ca^{45}. Biol. Bull., 1952, v. 103.
187. Yoshii Ciishi, Watabe Norimitsu, Okada Yaiichiro. Biological dcontamination of fission products. Science, 1956, v. 124, № 3216.

Печатается по постановлению
Редакционно-издательского совета
Уральского филиала АН СССР

Елена Александровна Тимофеева-Ресовская

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ
ПО ОСНОВНЫМ КОМПОНЕНТАМ
ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ

Отв. редактор канд. биол. наук **Н. В. Лучник.**

Редактор издательства *А. П. Фаворская*
Технический редактор *М. З. Пальмин* Корректор *Н. М. Пучкова*

РИСО УФАН СССР № 41/2 (17) Сдано в набор 30/X 1962 г. НС 24037
Подписано к печати 23/II 1963 г. Печ. л. 5. Уч.-изд. л. 6,44
Формат бумаги 70×108 1/16 Заказ № 881. Тираж 1200 экз. Цена 45 коп.

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

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие 3
Введение 4
Общее учение о биосфере . . . . . —
Биогеоценология 5
Биогеоценологическое исследование водоемов . . . . . —
Задачи настоящей работы 6
Глава I. Распределение внесенных в воду радиоизотопов между водой, грунтом и биомассой водоемов 9
1. Сорбция почвой, песком и мутями различных радиоизотопов и их десорбция . . . . . —
2. Типы распределения по компонентам водоема 14
Глава II. Коэффициенты накопления различных радиоизотопов разными видами пресноводных организмов 18
1. Ориентировочные опыты . . . . . —
2. Сравнительное изучение коэффициентов накопления разных радиоизотопов различными видами пресноводных организмов 23
3. Сравнение некоторых химических аналогов 33
4. Влияние комплексонов на коэффициенты накопления 37
5. Специфические накопители 44
Глава III. Опыты с перифитоном 49
1. Радиостимуляция и динамика прироста биомассы перифитоном . . . —
2. Коэффициенты накопления 54
Глава IV. Дезактивация воды в слабопроточных водоемах 56
1. Опыты с прудами и почвенными фильтрами . . . . . —
2. Опыты в сериях бачков 63
Заключение 68
Литература 71