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

ВЫП. 22 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ

СБОРНИК РАБОТ ЛАБОРАТОРИИ БИОФИЗИКИ

IV

СВЕРДЛОВСК

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

ВЫП. 22 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1962

СБОРНИК РАБОТ ЛАБОРАТОРИИ БИОФИЗИКИ

IV

РАДИОАКТИВНЫЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ БИОСФЕРЫ И МЕРЫ БОРЬБЫ С НИМИ

СВЕРДЛОВСК

Печатается по постановлению
Редакционно-издательского совета
Уральского филиала АН СССР

СБОРНИК РАБОТ
ЛАБОРАТОРИИ БИОФИЗИКИ
IV

ОТВЕТСТВЕННЫЙ РЕДАКТОР
проф. доктор с.-х. наук В. Н. ПЕТРИ

Технический редактор *Н. Ф. Середкина*
Корректоры *П. В. Винокурова, Н. М. Пучкова, Г. Е. Никитюк*

РИСО УФАН СССР № 15/1(36). Сдано в набор 27/X 1960 г. Подписано к печати 16/VIII 1962 г.
НС 25280 Формат 70×108 1/16 Печ. л. 5,75 Уч.-изд. л. 7,4 Тираж 1200. Заказ № 419. Цена 52 коп.

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

Этот сборник
с сердечными поздравлениями и наилучшими
пожеланиями авторы посвящают
академику
ВЛАДИМИРУ НИКОЛАЕВИЧУ СУКАЧЕВУ
к его славному 80-летнему юбилею

ПРЕДИСЛОВИЕ

Сборник является тематическим: посвящен работам Лаборатории биофизики по проблеме «Судьба излучателей, попадающих в различные участки биосферы». Все статьи сборника подытоживают результаты оригинальных работ Лаборатории, проводившихся с единой биогеоценологической точки зрения.

В сборник входят шесть статей, из которых первая посвящена общему обзору всей проблемы в целом с кратким перечислением основных вопросов действия излучателей на живые организмы, их влияния на генетический состав популяций, распределения в наземных биогеоценозах и судьбы при попадании в водоемы. Во второй статье описываются общие закономерности поведения излучателей в почвах. Третья статья посвящена вопросу о распределении излучателей между почвой и населяющими ее фитоценозами, а также воздействиям излучений на биомассу и структуру последних. Четвертая статья посвящена вопросам распределения излучателей по основным компонентам водоемов (вода, грунт и биомасса), коэффициентам накопления различных радиоактивных изотопов разными видами пресноводных организмов и основам биологической очистки сточных вод. Пятая статья посвящена практически важному вопросу о возможности ускорения выделения из организмов инкорпорированных радиоактивных изотопов применением комплексонов. Наконец, в шестой статье излагаются основы тех соображений, исходя из которых можно производить примерную количественную оценку влияния повышенного фона излучений и инкорпорации излучателей на генетическую структуру популяций человека.

Все статьи сборника являются целенаправленным подытоживанием результатов большого числа экспериментальных работ Лаборатории, объединенных общей задачей охраны человека и среды его обитания от возможных последствий радиоактивных загрязнений биосферы и общей биогеоценологической точкой зрения, положенной в основу всех экспериментальных исследований.

Сборник рассчитан на довольно широкий круг читателей, включающий не только специалистов-радиобиологов и биофизиков, но также и практических и научных работников, интересующихся вопросами охраны природы, экспериментальной биогеоценологией и взаимоотношениями между развивающейся промышленностью и средой обитания человека.

Н. В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

ВЫП. 22 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1962

Н. В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ

О РАДИОАКТИВНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЯХ БИОСФЕРЫ И О МЕРАХ БОРЬБЫ С ЭТИМИ ЗАГРЯЗНЕНИЯМИ

I. ВВЕДЕНИЕ

§ 1. Бурное развитие атомной промышленности за последние 15 лет ставит перед человечеством новую проблему: возможность радиоактивных загрязнений биосферы. Серьезность и масштабы этой проблемы становятся ясными, если вспомнить, что до развития производства искусственно-радиоактивных изотопов (как продукта или как отхода атомной промышленности) во всем мире было несколько сотен граммов концентрированных препаратов естественно радиоактивных изотопов нескольких тяжелых металлов, т. е., соответственно, несколько сотен кюри радиоактивных излучений; теперь же ежегодно атомной промышленностью во всем мире производятся десятки различных искусственно-радиоактивных изотопов в весьма больших количествах. Развитие и расширение целого ряда старых отраслей промышленности, таких как химическая, металлургическая, нефтяная, лесная, бумажно-целлюлозная и т. д., с достаточной убедительностью показало, что пренебрежение мероприятиями (технически вполне осуществимыми) по охране воздуха, воды, почв и сообществ живых организмов от часто весьма вредоносных отходов промышленности ведет к целому ряду тяжелых последствий. На большие пространства развеваются вредные аэрозоли, в огромных масштабах загрязняются природные воды, обедняются и частично уничтожаются сообщества живых организмов (биоценозы), что ведет к ухудшению среды обитания человека. Кроме того, изменяющее и обедняющее влияние отходов промышленности на большие участки биосферы медленно, но верно подрывает и снижает природные ресурсы и, в особенности, биологическую (наиболее ценную) продуктивность Земли.

§ 2. Опыт вековых наблюдений над возможностью весьма губительных действий на биосферу отходов развивающейся промышленности, если они выходят из-под разумного контроля человеком, а вместе с тем полная уверенность (также основанная на обширном и разностороннем опыте) в возможности неограниченного развития всех отраслей современной промышленности без каких-либо вредных последствий для био-

сферы, заставляет нас ставить весьма серьезную проблему о быстром и полном изучении всех вопросов, связанных с возможностью воздействий новой атомной промышленности на биосферу, а тем самым на здоровье и благосостояние людей.

§ 3. Любая достаточно широкая проблема о воздействии человека и его промышленной деятельности на окружающую природу должна в настоящее время ставиться на основе созданного В. И. Вернадским общего учения о биосфере и биогеохимических процессах и разработанной В. Н. Сукачевым биогеоценологии, дисциплины, изучающей взаимосвязи между компонентами (косными и живыми) биогеоценозов, как элементарных биохорологических участков современной биосферы, а также взаимодействия между разными биогеоценозами. В этой связи интересующая нас проблема в самых общих чертах сводится к: а) изучению судьбы радиоизотопов, попадающих в различные биогеоценозы; б) изучению действий ионизирующих излучений извне и инкорпорированных радиоизотопов на живые организмы, включая человека, и в) разработке, пользуясь разумными прогнозами, основанными на изучении судьбы радиоизотопов в биосфере и их действий, различных мероприятий по борьбе с вредными радиоактивными загрязнениями.

§ 4. В настоящем сообщении будут весьма кратко сформулированы некоторые уже имеющиеся представления по этим трем основным разделам общей проблемы о влиянии радиоактивных загрязнений на биосферу и возможных мероприятиях по борьбе с этими загрязнениями.

II. СУДЬБА РАДИОИЗОТОПОВ, ПОПАДАЮЩИХ В БИОСФЕРУ

§ 5. В общем понятии судьбы радиоизотопов, попадающих в биосферу, практически наиболее важными являются вопросы о путях и размерностях их миграции из центров загрязнений, о их распределении по различным косным и живым компонентам загрязненных биогеоценозов, а также об их перераспределении и концентрациях в этих компонентах.

§ 6. Наиболее быстрыми и мощными путями миграции и разноса радиоизотопов из мест загрязнения (понимая под таковыми все случаи выхода из-под разумного контроля человеком) являются: ветровое перемещение аэрозолей (радиоактивных пылей, дымов и туманов) и вынос текучими водами (морскими течениями, реками, ручьями и сточными водами). Этими путями, при небрежном отношении к отходам, могут легко и быстро быть радиоактивно заражены относительно большие площади почв с населяющими их биоценозами и крупные открытые водоемы. Более медленным и менее мощным, но зато весьма постоянным и длительным путем миграции радиоизотопов является постепенное распространение их живыми организмами. Этот биологический путь миграции сводится в основном к постепенному распространению и разносу излучателей из мест первичного загрязнения сообществами живых организмов почвы (педоценозами), корневыми системами и ризосферами растений, листопадом и различными растительными остатками, планктоном и другими водными биоценозами, насекомыми, птицами и другими массово размножающимися и мигрирующими животными. Все эти пути биологической миграции осуществляются как в результате активной или пассивной мобильности живых организмов (а также их продуктов метаболизма и их остатков), так и с помощью сложных пищевых цепей в биоценозах.

§ 7. Распределение радиоизотопов по различным компонентам биогеоценозов определяется в первую очередь установлением динамических равновесий (зависящих от динамики сорбции и десорбции в широком смысле этого слова) между жидкой (природные воды и почвенные растворы) и твердой (почвы, грунты и водопроницаемые горные породы) фазами, а также накоплением радиоизотопов живыми организмами из окружающей их среды.

§ 8. По отношению к микроконцентрациям большинства химических элементов мелкодисперсные фазы горных пород, грунты, а особенно илы и почвы являются очень хорошими сорбентами. Поэтому большинство радиоизотопов концентрируется (при поверхностном поступлении) в верхних слоях почвы и в донных отложениях водоемов, по которым лишь медленно и в незначительных концентрациях мигрирует с природными водами. Продвижение различных радиоизотопов с природными водами и растворами по грунтам и почвам, естественно, несколько различно, завися количественно и качественно от химической природы соответствующих элементов и от той физико-химической формы, в которой данный изотоп поступает в раствор. Этими же причинами частично определяется и разная степень накопления различных радиоизотопов разными группами и видами живых организмов из окружающей их среды.

§ 9. В общем, все виды живых организмов обладают способностью более или менее интенсивно накапливать почти все рассеянные и микроэлементы, находящиеся в среде их обитания в ничтожных концентрациях. Эту их способность мы выражаем количественно с помощью коэффициентов накопления, являющихся отношением концентраций данного радиоизотопа в организме и в среде его обитания; коэффициенты накопления показывают, таким образом, во сколько раз концентрация радиоизотопа в организме выше, чем в окружающей его среде (в состоянии некоторого динамического равновесия). Коэффициенты накопления разных радиоизотопов различными видами живых организмов могут быть весьма различны, выражаясь цифрами от десятков до десятков тысяч; особенно высоки они у пресноводных организмов, равняясь для многих радиоизотопов (особенно для катионов металлов и редких земель) у водных растений, мелких беспозвоночных и, особенно, планктона тысячам и десяткам тысяч. Высокие коэффициенты накопления объясняются особенностями минерального обмена всех живых организмов (в еще недостаточно изученные детали которого мы входить не будем), благодаря которым поступление микроэлементов в организм протекает значительно быстрее, чем их выделение (или, что то же самое, стойким связыванием поступивших в организм микроэлементов). Высокие коэффициенты накопления большинства радиоизотопов живыми организмами приводят к тому, что в биомассе загрязненных биогеоценозов (наземных или водных) концентрация излучателей очень скоро становится во много раз более высокой, чем в косных компонентах.

§ 10. Живые организмы являются, в связи с вышеупомянутым их свойством накоплять рассеянные и микроэлементы, самым мощным фактором длительного перераспределения радиоизотопов по различным компонентам биогеоценозов. Извлекая и концентрируя их из природных вод и растворов (а частично, благодаря непосредственному контакту корневых систем растений, и из твердой фазы почв и грунтов), живые организмы концентрируют радиоизотопы в своей биомассе; благодаря росту и размножению живых организмов этот мощный процесс концентрации радиоизотопов биомассой из всех пронизанных жизнью косных участков биогеоценозов является постоянным. Все время происходящее частичное отмирание биомассы ведет к отложению накоплен-

ных живыми организмами радиоизотопов в местах максимального скопления органических остатков и детрита; количественно наиболее важными местами накопления органических остатков являются поверхность и верхние горизонты почвы на суше и донные отложения в водоемах. Из этих мест накопления радиоизотопы частично опять извлекаются, концентрируются и вновь перераспределяются в основном живыми организмами; часть их, по корневым системам растений и с педоценозами, мигрирует в нижележащие горизонты почв и грунтов, а лишь незначительная часть (благодаря упоминавшейся уже мощной сорбционной способности грунтов и почв) мигрирует со стоком. По корневым системам растений и их ризосферам, с педоценозами, через пассивный (водой и ветром) или активный (живыми организмами) разнос органических остатков с концентрированными в них радиоизотопами, а также благодаря непосредственному передвижению и перемещению живых организмов, происходит медленное, но постоянное горизонтальное продвижение излучателей из мест первоначальной максимальной концентрации.

§ 11. Таким образом, судьбу вышедших из-под контроля человеком излучателей можно представить себе (конечно, в упрощенном и схематизированном виде) следующим образом. Первично определенная территория или водоемы загрязняются ветровым разносом аэрозолей или приносом излучателей текучей водой. В случае наличия соответствующих возможностей (пылящие поверхности и проточные воды) этот процесс распыления ветром и сноса проточной водой может продолжаться из мест первичного загрязнения и далее. Но, благодаря высокой сорбционной способности почв и грунтов, а также весьма высоким коэффициентам накопления живыми организмами, максимальная концентрация в зараженных биогеоценозах образуется в биомассе, органических остатках, верхних горизонтах почвы и в донных отложениях водоемов. В дальнейшем горизонтальная и вертикальная миграции и перераспределение протекают медленно (но постоянно), в основном, в результате жизнедеятельности населяющих соответствующие биогеоценозы сообществ живых организмов. Благодаря высоким коэффициентам накопления, живые организмы (а также детрит, свежий ил, лесная подстилка и другие органические остатки) могут служить хорошими индикаторами радиоактивных загрязнений; с другой стороны, это же свойство живых организмов быстро концентрировать и накоплять радиоизотопы можно, как будет упомянуто ниже, использовать для биологической дезактивации радиоактивно загрязненных почв и, в особенности, сточных вод.

III. БИОЛОГИЧЕСКИЕ ДЕЙСТВИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗЛУЧЕНИЙ

§ 12. Даже весьма значительные, с точки зрения радиоактивности, количества радиоизотопов представляют собой ничтожное по общей массе количество вещества этих изотопов; или, что то же самое, весьма высокие с точки зрения радиоактивности концентрации излучателей являются в то же время с химической точки зрения ничтожными, часто субаналитическими концентрациями. Биологическое действие радиоактивных изотопов сводится поэтому к действию радиоактивных ионизирующих излучений; химическими же действиями соответствующих элементов и соединений можно пренебречь. Облучение живых организмов ионизирующими излучениями, испускаемыми радиоизотопами, с одной стороны, происходит извне, в результате повышения «фона» гамма- и бета-излучений в воздухе, воде и почве; с другой стороны, источником

облучения являются инкорпорированные организмами, т. е. сконцентрированные в их тканях и органах радиоизотопы, достигающие в некоторых случаях, благодаря ранее упоминавшимся высоким коэффициентам накопления, в некоторых тканях и органах весьма высоких концентраций, вызывающих соответственно большие дозы местного облучения. Действия ионизирующих излучений на живые организмы весьма сложны и многообразны; условно можно выделить общебиологические и специальные действия.

§ 13. Общебиологические эффекты ионизирующих излучений выражаются в их действии на рост, развитие, плодовитость и смертность организмов. Все эти эффекты в их количественном выражении зависят в первую очередь от дозы облучения, а кроме того от типа излучений и срока экспозиции (длительности облучения). Обычно, при равных физических дозах, более сильными биологическими действиями обладают альфа-излучения, по сравнению с бета- и гамма-излучениями, а также концентрированное облучение, по сравнению с протрагированным (растянутым). Очень слабые дозы, особенно будучи применены на ранних стадиях развития (например, на семена растений), вызывают обычно небольшую стимуляцию роста и развития (так называемая радиостимуляция); при увеличении доз наблюдается прогрессирующее с дозой угнетение, сопровождающееся понижением плодовитости и увеличением смертности, а при достаточно высоких дозах действие завершается летальным эффектом. Общая радиочувствительность (количественное выражение действия при равных дозах) может быть весьма различной у разных групп и видов живых организмов; в общем радиочувствительность повышается от низших форм к более высокоорганизованным.

§ 14. Лишь в очагах весьма концентрированных радиоактивных загрязнений сумма доз внешнего и внутреннего облучения достаточно высока для непосредственного уничтожения большинства видов, образующих природные сообщества живых организмов. Но даже более низкие дозы (в особенности постоянно действующее внутреннее облучение, исходящее от сконцентрированных в органах и тканях радиоизотопов), возникающие в результате меньших загрязнений, могут оказаться биологически весьма эффективными. С одной стороны, благодаря вышеупомянутой большой радиочувствительности высокоорганизованных форм живых организмов, они могут вызывать патологические изменения, повышение смертности и понижение плодовитости у высших животных и человека. С другой стороны, путем дифференцированного воздействия на сообщества живых организмов (стимулируя некоторые и, в разной степени, угнетая другие виды) облучение может производить пока еще трудно предусмотримые перестройки и обеднения биоценозов.

§ 15. Наряду с только что упоминающимся общебиологическим эффектом, необходимо принимать в соображение некоторые специальные действия ионизирующих излучений на живые организмы. Из таких специальных действий важнейшими являются: повышение процента тератологических изменений в онтогенезе организмов (уродств), увеличение числа (возрастающего более или менее пропорционально дозе) различных злокачественных опухолей у высших организмов и повышение в потомстве облученных организмов числа вновь возникающих мутаций (элементарных наследственных изменений), происходящее также примерно прямо пропорционально дозе облучения. Совершенно очевидно и не требует никаких пояснений то обстоятельство, что повышение процентов возникающих уродств и злокачественных опухолей чрезвычайно неблагоприятно влияет на индивиды и популяции в целом.

Но и чрезмерное повышение процента мутаций в большинстве случаев также неблагоприятно отражается на природных популяциях (которые человек не подвергает искусственному отбору) ввиду относительно большой доли летальных и патологически действующих мутаций в общем спектре мутационного процесса; у всех видов живых организмов интенсивность мутационного процесса поддерживается извечно действующим естественным отбором на определенном оптимальном уровне, позволяющем поставлять достаточный элементарный эволюционный материал и, в то же время, не обременять популяции чрезмерным числом патологических мутаций. Следует подчеркнуть, что для вызывания злокачественных опухолей и мутаций, по-видимому, не существует низшей пороговой дозы: процент их возникновения примерно прямо пропорционален дозе и, следовательно, даже очень малые дозы, хоть и в соответственно малой степени, повышают вероятность их возникновения.

IV. БОРЬБА С РАДИОАКТИВНЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ БИОСФЕРЫ

§ 16. Все многообразные возможности радиоактивных загрязнений биосферы можно подразделить на две основные группы: а) местные загрязнения и б) широкие, в пределе общие, загрязнения биосферы. Первая группа включает в себя все те случаи, в которых в виде радиоактивных пылей и других аэрозолей или с радиоактивно загрязненными водами отходы вызывают местные загрязнения определенных территорий и водоемов; в этих случаях загрязненная территория относительно очень невелика и ограничена. Ко второй группе относятся в основном результаты испытаний атомного и термоядерного оружия. Образующиеся при этом различными путями радиоактивные изотопы большого числа химических элементов разносятся воздушными и океаническими течениями на огромные пространства; на этих пространствах каждый раз создаются лишь относительно ничтожные концентрации радиоактивных загрязнений.

§ 17. Борьба с общим постепенным радиоактивным загрязнением биосферы в результате злоупотребления в некоторых зарубежных странах испытаниями атомного и термоядерного оружия является международной, политической проблемой. Заметим лишь, что радиоизотопы и в этом случае, в согласии с общим путем их перераспределения в биосфере (см. § 11), наиболее высоких концентраций достигают в биомассе и поверхностном горизонте почв, тем самым создавая условия для повышения концентраций инкорпорированных излучателей и у человека.

§ 18. Борьба против местных радиоактивных загрязнений должна проводиться целым рядом способов, которые можно подразделить на две основные группы: а) предупредительные, или профилактические, мероприятия и б) меры, понижающие опасности от уже возникших центров загрязнения.

§ 19. Предупредительные (профилактические) мероприятия должны, исходя из печального опыта значительных загрязнений воздуха, природных вод и биогеоценозов обычными отраслями нашей промышленности (химической, металлургической, нефтяной, бумажно-целлюлозной, лесной и др.), приводящих к резкому обеднению биоценозов и отравлению среды обитания человека, сводиться в основном к строжайшему выполнению всех доступных мер (технически вполне возможных) по охране биогеоценозов и, в особенности, открытых водоемов от радиоактивных загрязнений. С этой целью теоретически вполне возможно (и практически уже проводится) применение целого ряда способов

механической и биологической изоляции тех мест в производстве, которые могут являться источниками загрязнения, а также химических и термических методов концентрации отходов и различных, в том числе и биологических, путей дезактивации и доочистки сточных вод перед сбросом их в открытые водоемы. Следует подчеркнуть, что, как и в большинстве случаев, наилучшие практические результаты дает тщательное предупреждение загрязнений, а не борьба с уже возникшими.

§ 20. Что касается возможных мер снижения опасностей по каким-либо причинам уже возникших центров загрязнения в биосфере, то здесь приходится исходить из создавшейся в каждом отдельном случае конкретной ситуации. В самой общей форме можно указать, что при относительно высоких концентрациях радиоактивного загрязнения, в первую очередь необходимо: а) максимально сократить возможность образования радиоактивной пыли в центре загрязнения (например, путем глубокой вспашки с полным оборотом пласта пашен, паров и других незадернованных пылящих пространств); б) воспрепятствовать выносу радиоактивности из центров загрязнения текучими водами (например, путем устройства прудов-отстойников на вытекающих из места загрязнения или протекающих через него ручьях и речках); в) сократить до минимума пути биологической миграции радиоизотопов из места загрязнения (например, путем создания узких, в несколько метров шириной, «пустынных поясов» вокруг мест максимального загрязнения, борьбы с массовым развитием вредителей и широко мигрирующих местных животных и т. д.) и, конечно, г) прекратить использование, в особенности пищевое и кормовое, всей биопродукции с загрязненной площади и водоемов. Дальнейшие мероприятия должны сводиться, в соответствии с конкретными условиями (степенью загрязнения и ландшафтно-географическим характером местности), к применению, по специально разработанному плану, ряда биологических способов наибольшей степени дезактивации верхнего слоя почвы и природных водоемов, а также наивыгоднейшего (с точки зрения безопасности) перераспределения радиоактивности между различными компонентами биогеоценозов. С этой целью можно использовать упоминавшуюся ранее (см. § 9) способность живых организмов концентрировать и накапливать радиоизотопы: для дезактивации почв можно засевать их в течение ряда лет специально подобранными травянистыми фитоценозами, ежегодно скашивая зеленую массу, осторожно сжигая и захоранивая в глубоких рвах, а для дезактивации водоемов можно проводить естественную биологическую очистку с последующим ускорением заиления.

§ 21. Экспериментально-биогеоценологические исследования с применением метода меченых атомов, являющиеся главной основой для разработки мероприятий по борьбе с радиоактивными загрязнениями, начаты, однако, лишь сравнительно недавно и проводятся только несколькими небольшими группами исследователей. Необходимо всячески расширять и углублять такого рода исследования, привлекая к ним специалистов зоологов, ботаников, микробиологов и почвоведов. Кроме того, необходимо создавать кадры гидротехников, агрономов и врачей гигиенистов, знакомых с общими основами учения о биосфере, биогеохимии и биогеоценологии и способных на этой основе к разработке и проведению практических мероприятий по борьбе с радиоактивными загрязнениями. Наконец, для снижения опасностей от накопления радиоактивных изотопов в организме человека, необходимо интенсивно развивать ведущиеся уже работы по нахождению и изучению способов ускорения обычно чрезвычайно медленных темпов выделения из организма человека инкорпорированных излучателей.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

§ 22. Проблема влияния радиоактивных загрязнений на биосферу и методов борьбы с этими загрязнениями не является чем-то стоящим совершенно особняком; она тесно связана с общей проблемой защиты биосферы и охраны природы и здоровья людей от неразумных и вполне устранимых загрязнений, отравлений и разрушений, вызываемых все более интенсивно развивающейся промышленностью.

§ 23. Изучение судьбы и распределения радиоизотопов в почвах, водах и биоценозах (благодаря применению исключительно точного метода меченых атомов) уже сейчас ясно показывает, что вся проблема защиты биосферы нашей планеты от безответственного и легко устранимого разрушения, обеднения и отравления, причиняемого ей развивающейся промышленностью, в основе своей является проблемой биогеоценологической; таковыми же являются и все вопросы по разработке частных мероприятий для избежания отравлений среды обитания человека и по охране природы. В связи с этим совершенно необходимо широко внедрять, особенно в промышленно-технические круги, основы современных представлений о биосфере нашей планеты и о биогеохимических процессах; в научной же биологии необходимо всемерно развивать экспериментальные и теоретические исследования по общей биогеоценологии.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М. 1956. Некоторые лабораторные опыты по биологической дезактивации воды. Тезисы Всес. конф. мед. радиологии, М., Медгиз.

Агафонов Б. М. 1958. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков. Бюлл. Урал. отд. МОИП, вып. 1.

Агафонов Б. М., Долгих Т. И., Савченко М. И. и Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема, IV. Опыты в сериях слабопроточных бачков. Сб. работ лаборатории биофизики УФАН СССР, II, М., Изд-во АН СССР.

Бреслер С. Е. 1957. Радиоактивные элементы. Гос. тех. изд.

Вернадский В. И. 1926. Биосфера. Л. Науч. химико-техническое изд-во.

Вернадский В. И. 1929. О концентрации радия живыми организмами. ДАН СССР, сер. А., № 2.

Вернадский В. И. 1934. Очерки геохимии. М., Гос. научно-техн. изд-во.

Вернадский В. И. 1940. Биогеохимические очерки. М.—Л., Изд-во АН СССР.

Виноградов А. П. 1938. Геохимия и биогеохимия. Усп. химии, т. 7.

Виноградов А. П. 1950. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М., Изд-во АН СССР.

Гецова А. Б. и Волкова Г. А. 1961. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов, V. О концентрации и коэффициентах накопления 10 различных радиоизотопов пресноводными моллюсками. Бюлл. МОИП, сер. биол., т. 66.

Гецова А. Б., Ляпунова Н. А., Поликарпова Г. Г. и Тимофеева-Ресовская Е. А. 1961. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов, VI. О накоплении и распределении по органам радиоактивных изотопов восьми различных элементов беззубкой. Бюлл. МОИП, сер. биол., т. 66.

Клечковский В. М. и Гулякин И. В. 1958. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония. Почвоведение, т. 12.

Кузин А. М. и Передельский А. А. 1956. Охрана природы и некоторые вопросы радиоактивно-экологических связей. Охрана природы и заповедное дело в СССР. М., Изд-во АН СССР, бюлл. 1.

Куликов Н. В. 1957. Действие осколков урана на биомассу и структуру экспериментального фитоценоза. Бот. журн., т. 42.

Куликов Н. В. 1957. Работы по экспериментальной биогеоценологии II. Сб. работ лаб. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск.

Лейпунский О. И. 1958. О радиоактивной опасности непрерывных испытаний атомных бомб. Атомная энергия, № 4.

Марей А. Н. 1958. Санитарная охрана открытых водоемов от загрязнения радиоактивными веществами. Медгиз.
Милютина Г. А. и Тимофеева-Ресовская Е. А. 1960. Накопление пресноводными организмами химических элементов из водных растворов, IV. О накоплении элодеей, роголистником, ряской и харой из водных растворов некоторых радиоизотопов при однократном внесении последних. Бюлл. МОИП, сер. биол., т. 65.
Передельский А. А. 1957. Основания и задачи радиоэкологии. Журн. общ. биол., т. 18.
Поляков Ю. А. 1956. Проблема «заражения» почв и сельскохозяйственных посевов продуктами радиоактивного распада. Почвоведение, № 8.
Семенов Д. И. 1957. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме. Сб. работ лаб. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск.
Семенов Д. И. 1958. Влияние комплексонов на поведение излучателей в организме и механизм действия комплексонов. Бюлл. Урал. отд. МОИП, Свердловск, вып. 1.
Семенов Д. И. и Трегубенко И. П. 1957. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме, II, Сб. работ лаб. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск.
Сукачев В. Н. 1945. Биогеоценология и фитоценология. ДАН СССР, т. 47.
Сукачев В. Н. 1947. Основы теории биогеоценологии. Юбил. сб. 30-летия Великой Окт. соц. рев., М., Изд-во АН СССР, т. 2.
Сукачев В. Н. 1948. Фитоценология, биогеоценология и география. Тр. 2 Всес. геогр. съезда, т. 1.
Сукачев В. Н. 1950. Предварительные программы стационарных комплексных биогеоценологических исследований. Землеведение, нов. сер., т. 3.
Тимофеева Н. А. и Титлянова А. А. 1959. Сорбция микроколичеств химических элементов почвой, 1. Изв. АН СССР, сер. биол.
Тимофеева Н. А. и Титлянова А. А. 1959. Сорбция микроколичеств химических элементов почвой, 3. Свердловск, Бюлл. Урал. отд. МОИП, вып. 2.
Тимофеев-Ресовский Н. В. 1957. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии. Бот. журн., т. 42.
Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема, I, Сб. работ лаборатории биофизики УФАН СССР, II, Изд-во АН СССР.
Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. Развитие и современное состояние радиационной генетики. Сб. работ лаб. биофизики УФАН СССР, III, Свердловск.
Тимофеев-Ресовский Н. В. и Лучник Н. В. 1958. Радиационная стимуляция растений и ее возможная теоретическая интерпретация. Тр. Всес. научн.-техн. конф. по применению радиоактивных изотопов и излучений. М., Изд-во АН СССР.
Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А., Макаров Н. М. и Преображенская Е. И. 1957. К проблеме радиостимуляции растений. Сб. работ лаб. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск.
Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А., Сокурова Е. Н. и Тимофеева-Ресовская Е. А. 1957. Работы по экспериментальной биогеоценологии. Сб. работ лаб. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск.
Тимофеева-Ресовская Е. А. 1956. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках. М., Тезисы Всес. конф. мед. радиол., серия гигиен.
Тимофеева-Ресовская Е. А. 1957. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках. Бюлл. МОИП, сер. биол., т. 62.
Тимофеева-Ресовская Е. А. 1958. О скорости подводного обрастания (образование перифитона) в присутствии слабых концентраций излучателей. Бюлл. Урал. отд. МОИП, вып. I.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Попова Э. И., Поликарпов Г. Г. 1958. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов, I. Концентрации радиоактивных изотопов фосфора, цинка, стронция, рутения, цезия и церия разными видами пресноводных моллюсков. Бюлл. МОИП, сер. биол., т. 63.
Тимофеева-Ресовская Е. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. 1958. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов, II. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов прудовиком. Бюлл. МОИП, сер. биол., т. 63.
Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеева Н. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. 1959. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов, III. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов тремя видами водных растений. Бюлл. МОИП, сер. биол., т. 64.

Тимофеева-Ресовская Е. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема, II. Опыты в прудах-отстойниках. Сб. работ лаб. биофизики УФАН СССР, II, Изд-во АН СССР.
Титлянова А. А. и Тимофеева Н. А. 1958. Сорбция микроколичеств химических элементов почвой, 2. Почвоведение, 12.
Трегубенко И. П. 1958. О некоторых закономерностях в поведении радиоактивных элементов в животном организме. Бюлл. Урал. отд. МОИП, вып. 1.

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

ВЫП. 22 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1962

А. А. ТИТЛЯНОВА и Н. А. ТИМОФЕЕВА

СОРБЦИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ ПОЧВОЙ

I. ВВЕДЕНИЕ

§ 1. Радиоактивные, так же как и многие другие химические отходы помимо воздуха, в первую очередь могут загрязнять природные водоемы и почвы. В почвы они могут попадать с загрязненными природными или сточными водами, а также из воздуха, с разного рода радиоактивными оседающими аэрозолями. Природные воды и почвы являются теми компонентами биогеоценозов, с которыми непосредственнее всего связана жизнь различных сообществ живых организмов. Кроме того, почвы, так же как и верхние слои донных отложений водоемов (Берг, 1945), со времени В. В. Докучаева справедливо считаются «особым природным телом», в котором, в известном смысле, фокусируются и, на первом этапе, завершаются многие процессы и круговороты веществ, протекающие в биогеоценозах (Докучаев, 1898; Глинка, 1931; Роде, 1937; Кононова, 1951; Сукачев, 1940, 1949). Поэтому почвы должны, наряду с водоемами, являться одним из главнейших объектов охраны природы. До сих пор под охраной почв обычно понимается, главным образом, борьба с ветровой и водной эрозией и слишком еще мало уделяется внимания химическим и, в частности, радиоактивным загрязнениям почв, хотя их значение огромно, ввиду того что почвы являются основным компонентом эдафической среды биоценозов.

§ 2. К. К. Гедройцем и его школой были созданы основы современных представлений о механизмах основных химических и физико-химических процессов, протекающих в почвах и физико-химических взаимоотношениях между жидкими компонентами (почвенные воды и растворы) и твердой фазой почв (Гедройц, 1927; Роде, 1927; Антипов-Каратаев, 1947). На этом основании может создаться впечатление о большой разработанности и, в связи с этим, относительной ясности проблемы о судьбе радиоизотопов, попадающих в почвы. Но нельзя забывать, что агрохимики и почвоведы, в основном, интересовались и изучали макроколичества макроэлементов в почвах; точное же изучение микроколичеств рассеянных и редких элементов лишь начинается и притом, главным образом, не столько с точки зрения их судьбы, распределения, миграции и концентрирования в почвах, сколько в отношении их роли в жизни живых организмов и, соответственно, как микроудобрений

(Школьник, 1950; Войнар, 1953). С геохимической точки зрения мы пока имеем лишь капитальную работу А. П. Виноградова (1950), которая, однако, посвящена хорологическому распределению, а не физико-химическим механизмам миграции и концентрации рассеянных и микроэлементов в почвах.

§ 3. Попадающие в почву радиоизотопы являются классическим случаем микроконцентраций рассеянных элементов в природном теле. Наиболее совершенным методом изучения физико-химических механизмов, управляющих судьбой в почвах микроконцентраций рассеянных элементов, как раз и является метод меченых атомов, использующий радиоактивные изотопы для целей тонкого эксперимента. Количественные и с методической точки зрения достаточно точные и строгие работы в этом направлении еще только начинаются (Клечковский, 1958; Amphlett, 1957; Hischita, 1956; Титлянова и др., 1958).

В настоящей работе, главным образом на основании результатов проведенных и ведущихся в нашей лаборатории опытов, будут: а) кратко сформулированы главнейшие общие положения, лежащие в основе тех механизмов, которые управляют судьбой попадающих в почву радиоизотопов, и б) описаны конкретные результаты опытов по сорбции ряда радиоактивных изотопов почвами и десорбции из них, иллюстрирующие сформулированные общие положения.

II. НЕКОТОРЫЕ ОБЩИЕ ПРИНЦИПЫ

§ 4. Миграция химических элементов в почвах с водами, приводящая либо к рассеиванию элемента, либо к его концентрированию в ограниченном участке почвы, представляет собой непрерывный ряд многократно повторяющихся друг за другом процессов сорбций элемента почвой из водного раствора и десорбции его из почвы в водный раствор. Под сорбцией мы понимаем любой процесс, переводящий элемент из жидкой фазы (вода) в твердую фазу (почва), будь то физическая сорбция, поверхностная адсорбция, ионный обмен или образование труднорастворимых соединений. Точно так же десорбция — любой процесс, переводящий химический элемент из твердой фазы (почва) в жидкую (вода); это может быть растворение водой, комплексообразование с растворимыми органическими соединениями или любые обменные реакции. Чем больше способность элемента к прочной сорбции, чем устойчивее сорбированный элемент по отношению к различным десорбирующим агентам, тем меньше площадь его рассеивания. Чем меньше прочность сорбции элемента почвой, чем большее влияние могут оказывать на него десорбирующие растворы, тем больше площадь его рассеивания. Следовательно, для суждения о характере миграции того или иного элемента необходимо иметь представления о способности данного элемента сорбироваться почвой, о прочности его сорбции и о влиянии различных факторов, приводящих к десорбции элемента из почвы в водный раствор.

§ 5. При изучении сорбции элемента из водного раствора почвой нам кажется необходимым обратить внимание на следующие обстоятельства: а) на концентрацию данного элемента в водном растворе; изменение концентрации может существенно повлиять на процессы сорбции и десорбции и, следовательно, на миграцию этого элемента в почве; б) на состояние элемента в водном растворе; наличие различных химических форм определяет характер сорбции данного элемента в каждом отдельном случае; в) на характер почвы, которая сорбирует элемент; большая разница в свойствах почв может повлечь количественные изменения в процессах сорбции, и, в особенности, десорбции; г) на факторы десорб-

ции элемента из почв в водный раствор; по-видимому, наиболее важными факторами являются следующие: десорбирующие действия посторонних ионов, присутствующих в водном растворе, комплексующая способность различных органических веществ и изменение pH и окислительно-восстановительного потенциала среды.

§ 6. На миграцию элемента в почве огромное влияние оказывает его концентрация в растворе. Несмотря на то, что химические свойства элемента при любых его концентрациях одинаковы, поведение элемента в макро- и микроконцентрациях может быть совершенно различным (Старик, 1958). Если при макроконцентрациях элемент образует нерастворимое соединение и выпадает в осадок, не мигрируя дальше, то при микроконцентрациях произведение растворимости может быть не достигнуто, и тогда элемент остается в растворе в ионном состоянии, или произведение растворимости достигается и образуется нерастворимое соединение, но количество его так мало, что осадок не выпадает и элемент остается в растворе в виде тонкого устойчивого коллоида; в таких случаях элемент может мигрировать дальше либо в ионной форме, либо в коллоидной. Кроме того, необходимо обратить внимание на то, что почвы и природные воды являются очень сложными образованиями по своему составу, в них в самых различных количествах присутствуют разнообразные вещества; с частью из них элемент может образовывать устойчивые соединения. Однако эти вещества могут находиться в ничтожных концентрациях и в соединения с ними могут вступать столь же малые количества элемента. При большой концентрации элемента эти «микрореакции» тоже, конечно, проходят, но мы можем не заметить, поскольку подавляющее количество элемента вступит в другие реакции («макрореакции»). Однако эти «микрореакции» могут порой играть главную роль при миграции микроколичеств химического элемента, а как мы указали выше, и радиоизотопы и всевозможные металлы, попадающие в воду из отходов промышленности, рассеянные элементы находятся в природных водах в микроконцентрациях.

§ 7. Один и тот же элемент, в зависимости от его концентрации или от наличия в воде реагирующих с ним веществ, может присутствовать в растворе в различных химических формах, что указывалось в § 5. Это имеет особое значение для тяжелых, легко гидролизующихся и комплексующихся металлов, которые могут находиться в растворе при определенных условиях либо в коллоидной, либо в ионной, либо в комплексной формах, либо, наконец, в равновесной смеси нескольких форм. Все эти формы будут сорбироваться почвой по-разному и для полной характеристики миграции элемента в таком случае необходимо выяснить как наличие в растворе тех или иных химических форм, так и прочность сорбции каждой из них.

§ 8. Свойства почвы, по-видимому, не определяют характер сорбции элемента, если он находится в растворе в микроконцентрации, так как емкость поглощения любой почвы достаточно велика для поглощения микроколичеств элемента. Сорбция одного и того же элемента на разных почвах будет принципиально одинакова, так как она зависит, в первую очередь, от химических свойств самого элемента, его концентрации и состояния в растворе. Однако, в более тонких реакциях (например, сорбция или десорбция в присутствии комплексонов) характер почвы скажется на количественной стороне процесса. Наиболее важными свойствами почвы, с точки зрения прочности связывания ею микроколичеств элемента, являются, как нам кажется, количество гумуса, его качественный состав и pH почвы.

§ 9. В природных водах всегда присутствуют различные катионы;

концентрации некоторых из них, например, кальция и магния, а в иных случаях и натрия, могут быть достаточны для того, чтобы частично десорбировать из почвы микроколичества элемента. В результате обменных реакций, присутствующие в воде катионы будут переходить в почву, а вытесненные ими ионы интересующего нас элемента поступят в воду и будут мигрировать с ней на некоторые расстояния. Таким образом, наличие в воде растворенных в ней солей является одним из факторов десорбции (Горбунов, 1949).

§ 10. Следующим наиболее значительным фактором десорбции в природных условиях, по-видимому, являются органические вещества, способные давать с металлами комплексные растворимые соединения и тем самым десорбировать ионы этих металлов из почвы. Такие природные комплексоны[1] существуют в живых организмах и при отмирании последних могут экстрагироваться из них водой или же вновь образовываться в процессе разложения растительных и животных остатков. Широко присутствуя в природных водах, эти комплексоны переводят микроколичества элементов в хорошо растворимые недиссоциированные соединения, т. е. в наиболее миграционно способную форму (Пономарева, 1949; Тюрин, 1944; Atkinson, 1957).

§ 11. Большое значение в миграции химических элементов в почве имеют активная реакция и окислительно-восстановительный потенциал среды. Изменение pH может переводить элемент из одного состояния в другое, и тем самым коренным образом меняет сорбцию элемента почвой. Кроме того, широко известно десорбирующее действие водородного иона, гораздо более значительное, чем действие других катионов (Ди-Глерия Янош, 1958). Оно не так глубоко проявляется при десорбции микроколичеств элементов, но и тут в ряде случаев имеет значение. Изменение окислительно-восстановительного потенциала среды может повести к перемене валентности элемента, а в связи с этим к переходу из анионного состояния в катионное или наоборот. Из всего изложенного выше ясно, что такой переход повлечет за собой резкое изменение сорбционных свойств элемента, а следовательно, и изменение характера его миграции (Перельман, 1955).

III. НЕКОТОРЫЕ КОНКРЕТНЫЕ ПРИМЕРЫ

§ 12. В этой главе приводятся некоторые конкретные примеры, иллюстрирующие общие принципы, изложенные выше. Все опыты проводились с радиоактивными изотопами, без добавления носителей, за исключением отдельных случаев, где изучалось влияние концентрации элементов на поведение их в почве. Приводимые результаты были получены в динамических опытах, когда через почвенный фильтр, заключенный в стеклянную колонку, пропускался раствор исследуемого изотопа в отфильтрованной озерной воде, а при десорбции просто фильтрованная озерная вода, либо в статических опытах, когда навеска почвы перемешивалась с раствором определенное время, необходимое для установления равновесия. Во всех опытах использовалась одна и та же почва (луговая, место взятия почвы Южный Урал), кроме того, в ряде случаев те же опыты проводились и с другими почвами.

§ 13. Результаты опытов, показывающие процент сорбции почвой различных радиоизотопов, представлены на рис. 1. Опыты проводились в динамических условиях при пропускании через почвенные фильтры по 100 объемов раствора (объем раствора равен объему почвенного

[1] Термином «комплексон» обозначаются вещества, способные давать с металлами (комплексообразователями) комплексные соединения (Семенов, 1958).

фильтра, 20 *мл*). Все элементы за исключением стронция, которому будет специально посвящен § 16, с самого начала опыта не целиком задерживались почвой, и процент активности, перешедшей в фильтрат, в течение всего опыта оставался постоянным, колеблясь вокруг своей средней величины. Из рисунка видно, что элементы, находящиеся в растворе в ионном состоянии (цезий, стронций, цинк), а также кобальт, иттрий, железо, гидролизующиеся в условиях опыта, сорбировались почвой

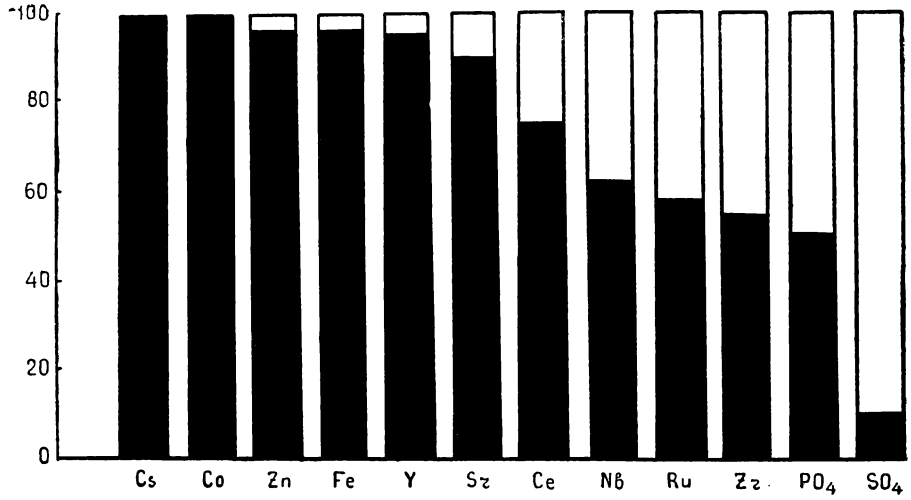

Рис. 1. Сорбция радиоизотопов почвой. Черная часть столбца обозначает сорбцию радиоизотопа, выраженную в процентах от активности исходного раствора.

больше чем на 90%. Остальные металлы (церий, рутений, цирконий, ниобий) сорбировались почвой на 50—60% и значительная часть активности проходила в фильтрат, не сорбируясь. Это связано, видимо, с тем, что эти изотопы находились в растворе не менее чем в двух различных формах, одна из которых поглощалась почвой, другая же оставалась в растворе. Анионы фосфорной и серной кислот гораздо меньше сорбировались почвой, чем металлы; анион фосфорной кислоты поглощался на 50%, а анион серной только на 10%. Подобные результаты находятся в полном согласии с данными, имеющимися в литературе, о меньшей сорбционной способности анионов по сравнению с катионами (Горбунов, 1948). После окончания опытов о сорбции была проведена десорбция всех вышеперечисленных радиоизотопов из тех же фильтров. Десорбция проводилась озерной водой в количестве 100 объемов почвенного фильтра. Результаты опытов представлены в табл. 1. Из этой таблицы видно, что анион серной кислоты десорбировался практически полностью; стронций, цирконий и анион фосфорной кислоты десорбировались в десятках процентов; десорбция железа, ниобия и рутения выражается в единицах процентов, десорбция кобальта, цинка и церия в долях процента, а цезий и иттрий совсем не десорбировались.

§ 14. Основываясь на результатах опытов по сорбции и десорбции, можно разделить изученные изотопы по подвижности на три группы. В первую группу, наиболее подвижных радиоизотопов, входят сера (в анионе серной кислоты), фосфор (в анионе фосфорной кислоты), цирконий и стронций. Ниобий, рутений и церий занимают промежуточное положение, проходя в заметном количестве в фильтрат, но весьма проч-

Таблица 1

Десорбция радиоизотопов из почвы озерной водой (динамические опыты)

Количество пропущенных объемов десорбирующего раствора	Десорбированная активность *											
	Cs^{137}	Co^{60}	Zn^{65}	Fe^{59}	Y^{90}	Sr^{90}	Ce^{144}	Nb^{95}	Ru^{106}	Zr^{95}	PO_4^{32}	SO_4^{35}
24	0	0,1	0,2	0,2	0	5	0,2	1,5	0,4	8	5	25
58	0	0,2	0,3	0,5	0	13	0,4	2,1	1,2	15	16	50
70	0	0,3	0,4	0,7	0	15	0,6	2,2	1,6	21	23	70
100	0	0,4	0,5	1,0	0	22	0,9	2,4	2,5	30	30	90

* Десорбированная активность выражена в процентах от активности, поглощенной фильтром.

но сорбируясь почвой, а цезий, кобальт, цинк, железо и иттрий мало подвижны.

§ 15. Как указывалось в § 7, характер почвы не должен заметно сказываться на сорбции большинства элементов, если они находятся в растворе в микроколичествах. Для подтверждения этого предположения нами были поставлены специальные статические опыты по сорбции нескольких радиоизотопов из водного раствора тремя различными почвами. Результаты опытов представлены в табл. 2. Как видно из таблицы, каждый из этих элементов сорбировался на всех трех почвах, приблизительно в одних и тех же количествах.

Таблица 2

Сорбция радиоизотопов из водного раствора различными почвами (отношение почвы к раствору 1:40)

Изотопы	Процент сорбции		
	Обыкновенный чернозем (Воронежская область)	Луговая (Урал)	Краснозем (Грузия)
Железо-59 . .	85	83	89
Кобальт-60 . .	98	93	88
Цинк-65 . . .	98	98	96
Цезий-137 . .	98	99	95
Церий-144 . .	74	76	73

§ 16. В отличие от большинства радиоизотопов сорбция стронция сильно зависит от свойств почвы. На рис. 2 приведены данные динамического опыта, в котором изучалась сорбция стронция на песке и трех различных почвах. Как видно из рисунка, количество стронция (в процентах от активности исходного раствора), перешедшего в фильтрат, вначале на всех почвах равно нулю, а затем закономерно возрастает с увеличением числа объемов протекшего раствора, причем «проскок» наступает тем раньше, чем беднее почва обменными катионами (кальций, магний). Специальные опыты показали, что поглощение строн-

Таблица 3

Сорбция цезия почвой из растворов $CsNO_3$ различной концентрации (отношение почвы к раствору 1:40)

Концентрация раствора в *М/л*	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}	10^{-8}
Процент сорбции почвой	30	81,4	89,4	93,4	99,1	99,2	99

ция почвой происходит в результате ионного обмена; стронций распределяется между обменным кальцием почвы и кальцием, находящимся в водном растворе; чем больше обменного кальция в почве, тем больше задерживает почва стронций, и чем больше кальция в растворе, тем больше стронция остается в растворе. Поэтому миграция стронция в почвах будет определяться соотношением между количеством обменного кальция в почве и количеством кальция в почвенном растворе.

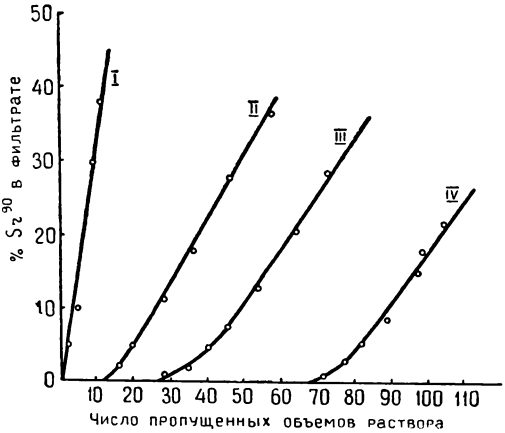

Рис. 2. Зависимость сорбции стронция-90 от количества обменных катионов (Ca+Mg) в почве.

I — озерный песок; *II* — серая лесная суглинистая почва (11 *мэкв* Ca+Mg); *III* — серая супесчаная почва (16,2 *мэкв* Ca+Mg); *IV* — луговая почва (44 *мэкв* Ca+Mg).

§ 17. Для иллюстрации влияния концентрации элемента на его поглощение почвой, в данном параграфе приводятся результаты работы с цезием. В опытах с луговой почвой было установлено, что 1 *г* почвы сорбирует 0,12 *мэкв* цезия из 0,01 N раствора азотнокислого цезия: при этом в раствор переходит 0,12 *мэкв* кальция и магния; таким образом реакция происходит в эквивалентных количествах. При десорбции 0,5 нормальными растворами азотнокислого калия и кальция, цезий извлекался из почвы на 95—96%. Эти результаты показывают, что находящийся в растворе в макроконцентрации цезий поглощается почвой в результате ионного обмена и может быть легко вытеснен из почвы другими катионами. При сорбции цезия из растворов более низкой концентрации процент сорбции возрастает, что видно из табл. 3. Однако наибо-

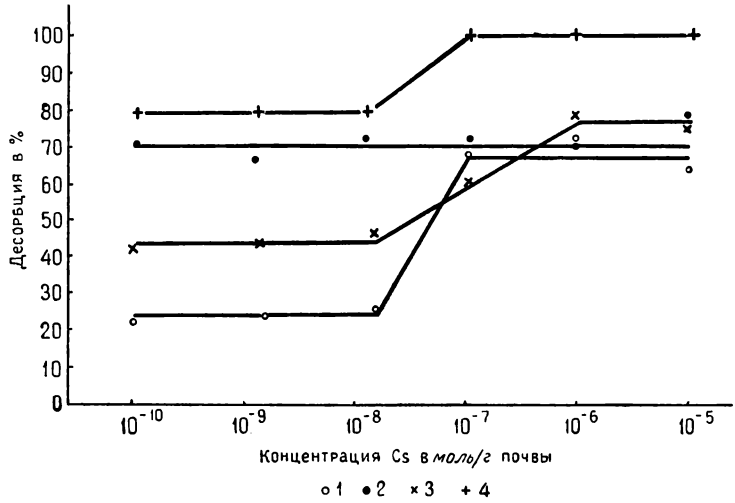

Рис. 3. Десорбция цезия 0,5 N раствором KNO_3 из различных образцов почв в зависимости от концентрации сорбированного цезия в этих образцах.

1 — луговая; *2* — луговая прокаленная; *3* — краснозем; *4* — подзол.

лее резкое влияние концентрации цезия на прочность его сорбции почвой проявляется и при десорбции цезия. Для опыта было взято три почвы с разным содержанием гумуса: луговая (наиболее богатая гумусом), краснозем (более бедный гумусом) и подзол (еще беднее гумусом), а также луговая почва, в которой гумус был полностью удален продолжительным прокаливанием. На всех образцах почв была проведена сорбция цезия из его растворов различной концентрации, а затем цезий десорбировали 0,5 нормальным раствором азотнокислого калия. Результаты опыта представлены на рис. 3, из которого видно, что на всех почвах, за исключением прокаленной, процент десорбции цезия повышается при переходе от более низких к более высоким концентрациям. Таким образом, малые количества цезия связываются почвой гораздо прочнее больших количеств. В этом опыте проявляется также связь между содержанием гумуса и прочностью связи почвой цезия. Чем больше в почве гумуса, тем меньше процент десорбции малых количеств цезия, тем прочнее они связываются почвой. В прокаленной почве, где гумус удален, не наблюдается уменьшение процента десорбции при уменьшении концентрации, и цезий во всем интервале концентраций ведет себя одинаково. Следовательно, малая подвижность радиоцезия в почвах объясняется прочной связью микроколичеств цезия с органической частью почв. Мы наблюдаем в этом случае, видимо, одну из «микрореакций», представление о которых было дано в § 6.

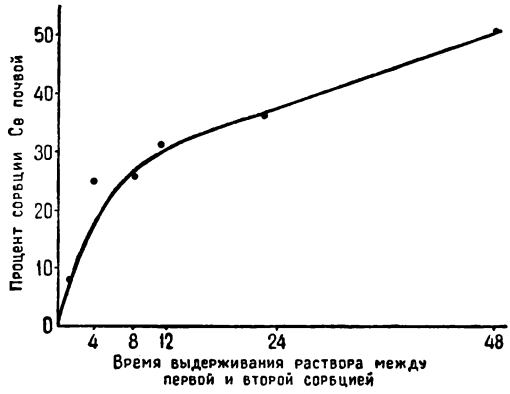

Рис. 4. Переход несорбирующейся почвой формы церия-144 в сорбирующуюся.

§ 18. Как было показано в § 13, часть радиоизотопов, например церий и рутений, сорбируются почвой далеко не полностью; определенная часть активности остается в растворе и, не задерживаясь почвенным фильтром, проходит в фильтрат. Мы предположили, что эти радиоизотопы находятся в растворе, по крайней мере, в двух различных химических формах, чем и объясняется характер их сорбции. Насколько устойчива несорбирующаяся форма и в чем ее химическое отличие от сорбирующейся формы — вот те вопросы, которые необходимо выяснить для более полного представления о миграции таких радиоизотопов в почве. Некоторые предварительные данные нами получены для радиоцерия. Раствор радиоцерия пропускался через почвенный фильтр, и отдельные

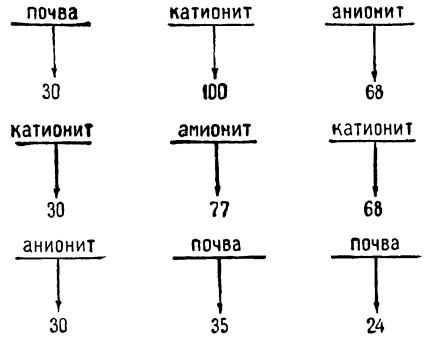

Рис. 5. Схема и результаты опыта определения химических форм церия-144, находящихся в водном растворе. Цифры указывают на активность церия (в процентах от исходной), оставшуюся в растворе после его взаимодействия с определенным сорбентом.

пробы фильтрата, в котором оставалось около 30% исходной активности церия, выдерживались различные промежутки времени, а затем перемешивались с навесками почвы. Результаты опыта представлены на рис. 4. Из рисунка видно, что чем больше время выдерживания раствора между первой и второй сорбцией, тем больший процент церия сорбируется почвой. Таким образом, при отделении несорбирующейся формы церия от сорбирующейся, по истечении определенного промежутка времени, нарушенное равновесие между формами восстанавливается, и большая часть церия вновь переходит в форму, способную к сорбции почвой. Следовательно, в ходе миграции церия несорбирующаяся его форма с течением времени будет переходить в сорбирующуюся форму и поглощаться почвой. Мы попытались определить, в каких формах (катионной, анионной, молекулярной или коллоидной) находится церий в исходном растворе (раствор церия в озерной воде с pH 8,2). Для этого была проведена последовательная сорбция церия из раствора катионитом (поглощающим катионы), анионитом (поглощающим анионы) и почвой. Сорбенты следовали друг за другом в трех различных комбинациях. После каждой сорбции определялся процент церия, оставшегося в растворе. Схема и результаты опыта представлены на рис. 5. Из рисунка видно, что из раствора, откуда почва поглотила сорбирующуюся фракцию церия, анионит и катионит не поглощали ничего; значит, несорбирующаяся почвой фракция не содержит ни анионов, ни катионов. Из исходного раствора катионит также ничего не поглощает, анионит же сорбирует около 30% исходной активности церия. Следовательно, в исходном растворе не существует в заметных количествах катионной формы церия, поглощенная же анионитом часть церия может быть как анионной, так и коллоидной отрицательно заряженной формой. Но эта форма, как видно из рисунка, целиком поглощается почвой. С помощью диализа было установлено, что в исходном растворе имеется диализующая часть. Видимо, это анионная форма церия, которая поглощалась анионитом. В растворе церия, который предварительно пропускался через почвенный фильтр для отделения сорбирующейся формы, диализующейся части не обнаружено. Таким образом, можно полагать, что большая часть сорбирующей формы, как и несорбирующаяся форма церия являются по своей природе коллоидными. В дальнейшей работе будет выяснена сущность различия этих форм. Однако, количественные выводы из подобных опытов надо делать чрезвычайно осторожно, поскольку, выделяя одну форму, мы сдвигаем равновесие, которое будет восстанавливаться, и в растворе вновь будут возникать исходные формы.

§ 19. Для выяснения вопроса о влиянии различных катионов, присутствующих в растворе, на десорбцию радиоизотопов из почвы, были поставлены статические опыты, в которых различные радиоизотопы десорбировались из почвы растворами нейтральных солей и азотной кислоты. Результаты опытов представлены в табл. 4. Как видно из таблицы, только стронций значительно

Таблица 4

Десорбция радиоизотопов из почвы растворами солей и кислотой (отношение раствора к почве 1:20)

Изотопы	Процент десорбции		
	0,1 N KNO_3	0,1 N $Ca(NO_3)_2$	0,01 N HNO_3
Кобальт-60 . .	0,6	1,7	4,3
Стронций-90 .	31	61	10
Иттрий-90 . .	0,2	0,5	—
Цезий-137 . .	5,2	1,3	1,2
Церий-144 . .	0,2	—	8,0

десорбировался растворами солей. Это и понятно, поскольку сорбция стронция носит ионно-обменный характер. Другие же изотопы десорбировались крайне мало и солями и кислотой. Концентрация природных растворов много ниже использованных в опыте, следовательно, десорби-

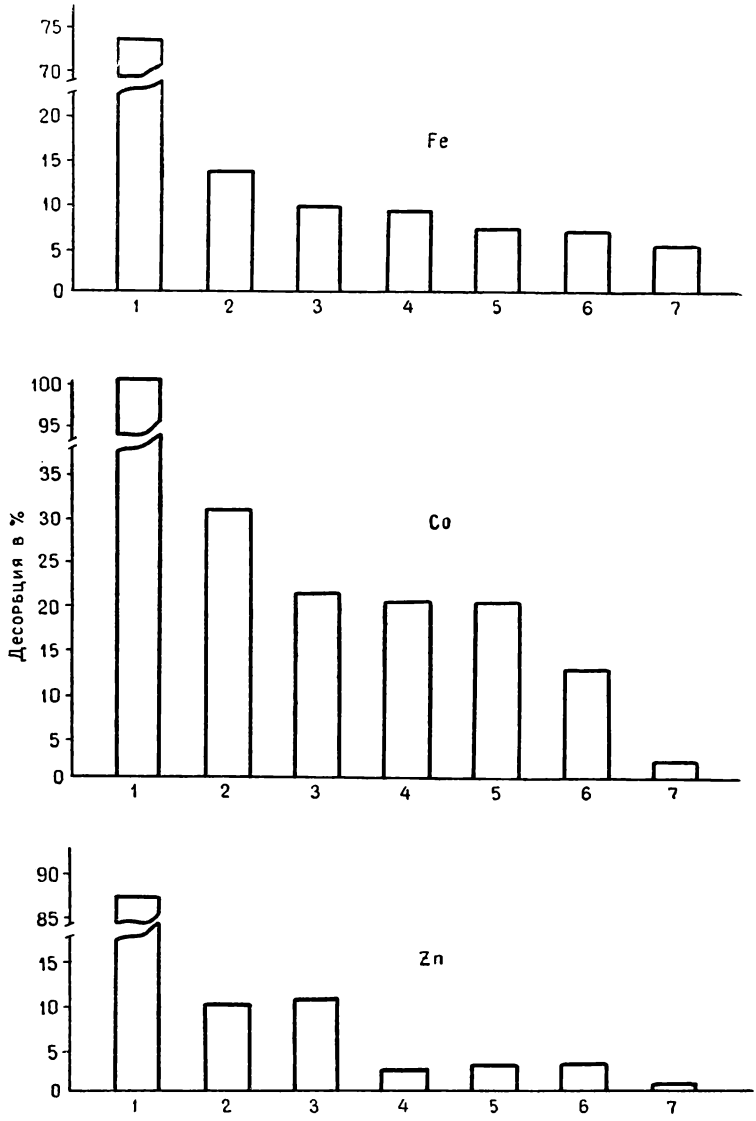

Рис. 6. Десорбция железа, кобальта и цинка раствором ЭДТА, различными водными экстрактами и водой.

1 — 0,012 N раствор ЭДТА; *2* — экстракты желтых листьев осины; *3* — экстракт из зеленой полыни; *4* — экстракт из желтых листьев черемухи; *5* — экстракт из желтых листьев березы; *6* — экстракт из желтых игл сосны; *7* — дистиллированная вода.

рующее действие катионов, присутствующих в природных водах, на поглощение почвой изотопов незначительно.

§ 20. Гораздо более значительным десорбирующим действием обладают природные комплексоны, о которых говорилось в § 10. Приготов-

ленные водные настои пожелтевших листьев березы, осины, черемухи и хвои сосны, а также настой полыни использовались для десорбции железа, кобальта и цинка (все эти металлы хорошие комплексообразователи). Кроме того, для сравнения десорбция тех же изотопов проводилась водой и 0,012 нормальным раствором ЭДТА (этилендиаминтетраацетат), одним из самых сильных комплексонов. Результаты опыта представлены на рис. 6. Как видно из рисунка, все экстракты действовали гораздо сильнее воды; особенно большое десорбирующее влияние оказывают они на кобальт, цинк десорбируется меньше, но по сравнению с водой десорбция его экстрактами так же велика, как и у кобальта.

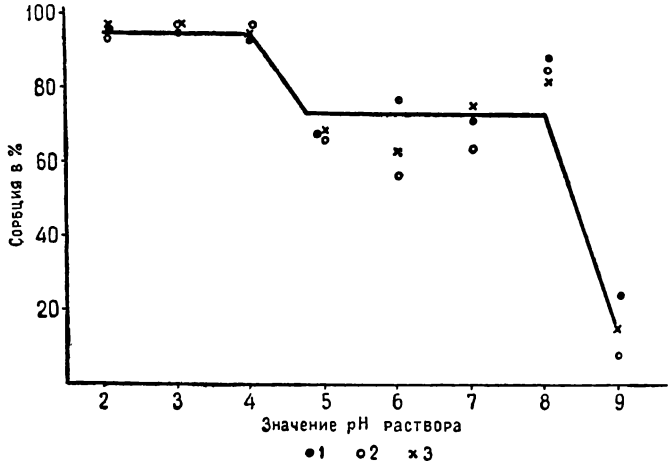

Рис. 7. Зависимость сорбции железа тремя различными почвами от pH исходного раствора.
1 — чернозем; *2* — луговая; *3* — краснозем.

Наименьшее действие, по сравнению с водой, оказывают на железо, но и его десорбция увеличивается примерно в два раза. Специальными опытами было установлено, что радиоизотопы, десорбированные экстрактами, находятся в растворе в комплексном состоянии. Следовательно, природные комплексоны, получающиеся при настое воды на лесном опаде, являются сильными десорбентами, способствующими миграции целого ряда радиоизотопов.

§ 21. Как уже говорилось в § 11, изменение pH среды может заметным образом повлиять на сорбцию и десорбцию радиоизотопов почвой. На рис. 7 показано влияние pH исходного раствора на сорбцию железа тремя различными почвами. Как видно из рисунка, на всех трех почвах получается аналогичная картина: при низком pH в кислой среде, когда железо находится в растворе в анионном состоянии, сорбция достигает 95%; при повышении pH железо гидролизуется и сорбция его снижается, колеблясь в пределах pH от 5 до 8 вокруг средней величины (около 70%), наконец, при pH 9 сорбция резко падает, едва достигая 15%; нам кажется, что это явление связано с изменением знака заряда коллоидных частиц железа с положительного на отрицательный, в связи с увеличением концентрации гидроксильных ионов. Следовательно, характер миграции железа и, по-видимому, других легко гидролизующихся металлов будет сильно зависеть от активной реакции природной воды, в которой они находятся.

IV. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

§ 22. Таким образом, в настоящей работе изложены некоторые общие принципы, касающиеся процессов миграции, рассеивания и концентрации элемента, и указывается, что микроколичества элемента могут вести себя совершенно отлично от макроколичеств. Это необходимо иметь в виду при исследовании поведения радиоизотопов и других элементов, находящихся в природных водах в следовых количествах. Обращается также внимание на состояние элемента в растворе (§18) и на различные факторы, влияющие на процессы сорбции и десорбции элементов в почве (§ 5), так как этими процессами и определяется характер миграции. В конкретных примерах описаны опыты, подтверждающие общие положения и иллюстрирующие поведение различных радиоизотопов в почвах. Из всех опытов ясно следует, что микроколичества (а таковыми являются количества всех радиоизотопов) большинства химических элементов, за исключением анионов серы и фосфора, в сравнительно высоких процентах, иногда практически полностью сорбируются почвами (§ 13). Опыты по десорбции показывают, что сорбция эта в большинстве случаев весьма прочна и при нормальных условиях (природные воды) десорбируется лишь небольшой процент сорбированных количеств. В согласии с теоретическим положением (§ 8, 17) в отношении сорбции микроколичеств веществ различные почвы ведут себя практически одинаково, так как во всех случаях емкость поглощающего комплекса оказывается достаточной для сорбции этих количеств. Следует особенно подчеркнуть значение растворенного кальция в воде и, особенно, кальция в почве для динамики поведения радиостронция (§ 16), влияние на десорбцию таких хороших комплексообразователей, какими являются большинство металлов, комплексонов, попадающих в почвенные растворы из остатков зеленой массы, опада и лесной подстилки (§ 20).

§ 23. Конечно, точные опыты по изучению судьбы радиоизотопов в почвах лишь начинают проводиться в разных лабораториях; необходимо всячески расширять и углублять подобного рода исследования в ближайшем будущем. Однако уже и полученные к настоящему времени данные позволяют, в первом приближении, делать прогнозы не только о естественной судьбе ряда излучателей в почвах, но и о некоторых факторах, способных понижать или повышать мобильность этих излучателей. Кроме того, знание хотя бы основных закономерностей сорбции и десорбции радиоизотопов в почвах, как таковых, помогает выяснить в более сложных и комплексных опытах, а также при сборе наблюдений в природных условиях, относительную роль таких факторов, как сток, с одной стороны, и деятельность населяющих почвы педоценозов и фитоценозов, с другой стороны, в общей судьбе перераспределений и миграций загрязняющих биоценозы излучателей. С точки зрения охраны природы не следует забывать, как уже кратко упоминалось во введении, что почвы, наряду с природными водами, являются основным компонентом эдафической среды жизни в биосфере.

ЛИТЕРАТУРА

Антипов-Каратаев И. Н. 1947. Об успехах и задачах химии почв СССР в связи с 30-летием советской власти. Журн. Почвоведение, № 10.

Антипов-Каратаев И. Н. и сотр. 1947. О природе поглощения ионов глинами и почвами. Коллоид. журн. 9,2.

Берг Л. С. 1945. Почвы и водные осадочные породы. Почвоведение, № 9—10.

Виноградов А. П. 1950. Геохимия рассеянных и редких элементов в почвах. М., Изд-во АН СССР.

Войнар А. О. 1953. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека М., Изд. Советская наука.
Гедройц К. К. 1927. Почвенный поглощающий комплекс. Труды Носовской с. х. станции.
Глинка К. Д. 1931. Почвоведение. Л.
Горбунов Н. И. 1948. Поглотительная способность почв и ее природа. Сельгиз.
Ди-Глерия Янош. 1958. Физико-химические и коллоидно-химические процессы, происходящие в почвах, в свете новейших исследований. Почвоведение, № 10.
Клечковский В. И. и Гулякин И. В. 1958. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония. Почвоведение, № 3.
Кононова М. М. 1951. Проблема почвенного гумуса и современные задачи его изучения. М., Изд-во АН СССР.
Манская С. М., Дроздов Г. В. и Емельянова М. П. 1958. Связывание меди различными формами природных органических соединений. Почвоведение, № 6.
Перельман А. И. 1955. Очерки геохимии ландшафтов. Географгиз.
Поляков Ю. А. 1956. Проблема «заражения» почв и сельскохозяйственных посевов продуктами радиоактивного распада. Почвоведение, № 8.
Понамарева В. В. 1949. О реакциях взаимодействия фульвокислот с гидроокисями оснований. Почвоведение, № 11.
Роде А. А. 1927. Учение К. К. Гедройца о поглотительной способности почв. Природа, т. 16.
Роде А. А. 1947. Почвообразовательный процесс и эволюция почв. М., Географгиз.
Старик И. Е. 1958. Состояние микроколичеств радиоэлементов в жидкой и твердой фазах. Ж. А. Х., т. 3, вып. 1.
Семенов Д. И. 1957. Механизм действия комплексонов. Сб. работ лабор. биофизики, I. Свердловск, Тр. Ин-та биологии Ур. филиала АН СССР, вып. 9.
Сукачев В. Н. 1949. О соотношении понятий географический ландшафт и биогеоценозов. Сб.: «Вопросы географии», М., Географгиз, вып. 16.
Сукачев В. Н. 1950. Предварительные программы стационарных комплексных биогеоценологических исследований. Землеведение, нов. сер., т. 3.
Титлянова А. А. и Тимофеева Н. А. 1959. О подвижности соединений кобальта, стронция и цезия в почве. Почвоведение, № 3.
Тимофеева Н. А. и Титлянова А. А. 1959. Поведение микроколичеств химических элементов в почвах. Ур. отдел. МОИП, вып. 2.
Тюрин И. В. 1944. К изучению процесса подзолообразования. Почвоведение, № 10.
Школьник М. Я. 1950. Значение микроэлементов в жизни растений и в земледелии. М.—Л. Изд-во АН СССР.
Amplett C. B. 1955. Soil Chemistry the Uptake of Fission Products. Research. 8, 9.
Amplett C. B. 1957. Behaviour of Radioactive Contamination in the Ground. World Crops. 9, 3.
Atkinson H. J., Wriqht J. R. 1957. Relation and the vertical Movement of Soil Constituens. Soil Sci. 84, 1.
Benerju U. K., Bray R. H., Melsted S. W. 1953. Some Aspects of Chemistry of Cobalt in Soils. Soil Sci. 75, 6.
Hishita H., Kowalevsky B. W., Steen A. J., Larson R. H. 1956. Fixation and Extrability of Fission Products contaminating various Soils and Clays: Sr^{90}, Y^{90}, Ru^{106}, Cs^{137} and Ce^{144}. Soil Sci. 81, 4.
Kaln B. 1956. Leaching of some Fission Products from Soil. Analyt. Chem. 28, 2.
Pront W. E. 1958. Adsorption of Radioactive Wastes Savannach River Plant Soil. Soil Sci. 86, 1.
Wirklander L., Giesekiug J. E. 1958. Exchangeability of adsorbed Cations as influenced by the Degree of Saturation and the Nature of the complementary Ions with special Reference to Trace Concentrations. Soil Sci. 66, 5.

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

ВЫП. 22 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1962

Н. В. КУЛИКОВ, Н. А. ПОРЯДКОВА,
С. В. АГАФОНОВА и Н. В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ

О ДЕЙСТВИИ ИЗЛУЧАТЕЛЕЙ НА ФИТОЦЕНОЗЫ И ВЛИЯНИИ ПОСЛЕДНИХ НА МИГРАЦИЮ И ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ В ПОЧВЕ

I. ВВЕДЕНИЕ

§ 1. В биоценологии, к сожалению, до сих пор имеется очень мало количественных данных об относительной биомассе разных компонентов общего населения биогеоценозов. Однако на основании качественных и полуколичественных наблюдений различного рода можно полагать, что фитоценозы, особенно если учитывать как их надземную, так и подземную (корневую) массу, составляют доминирующую по своей биомассе часть общего живого населения большинства биогеоценозов (Алехин, 1938; Вальтер и Алехин, 1936; Ильинский, 1937; Лавренко, 1949; Сукачев, 1928, 1945, 1947, 1948, 1949, 1950). С этим связано их огромное значение в круговороте веществ биогеоценозов и в протекании больших биогеохимических процессов в биосфере (Вернадский, 1926, 1929, 1934, 1940; Виноградов, 1946, 1950, 1952). Неизмеримо велика и многогранна роль растительного покрова Земли для человека: как источника пищевых ресурсов, сырья для разнообразных отраслей промышленности, почвообразователя и защитного покрова почв, водоохранного фактора, а тем самым и регулятора климата. Поэтому разнообразные фитоценозы, наряду с природными водами, должны в первую очередь являться объектами охраны природы и тщательного, всестороннего изучения для создания основ разумного использования биологических продуктивных сил Земли и разработки рациональных взаимоотношений между последними и развивающейся промышленностью.

§ 2. В связи с вышесказанным ясно, что растительные сообщества должны являться одним из главных объектов изучения и в области радиационной экспериментальной биогеоценологии (Куликов, 1957; Тимофеев-Ресовский, 1957; Тимофеев-Ресовский, Порядкова, Сокурова и Тимофеева-Ресовская, 1957). Весьма велика роль растительного покрова в общей судьбе миграции, перераспределении и концентрации загрязняющих биосферу разнообразных отходов промышленности, в том числе и возможных радиоактивных загрязнений биогеоценозов. Наконец, раз-

нообразные загрязнения могут при достаточно высоких концентрациях губительно действовать на фитоценозы; но и при значительно меньших концентрациях загрязнения, в особенности радиоактивными изотопами и токсическими веществами, могут вызывать значительные перестройки и обеднения сложных растительных сообществ.

§ 3. В настоящей работе будут, на основании результатов проводящихся в нашей Лаборатории опытов в области радиационной экспериментальной биогеоценологии, приведены:

а) некоторые общие положения о воздействии излучателей на фитоценозы и влиянии растительного покрова на судьбу, перераспределение и миграцию радиоактивных изотопов в почве;

б) различные конкретные примеры, иллюстрирующие общие положения.

II. НЕКОТОРЫЕ ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

§ 4. В этом разделе будут кратко сформулированы основные положения, вытекающие из всей суммы наших современных знаний о действии излучений и излучателей на растения, касающиеся двух главных проблем: действия излучений на фитоценозы и влияния фитоценозов на перераспределение излучателей в биогеоценозах. Такими основными положениями являются следующие:

а) общий характер действия ионизирующих излучений на растения;

б) пути инкорпорации излучателей растениями;

в) основные черты распределения и выделения инкорпорированных растениями излучателей;

г) угнетение и уничтожение различных видов растений в результате лучевого поражения;

д) возможные перестройки фитоценозов, основанные на неодинаковой радиочувствительности разных видов;

е) общий характер сорбции излучателей в почвах;

ж) перераспределение фитоценозом излучателей, попавших в биогеоценоз и вертикальная миграция в почвах;

з) горизонтальная миграция излучателей по фитоценозу.

§ 5. Загрязнения биогеоценозов радиоактивными изотопами могут, в основном, происходить двумя путями: со стоком (в результате загрязнения природных водоемов промышленными и сточными водами) и поверхностным оседанием радиоактивных аэрозолей (образующихся в результате выхода радиоактивных-загрязненных взвесей, газов и дымов, а также ядерных взрывов). В результате радиоактивных загрязнений происходит, с одной стороны, повышение фона ионизирующих излучений в среде обитания живых организмов (почва, вода, воздух), внешнего по отношению к организмам и являющегося источником «внешнего» облучения; существенную роль в этом внешнем облучении играют, конечно, лишь гамма- и жесткие бета-излучения. С другой стороны, те же загрязнения ведут к инкорпорации растениями (проникновению в тело растений) радиоактивных изотопов; в результате этого, во-первых, образуется источник «внутреннего» облучения, обычно, значительно более мощный, чем «внешнее» облучение (благодаря местному действию на коротком расстоянии и способности организмов накапливать рассеянные элементы, в том числе и радиоактивные изотопы), а во-вторых, путем инкорпорации и выделения радиоизотопов растения принимают решающее участие в их дальнейшем перераспределении в загрязненных биогеоценозах.

§ 6. Общий характер действия ионизирующих излучений на растения, так же как и на все живые организмы вообще, сводится к следующему. Очень слабые дозы, мало отличающиеся от всегда и всюду присутствующего естественного фона ионизирующих излучений (вызванного космическими лучами и радиоактивностью планеты), не оказывают заметных и установимых действий. Более высокие, но относительно все еще слабые дозы обычно вызывают некоторую стимуляцию роста, развития и общей биомассы растений, которая при дальнейшем повышении доз переходит во все усиливающееся угнетение растений, сопровождающееся повышением смертности индивидов и стерильности. Наконец, при достаточно высоких дозах наступает летальный эффект. Концентрированные дозы, в особенности на ранних стадиях развития, обычно эффективнее протрагированных (растянутых). Радиочувствительность разных, даже близких видов, может быть очень различна (отличаясь более чем на порядок величин стимулирующих, угнетающих или летальных доз), при общей тенденции возрастания от низших к высшим формам (Бреславец, 1946; Куликов, 1957, 1958; Лучник, 1958; Порядкова, 1956, 1958; Тимофеев-Ресовский, 1956; Тимофеев-Ресовский и Лучник, 1958; Тимофеев-Ресовский, Порядкова, Макаров и Преображенская, 1957; Тимофеева-Ресовская, 1958). Помимо общебиологического эффекта, выражающегося в стимуляции, угнетении и убивании индивидов, ионизирующие излучения на ранних стадиях развития легко вызывают различные уродства, а в стадии размножения — разнообразные нарушения гаметогенеза, часто ведущие к повышению стерильности; в созревающих гаметах повышается процент возникающих мутаций.

§ 7. Попадающие в среду обитания растений радиоактивные изотопы могут различными путями инкорпорироваться растениями. Из почвы и водных растворов, через корневую систему, подобно всем микроэлементам, радиоизотопы попадают в растение и, так же как и все элементы, поступающие в микроконцентрациях, постепенно накапливаются, благодаря всегда меньшей скорости выделения по сравнению с поступлением. Так же инкорпорироваться и накапливаться могут, в той или иной степени, и те радиоизотопы, которые сорбируются надземной массой растений в результате оседания радиоактивных аэрозолей.

§ 8. Радиоизотопы различных химических элементов накапливаются иногда в очень разной степени и с различной скоростью, что, в основном, определяется относительными темпами их поступления в растение и выделения из него; это выражается разными коэффициентами накопления растениями различных химических элементов, находящихся в микроколичествах в их среде. Кроме того, радиоизотопы различных элементов обладают разными типами распределения по органам и тканям растения: одни концентрируются, главным образом, в корневой системе, другие в листьях и молодых побегах надземной массы, а третьи распределяются более или менее равномерно. Столь же различны для разных элементов могут быть и темпы, а отчасти и пути их выделения из организма растений. Совершенно ясно, что от типа распределения в значительной мере зависит характер угнетающего действия внутреннего источника облучения; а от темпов выделения зависит интенсивность участия растения в перераспределении излучателей в биогеоценозе (на характер которого, однако, может оказывать влияние и тип распределения, от которого может зависеть, например, относительная роль в перераспределении корневой системы или сезонно отмирающей надземной массы). Хотя тип распределения и темпы выделения в значительной мере определяются химической природой элементов и физико-химической формой, в которой они поступают в биогеоценоз, но и различные

виды и группы растений могут, при прочих равных условиях, довольно резко отличаться друг от друга по коэффициентам накопления, типам распределения и темпам выделения.

§ 9. Из всего сказанного в трех предыдущих параграфах ясно, что непосредственное уничтожение тех или иных видов растений возможно лишь в эпицентрах весьма значительных радиоактивных загрязнений; для этого необходимы дозы, измеряемые десятками тысяч рентген, обычно превышающие таковые внешнего и внутреннего облучения растений даже после инкорпорации излучателей в заметных концентрациях. Но, конечно, более или менее значительные радиоактивные загрязнения, особенно благодаря накоплению излучателей в растениях, могут повести к постепенному угнетению и вымиранию в данном биогеоценозе тех или иных видов. Этому будет способствовать и пониженная плодовитость, что особенно скажется на однолетних и короткоживущих видах.

§ 10. Только что сказанное касается непосредственно действия облучения как такового. Нельзя, однако, забывать, что реально в природе растительный покров всегда состоит из сложных сообществ, фитоценозов, в которых все виды более или менее тесно связаны разнообразными биологическими, экологическими и пищевыми связями, находясь все время в интенсивной борьбе за эдафическое пространство. Благодаря этому нарушение в ту или иную сторону развития или условий существования любого отдельного вида (особенно среди доминирующих в данном фитоценозе) неизбежно повлечет за собой ряд вторичных явлений, ведущих к более или менее значительной обусловленной нарушением предшествующего динамического равновесия перестройке всего сообщества. При этом одни виды могут оказаться вторично угнетенными или совсем исчезнуть, а другие приобрести доминирующее значение в сообществе. Если вспомнить упомянутую выше (§ 6) весьма разную радиочувствительность различных видов, то станет совершенно ясно, что при определенном, даже относительно незначительном радиоактивном загрязнении биогеоценозов разные виды растений в сообществе будут реагировать на него очень по-разному; данная доза излучения, как таковая, на одни виды не будет оказывать заметного воздействия, другие виды в разной степени могут стимулироваться, а третьи угнетаться. Наиболее обычным следствием этого явится временное, а иногда и весьма длительное обеднение фитоценоза при существенном нарушении всей его внутренней структуры.

§ 11. До сих пор мы говорили о судьбе излучателей в растениях и действиях излучений на последние. Теперь необходимо коснуться некоторых общих положений, касающихся отмеченного ранее (§ 4 и 7) влияния растительного покрова на судьбу и перераспределение излучателей в биогеоценозе. В качестве важного общего положения необходимо учитывать относительно весьма стойкую сорбцию твердыми минеральными и органическими фазами почвы большинства поступающих в нее в микроколичествах химических элементов, а следовательно, и радиоактивных изотопов. В ряде специальных опытов было показано, что по отношению к большинству радиоизотопов поглощающая способность почв весьма велика и процент их десорбции относительно низок (Титлянова и Тимофеева, 1959; Тимофеева и Титлянова, 1959); этим определяется относительно слабая мобильность большинства радиоизотопов в почвах и медленность их передвижений с почвенными растворами и стоком. Наиболее мобильными являются гидротропные элементы, как например, анионы серы; значительно менее мобильными, но все же постепенно передвигающимися со стоком являются те излучатели, которые легко вступают в ионный обмен в поглощающем комплексе почвы, как

например. стронций, поведение которого в значительной мере определяется равновесными состояниями кальция и других катионов, находящихся в растворах и почвах (Тимофеева и Титлянова, 1959). Большинство же остальных радиоизотопов весьма слабо мобильно.

§ 12. Относительно инертное состояние излучателей, попавших в грунты и почвы, нарушается деятельностью растительного покрова. Поглощение и накопление излучателей растениями из почвы ведет прежде всего к их частичному выносу на дневную поверхность, в надземную массу растений. Надземная зеленая масса растений либо сезонно (осенний листопад и отмирание однолетних), либо непрерывно (постоянное отмирание зеленой массы у вечнозеленых и частей корневой системы и побегов у многолетних) отмирает и образует верхний перегнойный слой почвы. С другой стороны, в тех случаях, когда растения инкорпорируют излучатели с поверхности надземной массы или из верхнего слоя почвы, радиоизотопы, благодаря быстрому распределению по всему растению, попадают и в наиболее глубокие ответвления корневой системы; через отмирание корешков и выделения корневой системы радиоизотопы могут с поверхности попадать в относительно глубокие слои почвы и подпочвы. Таким образом, деятельностью фитоценозов производится постоянное частичное вертикальное перераспределение попавших в биогеоценоз радиоизотопов. От характера и состава фитоценоза, свойств почв, грунтов и стока зависит (при естественном, не нарушаемом человеком протекании жизни в биогеоценозе) постепенное установление определенного типа динамического равновесия излучателей в системе: фитоценоз — почва — подпочва — сток, при постоянной небольшой потере излучателей с данной территории горизонтальным рассеянием и миграцией.

§ 13. Только что упомянутая горизонтальная миграция и рассеяние радиоизотопов может происходить, в основном, следующими путями. В относительно небольших размерах (благодаря большой емкости почв и прочной сорбции ими большинства радиоизотопов) миграция происходит с почвенным и подпочвенным стоком. В значительно больших размерах, но эпизодически происходит рассеяние излучателей из места загрязнения ветровой и водной эрозией верхнего почвенного слоя. Наконец, медленно, но постоянно протекает горизонтальное перемещение излучателей по растительному покрову. Корневые системы растений, инкорпорировавших радиоизотопы, горизонтально разрастаясь, перемещают излучатели, оставляя их на новом месте через выделения корешков и отмирание надземной массы и корней. Отсюда излучатели могут поступать через корневые системы в дальше расположенные растения и т. д. Таким образом, по фитоценозам хотя и медленно (с резко падающей по мере рассеяния концентрацией), но неизбежно происходит горизонтальная миграция излучателей из центра первичного загрязнения.

III. НЕКОТОРЫЕ КОНКРЕТНЫЕ ПРИМЕРЫ

§ 14. Все работы, проводимые в нашей лаборатории в области радиационной экспериментальной биогеоценологии с наземными фитоценозами, можно свести к следующему.

а) Изучение действия разных доз излучателей на биомассу и структуру фитоценозов. С этой целью в одних опытах определенная смесь семян из различных видов растений высевается на специально подготовленных грядках с разным содержанием излучателей в почве, в других же растительные сообщества формируются путем высева семян, предварительно подвергнутых намачиванию в разных концентрациях рас-

твора этих излучателей. С самого начала развития фитоценозов и до конца вегетационного сезона над ними ведутся визуальные наблюдения и производится детальный учет как общей их биомассы, так и биомассы отдельных составляющих их видов; в разное время вегетации фиксируется ярусность и распределение всех видов по отдельным ярусам; изучается накопление разными видами растений излучателей из почвы, распределение их по органам растений и т. д.

б) Изучение роли растительного покрова в вертикальном перераспределении радиоактивных изотопов в почве с учетом выноса их растительной массой фитоценозов с разных глубин и горизонтов почвы на дневную поверхность. Эти исследования ведутся на небольших естест-

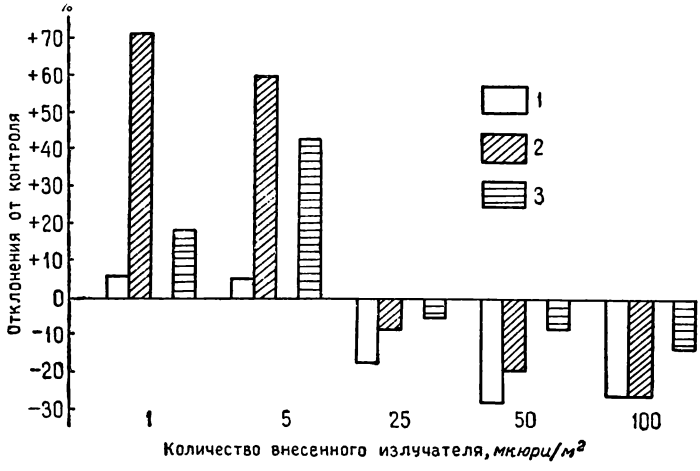

Рис. 1. Отклонения от контроля в процентах числа растений (*1*) и их общего веса (*2*) с пробных площадок фитоценозов каждой грядки в 7—8-недельном возрасте и общего сухого веса (*3*) всей биомассы грядок при конечной уборке.

венных площадках, заселенных определенным типом фитоценоза или на специально подготовленных делянках с искусственными фитоценозами, в которые вносятся в индикаторных количествах радиоактивные изотопы на разные глубины почвы и в разные почвенные горизонты.

в) Изучение влияния растительного покрова на горизонтальную миграцию радиоактивных элементов в почве. Для этих целей сооружена специальная серия больших ящиков, которые заполняются почвой; у одного из торцов каждого ящика вносится в почву тот или иной радиоактивный элемент, после чего часть ящиков засевается определенной травосмесью, а часть из них все время остается без растительного покрова. Беря через разные промежутки времени пробы почвы и растительности на разных расстояниях от места первоначального внесения изотопа и исследуя их на содержание радиоактивности, прослеживается миграция радиоактивных элементов по растительному покрову и в почве.

г) Изучение темпов накопления радиоактивных элементов различными видами растений и выделения их корневыми системами растений в среду обитания. Эти опыты пока проводятся на жидких питательных средах, методика их проведения будет описана ниже.

На основании полученных материалов по перечисленным направлениям работы дальше приведен ряд примеров, подтверждающих правильность общих положений, изложенных в предыдущем разделе.

§ 15. Для иллюстрации общего действия излучателей на фитоценозы на рис. 1 приведены результаты опыта, в котором специально подобранные сообщества из 15 видов растений выращивались на заранее подготовленных грядках с различным содержанием осколков урана в почве.

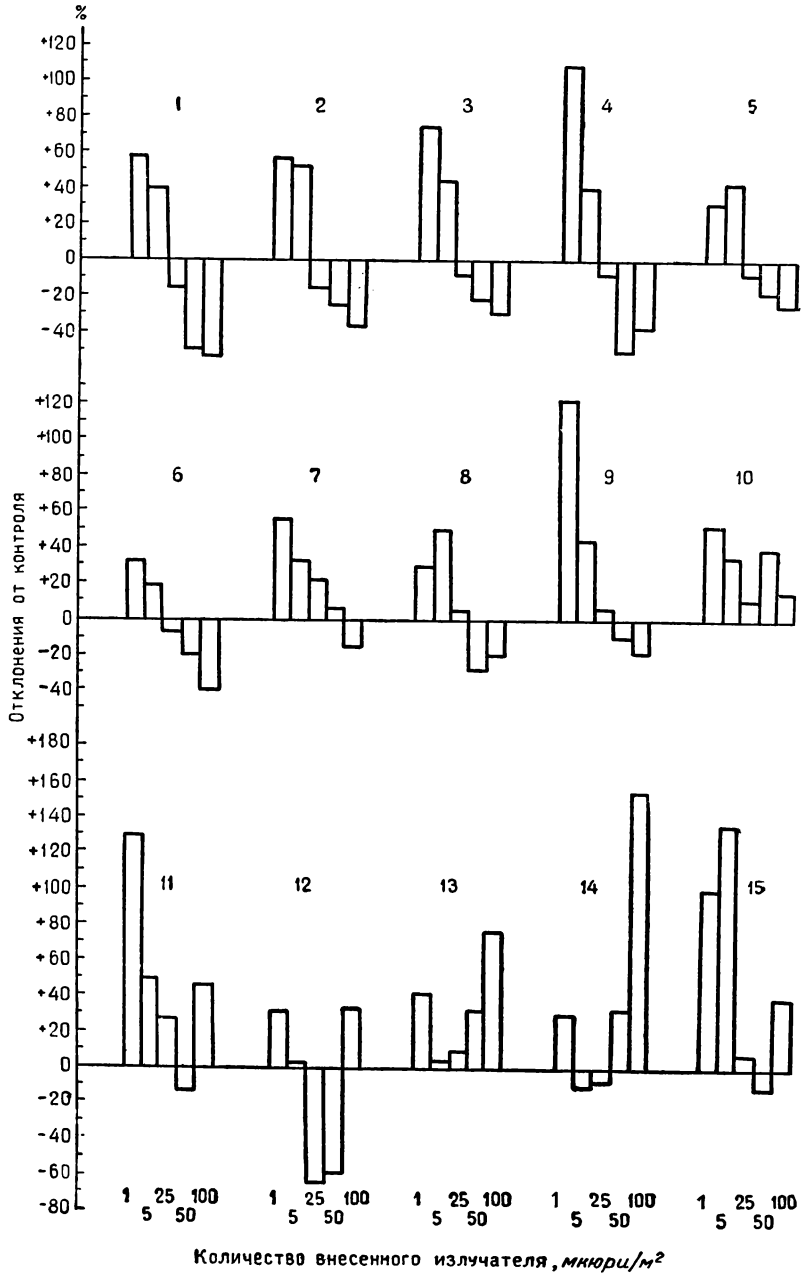

Рис. 2. Отклонения веса различных видов растений от контроля на пяти грядках с возрастающим количеством излучателей в почве (1, 5, 25, 50 и 100 *мкюри/м²*).

1 — пшеница; *2* — ячмень; *3* — овес; *4* — просо; *5* — лен; *6* — горох; *7* — чина; *8* — чечевица; *9* — люпин синий; *10* — вика; *11* — люпин желтый; *12* — эспарцет; *13* — люцерна; *14* — клевер; *15* — сорняки.

Из рисунка видно, что как при промежуточной уборке в разгар вегетации, так и в конце летнего сезона биомасса сообществ на грядках с небольшими количествами излучателей (1 и 5 *мкюри/м*^{2}) заметно превышала биомассу контрольных сообществ. На грядках же с более высоким содержанием излучателей в почве (25, 50 и 100 *мкюри/м*^{2}) наблюдается прогрессирующее с дозой угнетение развития фитоценозов.

§ 16. Рассматривая сообщества разных вариантов опыта по отдельным видам составляющих их растений, можно легко заметить (рис. 2), что различные виды и группы видов весьма по-разному реагируют на внесение в их среду обитания излучателей. Особенно наглядно это выглядит на рис. 3, где все виды растений в фитоценозах разбиты по характеру их реакций на две группы. Если первая группа растений под

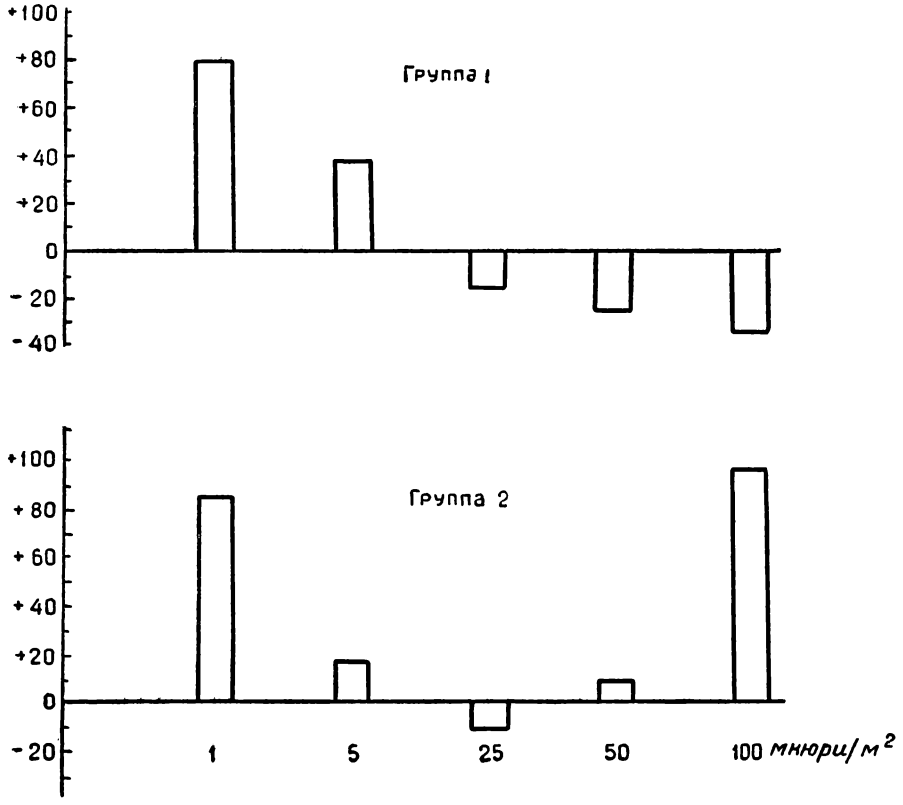

Рис. 3. Отклонения веса растений от контроля на пяти грядках с возрастающим количеством излучателей в почве. Усредненные данные по двум группам видов растений: группа 1 — пшеница, ячмень, овес, просо, лен, горох, чина, чечевица и люпин синий; группа 2 — люпин желтый, эспарцет, люцерна и клевер.

воздействием слабых и сильных доз излучателей дает обычную стимуляцию и, соответственно с повышением дозы, картину угнетения общей биомассы, то растения второй группы ведут себя несколько иначе. Эти растения (сюда входят: люпин желтый, эспарцет, люцерна и клевер) при слабых дозах излучателей показывают ту же стимуляцию, без существенных отклонений от контроля в пределах трех следующих доз. Зато в присутствии больших количеств излучателей (100 *мкюри/м*^{2}) они снова развивают биомассу, значительно превышающую таковую в контрольных сообществах. Анализ этих явлений с точки зрения ярусной

структуры фитоценозов показывает, что такие случаи связаны с процессами перестройки сообществ.

§ 17. На рис. 4 изображены отклонения от контроля числа растений и их веса по трем ярусам фитоценозов с грядок с разным содержанием излучателей в почве. Не трудно заметить, что растения двух первых ярусов дают в присутствии малых количеств излучателей положительные отклонения как по числу растений, так и, особенно, по их весу. При сильных же дозах наблюдается явное подавление. Растения третьего яруса,

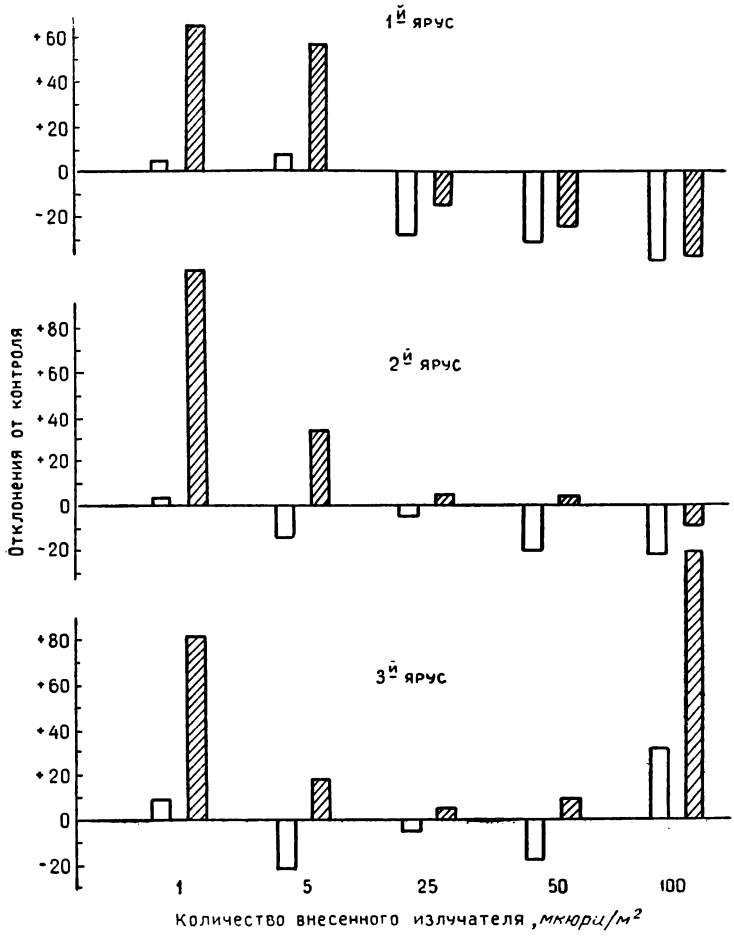

Рис. 4. Процентные отклонения от контроля числа растений (белые столбики) и их веса (заштрихованные столбики) по трем ярусам на пяти грядках с разным содержанием излучателей в почве.

дав повышение веса при слабых дозах, резко увеличивают свою биомассу при наиболее сильной дозе. Это выглядит более наглядно на рис. 5, где показано процентное участие отдельных ярусов в общем весе биомассы фитоценозов контроля и под воздействием слабой, средней и сильной доз излучателей; при этом, чтобы показать степень перестройки видового состава отдельных ярусов по сравнению с контролем, распределение видов по ярусам для всех вариантов опыта (верхний график)

условно принято таким же, как в контрольном сообществе; нижний график показывает фактическое состояние ярусов. Рассмотрение этих данных показывает, что в условиях перенаселенного фитоценоза под воздействием сильных доз излучателей дают необычную картину стимуляции только те виды, которые в контрольном сообществе занимают самый низкий ярус; при значительном угнетении или полном исчезновении из сообщества наиболее мощных видов первого яруса, в связи с освобождением эдафического пространства, отдельные виды третьего яруса ста-

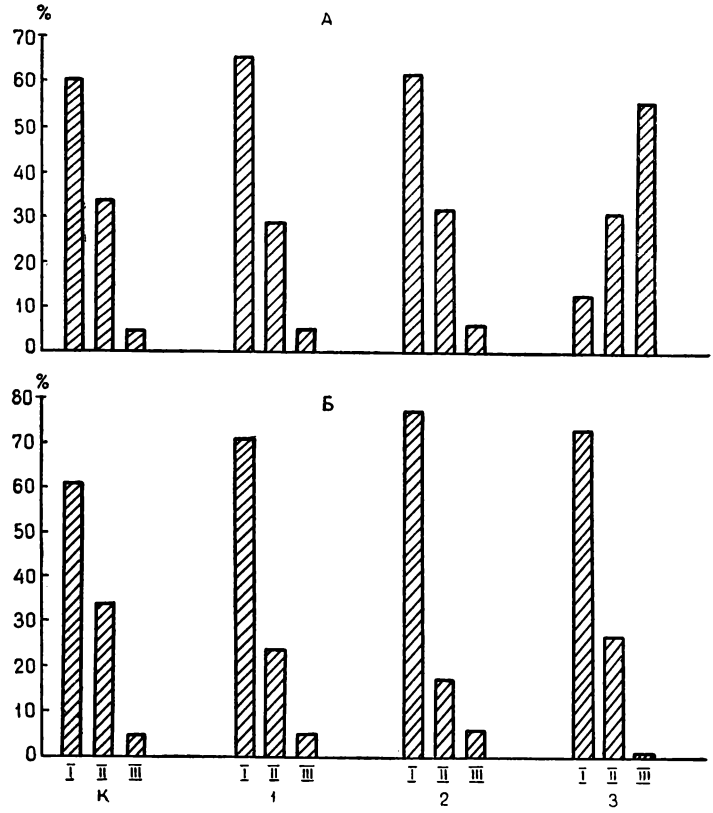

Рис. 5. Процентное участие отдельных ярусов (I, II, III) в общем весе биомассы контрольного сообщества растений (К) и под влиянием слабой (1), средней (2) и сильной (3) доз излучателей.
А — по ярусному распределению контроля; Б — по фактическому составу ярусов.

новятся доминантными в фитоценозе. На рис. 6 приведены данные, показывающие изменение ярусной и видовой структуры фитоценоза в течение вегетационного сезона в контроле и под влиянием разных доз излучателей. Из рисунка видно, что слабые дозы излучателей почти не изменяют общего строения фитоценоза. При сильных же дозах уже с самого начала сообщество значительно изменяется, а к концу вегетации в этом варианте формируется уже совсем иное сообщество, сильно обедненное и с иным распределением видов по ярусам.

§ 18. Изложенный выше материал ясно показывает, какое огромное влияние могут оказывать на фитоценозы попавшие в почву в определенных количествах радиоактивные излучатели. В дальнейшем мы приве-

дем некоторые примеры, иллюстрирующие роль растительных сообществ в определении судьбы этих излучателей в пределах «загрязненных» ими биогеоценозов. Не имея возможности в данной статье подробно останав-

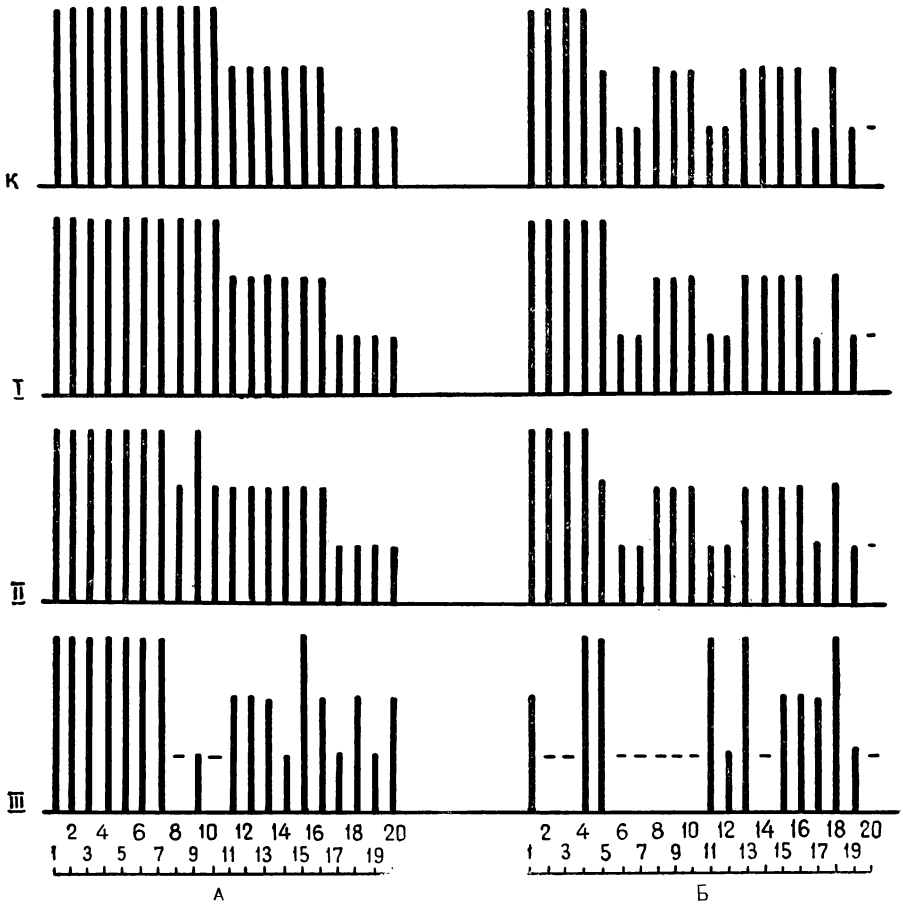

Рис. 6. Перестройки фитоценозов, состоящих из 20 видов растений в течение периода вегетации в контроле (К) и под влиянием слабой (I), средней (II) и сильной (III) доз излучателей. Виды растений расположены в порядке ярусности в контрольном сообществе в начале вегетации. Высокими столбиками обозначены виды первого, средними — виды второго и низкими — виды третьего яруса. А — результат учета в начале вегетации весной; Б — в середине лета.

1 — пшеница; *2* — овес; *3* — ячмень; *4* — вика; *5* — конопля; *6* — чечевица; *7* — рожь; *8* — бобы; *9* — нут; *10* — фасоль; *11* — просо; *12* — многолетние травы; *13* — горох; *14* — соя; *15* — горчица; *16* — гречиха; *17* — клевер; *18* — рыжик; *19* — морковь; *20* — шпинат.

ливаться на роли отдельных видов растений, составляющих фитоценозы, мы покажем лишь поведение излучателей в системе: почва — фитоценоз.

§ 19. В табл. 1 приведены данные по накоплению радиоактивности биомассой однолетнего фитоценоза, выросшего на грядке, содержащей в верхнем двадцатисантиметровом слое почвы 18 *мкюри/м*^{2} радиоактивных осколков урана. Из таблицы видно, что биомасса растений в течение вегетационного сезона накапливает довольно значительную часть содержащейся в почве активности, которая в конце вегетации, с отмиранием зеленой массы, будет отложена в верхний перегнойный слой поч-

Таблица 1

Радиоактивность почвы и растений на грядке, содержащей 18 *мкюри/см²* осколков урана

Объект	*Кюри/кг*	«Коэффициент накопления» *
Почва	$6{,}0\times10^{-5}$	—
Корни растений . . .	$2{,}0\times10^{-5}$	0,33
Надземная масса . .	$5{,}0\times10^{-6}$	0,083
Семена	$1{,}5\times10^{-7}$	0,0025

* «Коэффициент накопления» — отношение радиоактивности в растениях к радиоактивности почвы.

вы. Корневая система растений накапливает радиоактивность на единицу веса больше, чем надземная масса, и чрезвычайно низкая концентрация излучателей наблюдается в семенах. В специальной серии опытов нами изучалось накопление и общий вынос на дневную поверхность биомассой однолетного фитоценоза радиоактивности кобальта (Co^{60}), внесенного на разные глубины почвы и в разные почвенные горизонты. Полученные результаты показывают (рис. 7), что общий вынос радиокобальта на единицу веса биомассы фитоценоза при поверхностном его внесении в почву и внесении на глубину до 30 *см* примерно одинаков; при внесении кобальта в слой почвы на глубину от 30 до 50 *см* вынос его фитоценозом снижается почти вдвое, а с глубины от 50 до 70 *см* он не выносится вовсе. На рис. 8 приведены результаты той же серии опытов, которые показывают зависимость общего выноса радиокобальта био-

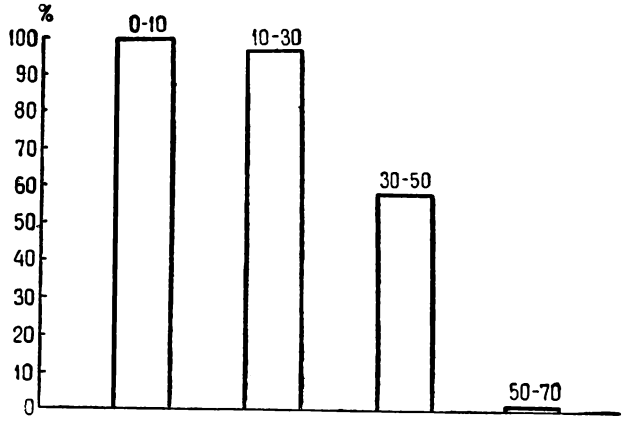

Рис. 7. Вынос радиокобальта фитоценозом на дневную поверхность из разных глубин и горизонтов почвы в процентах от выноса его при поверхностном внесении (0 — 10; 10 — 30; 30 — 50; 50 — 70 — глубина залегания радиоактивного слоя почвы).

массой фитоценоза, с одной стороны, от глубины его внесения в почву и того почвенного горизонта, в который он вносился, а с другой стороны, зависимость от веса биомассы фитоценозов, выросших на делянках разных вариантов опыта. Из рисунка видно, во-первых, что наибольший вынос радиокобальта фитоценозом происходит при поверхностных его внесениях в почву, на глубину до 30 *см*; во-вторых, из почвы с повышенным содержанием гумуса с одной и той же глубины выносится кобальта значительно меньше, чем из других почвенных горизонтов, содержащих мало гумуса, и, в-третьих, вынос зависит от общей биомассы растений, которую успел сформировать данный фитоценоз в течение вегетации. Это

особенно хорошо видно из сравнения верхней и нижней части рис. 8, где показано, что фитоценозы, развившиеся на площадках, содержащих на всей метровой глубине сильно обогащенную гумусом почву, вынесли радиокобальта на дневную поверхность несколько больше, чем фитоценозы других вариантов только благодаря тому, что они почти в шесть раз их превышали по общей биомассе; благодаря более мощному развитию всех видов растений (включая их корневую систему), отдельные

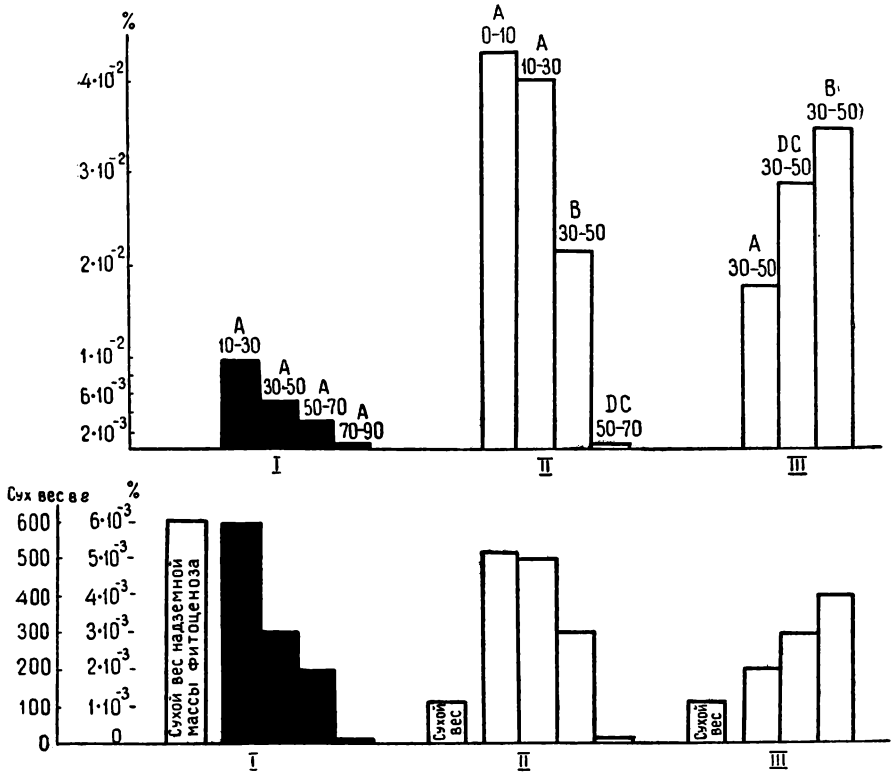

Рис. 8. Вынос радиокобальта фитоценозами на дневную поверхность из разных глубин и горизонтов почвы в процентах от внесенного количества: I — на площадках с богатой гумусом почвой в монолите метровой глубины; II — на луговой черноземовидной почве при естественном размещении почвенных горизонтов; III — на той же почве с искусственным смещением почвенных горизонтов на глубину 30—50 *см*, куда вносился излучатель.

Нижний график показывает фактический вынос, а верхний — вынос излучателя на 1 *кг* веса зеленой массы; буквами обозначены почвенные горизонты, содержащие радиоизотоп.

виды этих фитоценозов продолжали поглощать радиокобальт даже с глубины 50—70 *см*.

§ 20. Чтобы показать участие растительного покрова в горизонтальном перемещении излучателей в почве от места первоначального радиоактивного «загрязнения», в табл. 2 приведены некоторые результаты специальных опытов, методика которых заключалась в следующем. В ящики размером 2×0,8×0,6 *м* насыпалась почва, в которую у одного из торцов ящика вносилось определенное количество того или иного излучателя. Затем одни из этих ящиков (опыт) засевались растительностью, а другие в течение всего вегетационного сезона поддерживались в чистом виде, т. е. без растительного покрова (контроль). После этого на

Таблица 2

Миграция радиоактивных элементов в сантиметрах от места внесения (под влиянием растительного покрова и без него), зафиксированная в конце вегетационного сезона

Элементы	Расстояние от места внесения, *см*		
	Опыт		Контроль
	в почве	в растениях	в почве
Кобальт^{60}	0	15	0
Стронций^{89}	100	110	60
Рутений^{106}	0	80	0
Цезий^{137}	0	80	0
Церий^{144}	140	140	140

разных расстояниях от места внесения излучателя и в разные сроки брались пробы почвы и растений и таким образом прослеживалось распространение излучателей в почве и по растительному покрову. Данные таблицы показывают продвижение радиоизотопов в сантиметрах от места внесения, зафиксированное в конце опыта. Изученные элементы, как видно из таблицы, можно разбить на три группы: а) стронций и церий, перемещающиеся как с почвенными растворами, так и по растительному покрову; б) рутений и цезий, которые не мигрируют в почве, но сравнительно далеко перемещаются от места внесения по корневым системам фитоценоза; в) кобальт, который не только не мигрирует с почвенными растворами, но даже не обнаруживается в установимых

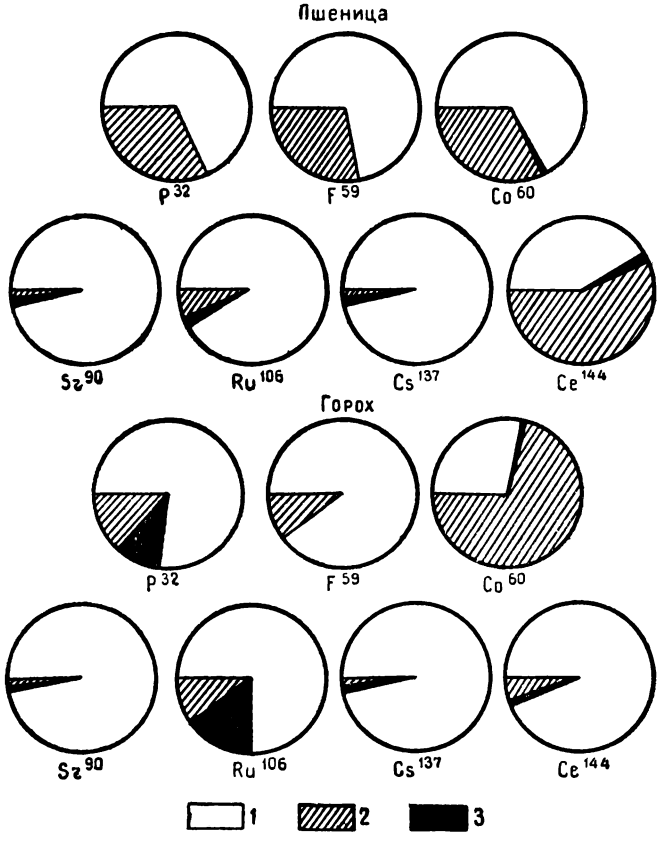

Рис. 9. Распределение радиоактивных элементов в опытах по изучению выделительной способности корневых систем растений пшеницы и гороха (в процентах от найденной активности).
1 — питательный раствор из активной части сосуда; *2* — растение; *3* — питательный раствор из неактивной части сосуда.

количествах в растениях, произрастающих от места внесения дальше 15 *см*.

§ 21. На механизмы миграции радиоактивных элементов по растительному покрову указывает рис. 9, в котором схематично приведены результаты опытов по изучению выделительной способности корневых систем двух видов растений: пшеницы и гороха. В этих опытах растения выращивались в специальных сосудах на жидкой питательной среде, при этом одна половина корневой системы каждого растения находилась в среде, куда дополнительно вносился тот или иной радиоактивный изотоп, а другая — в чистой питательной среде. Через определенное время опыт прекращался и подводился общий баланс распределения изотопа в системе: питательный раствор из радиоактивной части сосуда — растение — питательный раствор из неактивной части сосуда. На основании полученных данных можно судить, с одной стороны, о темпах накопления разных элементов растениями, а с другой,— о темпах их выделения из растения в среду. Из рисунка видно, что как по темпам накопления биомассой, так и по степени выделения различных излучателей в среду, оба изученных вида растений по отношению к большинству излучателей довольно сильно отличаются друг от друга. В общем горох выделяет интенсивнее пшеницы, в то время как последняя (пшеница) несколько сильнее накапливает некоторые изотопы. Резкие качественные различия наблюдаются между этими двумя видами по фосфору и железу, которые сильнее накапливаются пшеницей; по кобальту, который интенсивнее накапливается в горохе; по рутению, который значительно сильнее выделяется горохом, и церию, который сильно накапливается пшеницей. В отношении различных радиоизотопов можно отметить, что железо, несмотря на интенсивное накопление, практически не выделяется из растений; кобальт при интенсивном накоплении почти не выделяется, а цезий (у обоих видов), так же как и стронций, дает весьма слабое накопление и выделение.

IV. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

§ 22. Таким образом, результаты разнообразных опытов целиком подтверждают правильность сформулированных (в § 4—13) основных положений и сводятся к следующему. Радиоактивные излучения оказывают резкое влияние на биомассу, структуру и качественный (видовой) состав фитоценозов. При слабых концентрациях излучателей в почве несколько стимулируется общая биомасса растительного сообщества. С повышением концентрации, благодаря разному характеру и степени воздействия на разные виды, изменяется структура и видовой состав сообщества, весьма сильно меняющийся и обедняемый при высоких концентрациях излучателей в почве (§ 5, 6; 9, 10 и 15—17). В свою очередь, растительный покров влияет как на вертикальную миграцию и перераспределение излучателей в почве (§ 11, 12 и 19), так и на горизонтальную миграцию (§ 12, 13 и 20), которая по отношению к некоторым элементам (кобальт, рутений и цезий) происходит в заметной степени лишь при участии фитоценоза.

§ 23. С точки зрения охраны природы и борьбы с загрязнениями необходимо, следовательно, считаться, с одной стороны, с возможностью количественных и качественных воздействий загрязнений на растительный покров; при этом весьма малые концентрации радиоактивных загрязнений не будут вызывать перестроек и обеднений фитоценозов, а будут даже повышать их биомассу, в то время как более высокие концентрации излучателей в почвах могут повести как к снижению общей

биомассы, так и к обеднению фитоценозов. С другой стороны, заметное влияние фитоценозов на перераспределение и миграцию даже наименее мобильных радиоизотопов следует учитывать с двух точек зрения. Во-первых, как фактор, повышающий дисперсию и горизонтальную миграцию излучателей из центров загрязнения, а во-вторых, при планировании мероприятий по дезактивации загрязненных почв и локализации загрязнений. Подбором травянистых фитоценозов из видов с максимальным выносом данных излучателей в зеленую массу можно, периодически скашивая, сжигая и захороняя эту зеленую массу, ускорить дезактивацию почвы, а путем создания узких пустынных полос (лишенных растительности, перепаханных и засыпанных песком) можно в значительной мере предотвратить дисперсию и вынос в окружающие почвы радиоактивных изотопов из эпицентров загрязнений. Наконец, необходимо считаться с тем, что, благодаря выносу части излучателей на дневную поверхность, зеленая масса фитоценозов с накопленными в ней излучателями может явиться источником инкорпорации радиоактивных изотопов животными и человеком.

ЛИТЕРАТУРА

Алехин В. В. 1938. География растений. Москва, Учпедгиз.

Бреславец Л. П. 1946. Растения и лучи Рентгена. М.— Л., Изд-во АН СССР.

Вальтер Г., Алехин В. В. 1936. Основы ботанической географии. М.—Л., Биомедгиз.

Вернадский В. И. 1926. Биосфера. Л., ГИХИ.

Вернадский В. И. 1929. О концентрации радия живыми организмами. ДАН СССР, сер. А., № 2.

Вернадский В. И. 1934. Очерки геохимии. М., ГИХИ.

Вернадский В. И. 1940. Биогеохимические очерки. М.— Л., Изд-во АН СССР.

Виноградов А. П. 1946. Биогеохимические провинции. Тр. Юбил. сессии, посвящ. В. В. Докучаеву. М., Изд-во АН СССР.

Виноградов А. П. 1950. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М., Изд-во АН СССР.

Виноградов А. П. 1952. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой. Сб. «Микроэлементы в жизни растений и животных». М., Изд-во АН СССР.

Ильинский А. П. 1937. Растительность земного шара. Изд-во АН СССР.

Куликов Н. В. 1957. Работы по экспериментальной биогеоценологии II. Сб. раб. лабор. биофиз. I, Тр. Ин-та биологии Ур. филиала АН СССР, вып. 9.

Куликов Н. В. 1957. Действие осколков урана на биомассу и структуру экспериментального фитоценоза. Бот. журн., т. 42, № 3.

Куликов Н. В. 1958. Действие предпосевного облучения семян гамма-лучами радиокобальта на развитие и урожай томатов. Бюлл. Урал. отд. МОИП, Свердловск, вып. 1.

Лавренко Е. М. 1949. О фитогеосфере. Вопр. географ., Изд-во АН СССР, т. 15.

Лучник Н. В. 1958. Влияние слабых доз излучателей на митоз у гороха. Бюлл. Ур. отд. МОИП, Свердловск, вып. 1.

Порядкова Н. А. 1956. Методика и результаты некоторых опытов по радиостимуляции растений. Биофизика, т. 1, № 7.

Порядкова Н. А. 1958. Действие ионизирующих излучений на рост и урожай гороха. Бюлл. Урал. отд. МОИП, Свердловск, вып. 1.

Порядкова Н. А. 1958. Действие ионизирующих излучений на рост и урожай гороха. Автореферат диссерт., Свердловск.

Сукачев В. Н. 1928. Растительные сообщества. Л., Изд-во АН СССР.

Сукачев В. Н. 1945. Биогеоценология и фитоценология. ДАН СССР, т. 47.

Сукачев В. Н. 1947. Основы теории биогеоценологии. Юбил. Сб. «30-летие Великой Октябрьской соц. революции». М., АН СССР, т. 2.

Сукачев В. Н. 1948. Фитоценология, биогеоценология и география. Тр. II Всес. географич. съезда, т. 1.

Сукачев В. Н. 1949. О соотношении понятий географический ландшафт и биогеоценоз. Вопр. географ., т. 16.

Сукачев В. Н. (руководитель), 1950. Предварительные программы стационарных комплексных биогеоценологических исследований. Землеведение, нов. сер., № 3.

Тимофеев-Ресовский Н. В. 1956. Биофизическая интерпретация явлений радиостимуляции растений. Биофизика, т. 1.
Тимофеев-Ресовский Н. В. 1957. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии. Бот. журн. т. 42, № 2.
Тимофеев-Ресовский Н. В. и Лучник Н. В. 1958. Радиобиология. Всес. конф. по применению изотопов и ядерных излучений, М., АН СССР.
Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А., Макаров Н. М. и Преображенская Е. И. 1957. Проблема радиостимуляции растений. I. Сб. работ лаб. биофиз. I, Тр. Ин-та биологии Ур. филиала АН СССР, вып. 9.
Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А., Сокурова Е. Н. и Тимофеева-Ресовская Е. А. 1957. Работы по экспериментальной биогеоценологии, 1. Сб. работ лаб. биофиз. I. Тр. Ин-та биологии Ур. филиала АН СССР, вып. 9.
Тимофеева-Ресовская Е. А. 1958. О скорости подводного обрастания (образования перифитона) в присутствии слабых концентраций излучателей. Бюлл. Урал. отдел. МОИП, вып. I. Свердловск.
Тимофеева Н. А. и Титлянова А. А. 1959. Сорбция микроколичеств химических элементов почвой. Бюлл. Урал. отдел. МОИП, вып. 2.
Титлянова А. А. и Тимофеева Н. А. 1959. Поведение микроколичеств химических элементов в почвах. Почвоведение, № 3.
Титлянова А. А. и Тимофеева Н. А. Сорбция радиоактивных изотопов почвой (статья в настоящем сборнике).

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

ВЫП. 22 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1962

Е. А. ТИМОФЕЕВА-РЕСОВСКАЯ,
Б. М. АГАФОНОВ и Н. В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ

О СУДЬБЕ РАДИОИЗОТОПОВ В ВОДОЕМАХ

I. ВВЕДЕНИЕ

§ 1. Водоемы, наряду с почвами и населяющими их фитоценозами представляют наибольший интерес в отношении судьбы излучателей, попадающих в природные биогеоценозы (Сукачев, 1945, 1947, 1948, 1949, 1950; Тимофеев-Ресовский, 1957; Тимофеев-Ресовский, Порядкова, Сокурова и Тимофеева-Ресовская, 1957). Кроме того, изучение миграции, распределения и концентрации радиоактивных изотопов в основных живых и косных компонентах водоемов является особенно важным для понимания процессов естественной биологической очистки радиоактивно загрязненных промышленных и сточных вод (Агафонов, 1956; Тимофеев-Ресовский, 1957; Тимофеева-Ресовская, 1956, 1957). Наконец, с точки зрения охраны природы и разработки общих принципов развития разумных взаимоотношений между развивающейся промышленностью и естественными (в особенности биологическими) производительными силами Земли, природные воды, в частности пресноводные водоемы, являются, с одной стороны, наиболее угрожаемыми и быстрее всего подвергающимися загрязнениям и интоксикациям, а с другой стороны, одними из наиболее ценных и в первую очередь подлежащих охране природных объектов.

§ 2. В настоящей статье будут, на основании проведенных до сих пор в нашей лаборатории опытов, кратко описаны: а) основные черты распределения важнейших радиоактивных изотопов по главным компонентам пресноводных водоемов (вода, грунт и биомасса); б) концентрация и накопление их различными представителями пресноводной флоры и фауны и в) экспериментальные основы биологического метода дезактивации радиоактивно загрязненных вод в слабо проточных водоемах.

II. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ИЗЛУЧАТЕЛЕЙ ПО ОСНОВНЫМ КОМПОНЕНТАМ ВОДОЕМА

§ 3. Изучение распределения различных радиоактивных изотопов между водой, грунтом и биомассой водоема производится следующим образом. В водоем того или иного размера (аквариум с грунтом, расте-

ниями и планктоном, слабопроточные или непроточные более крупные баки, небольшие экспериментальные пруды) однократно или повторно вносится в воду тот или иной радиоактивный изотоп в слабой концентрации (0,1—25 *мккюри/л* воды). Как при однократном, так и при повторном внесении или пропускании радиоактивного раствора через слабопроточные водоемы, через определенное время устанавливается некоторое статическое равновесие между концентрациями радиоактивного изотопа в воде, грунте и биомассе, типичное для каждого данного химического элемента или группы элементов. В лабораторных и полулабораторных опытах с аквариумами и небольшими водоемами в конце опыта может быть произведен полный баланс радиоактивности: взвешивается общее количество воды, грунта и биомассы водоема, на ряде аликвотных проб измеряется концентрация радиоизотопа в этих компонентах и, путем простого расчета (зная общий вес компонента и концентрацию в нем радиоизотопа) определяется общее содержание радиоизотопа в воде, грунте и биомассе водоема. Вес каждого компонента водоема и содержание радиоизотопа в воде, грунте и биомассе выражается в процентах, соответственно, от общего веса и общего содержания радиоизотопа суммы всех компонентов. Такая обработка результатов этих опытов дает ясное представление об общем характере распределения изучаемых радиоактивных изотопов между водой, грунтом и биомассой пресноводного водоема.

§ 4. В отношении распределения между водой, грунтом и биомассой водоемов до сих пор нами изучены радиоактивные изотопы фосфора, серы, железа, кобальта, цинка, германия, стронция, иттрия, циркония, ниобия, рутения, йода, цезия и церия. Каждый из этих элементов имеет свои характерные особенности поведения в водоеме. Однако по общему характеру распределения по компонентам водоемов, они могут быть разбиты на 4 основные группы: а) гидротропные (остающиеся в относительно высоких концентрациях в воде); б) равномерно распределяющиеся (к концу опыта содержащиеся в заметных концентрациях как в воде, так и в грунте и биомассе); в) педотропные (т. е. содержащиеся к концу опыта в наибольшем количестве в грунте) и г) биотропные (т. е. в большем количестве поступающие в биомассу). Типичным представителем первой (гидротропной) группы является сера; к ней же относится, в до сих пор изученных химических формах, германий. Вторая группа (равномерная) представлена стронцием и рутением, которые, хотя и накапливаются в заметных количествах в биомассе, но благодаря меньшему, по сравнению с большинством других элементов, накоплению в грунте, остаются в заметных количествах в воде. Третья группа (педотропная) представлена цезием и к ней же относится цинк и отчасти железо и кобальт; в воде их остается очень мало, основная

Таблица 1

Распределение радиоизотопов по основным компонентам водоемов

Радиоизотопы	Компоненты водоема		
	вода	грунт	биомасса
Фосфор-32	6,0	33,4	60,6
Сера-35	92,0	2,2	5,8
Железо-59	2,8	79,6	17,6
Кобальт-60	22,0	58,0	20,0
Цинк-65	4,4	76,7	18,9
Германий-71	69,8	27,6	2,6
Стронций-90	47,9	26,3	25,8
Иттрий-91	12,0	49,0	39,0
Цирконий-95	13,0	43,0	44,0
Ниобий-95	20,1	44,3	35,6
Рутений-106	26,3	44,3	29,4
Йод-131	12,4	29,0	58,6
Цезий-137	5,8	91,7	2,5
Церий-144	8,0	37,0	55,0
Распределение масс компонентов	84,05	15,90	0,05

же масса этих элементов концентрируется в грунте. Наконец, типичными представителями четвертой (биотропной) группы являются церий, а также фосфор, иттрий, цирконий и ниобий; эти элементы в особенно большом количестве концентрируются в биомассе. В табл. 1 приведено процентное распределение 14 различных радиоизотопов между водой, грунтом и биомассой водоемов, а на рис. 1 наглядно изображено распределение типичных представителей (сера, стронций, цезий и церий) вышеупомянутых четырех типов распределения. Как в таблице, так и на рисунке, наряду с процентами радиоактивности, содержащейся в воде, грунте и биомассе, приведены и веса этих компонентов в процентах общего веса всей воды, грунта и биомассы водоема. По весу на первом месте стоит вода, а биомасса составляет лишь долю процента от общего веса всей системы; по радиоактивности же во всех случаях процентное участие биомассы значительно, а иногда неизмеримо выше, чем по весу. Из этого следует, что живые организмы обладают большой способностью концентрировать и накапливать микроэлементы из водного раствора; это составляет предмет описываемых ниже специальных опытов по определению коэффициентов накопления различных радиоактивных изотопов разными группами и видами пресноводных организмов.

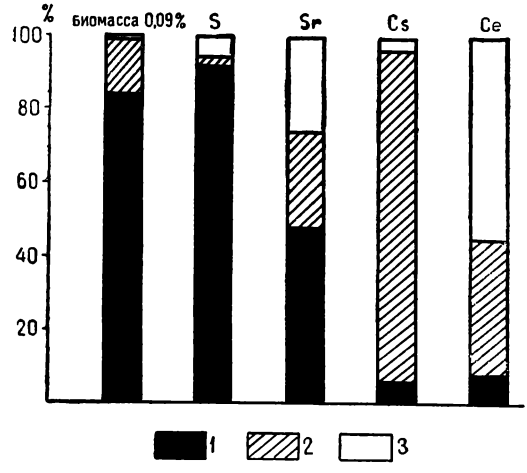

Рис. 1. Распределение радиоактивных изотопов серы, стронция, цезия и церия между водой, грунтом и биомассой водоемов в процентах от общей радиоактивности. Первый столбик — распределение массы этих компонентов в процентах от общего веса.

1 — вода; *2* — грунт; *3* — биомасса.

§ 5. Мы еще относительно мало знаем о различных механизмах, определяющих тот или иной тип распределения элементов по компонентам водоемов. Совершенно ясно, что тип распределения в первую очередь определяется; а) физико-химической формой, в которой данный радиоизотоп попадает в природную воду; б) химическим составом и активной реакцией природных вод и в) характером связей (поверхностно-адсорбционные, ионные, химические, комплексные и т. д.), в которые радиоизотоп вступает с твердыми фазами грунтов и живых организмов, а также динамикой этих процессов. По отношению к стронцию ясна роль кальция, содержащегося в воде, грунтах и биомассе, с которым стронций легко вступает в ионный обмен; недотропность цезия, кобальта, железа и цинка, возможно, объясняется крепостью и необратимостью соединений этих элементов с твердыми минеральными и органическими фазами грунтов при микроконцентрациях (Титлянова и Тимофеева, 1959). Высокие-коэффициенты накопления в биомассе объясняются «асимметричным обменом», т. е. относительной легкостью поступления микроколичеств химических элементов в организм и весьма медленным их выделением; возможно, что частично это объясняется прочным связыванием их присутствующими в организмах биокомплексонами (Семенов, 1957, 1958; Тимофеева-Ресовская и Тимофеев-Ресовский, 1959). Дальнейшее точное изучение сорбции и десорбции различных радиоизотопов в

грунтах и почвах, а также коэффициентов накопления различными организмами при разных условиях поможет в будущем выявить основные механизмы и закономерности, управляющие судьбой и распределением различных излучателей, попадающих в водоемы. Например, в опытах с изменениями pH воды оказалось, что на распределение стронция и церия отклонение pH от нормы как в кислую сторону (особенно по отношению к стронцию), так и в щелочную (особенно по отношению к церию) довольно резко влияет на распределение, оставляя больший процент радиоактивности в воде. На распределение цезия, однако, вариации pH в тех же пределах не оказывают существенного влияния.

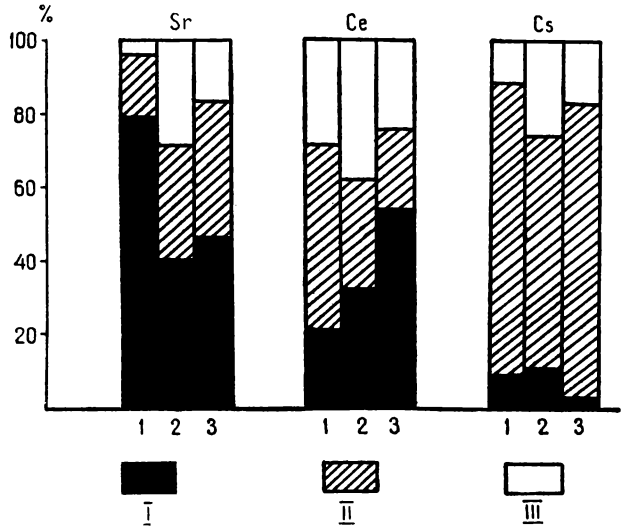

Рис. 2. Распределение радиоактивных изотопов стронция, цезия и церия между водой, грунтом и биомассой водоемов в процентах от общей радиоактивности при различных pH воды.

1 — «кислая серия» (pH = 6,0 — 6,5); *2* — «нормальная серия» (pH = 8,0 — 8,5); *3* — «щелочная серия» (pH = 9,0 — 9,5). *I* — вода; *II* — грунт; *III* — биомасса.

Результаты этих опытов изображены на рис. 2. Установление таких чисто эмпирических обобщений, как приведенные выше типы распределения, для достаточного числа практически наиболее важных радиоизотопов уже позволяет, до известной степени, делать приближенные прогнозы их судьбы при попадании в водоем.

§ 6. Следует, наконец, подчеркнуть, что через относительно большие отрезки времени после прекращения поступления радиоизотопов в водоем, постепенно возрастает их количество в поверхностных слоях донных отложений; они все время поступают туда с детритом, осаждающимися неорганическими частицами и более крупными остатками отмирающей биомассы. Параллельно, конечно, происходит постоянное частичное перераспределение: в незначительном количестве обратное поступление в водный раствор (весьма различное для разных элементов), а также новое накопление из донных отложений укореняющимися растениями и организмами бентоса. Новые поступления в биомассу, по мере ее отмирания, опять возвращаются в донные отложения, и лишь ничтожная часть выносится из водоема имагинальными стадиями вод-

ных насекомых и различными животными (преимущественно птицами), питающимися живыми организмами, населяющими водоем, и их органическими остатками. В результате постоянного протекания такого неполного круговорота происходит постепенное захоронение практически почти всей радиоактивности в донных отложениях. Само собой разумеется, что этот процесс захоронения протекает сравнительно быстро для радиоизотопов, принадлежащих к третьей и четвертой из упомянутых выше групп (§ 4), медленнее для второй и еще медленнее для элементов первой группы.

III. КОЭФФИЦИЕНТЫ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ ПРЕСНОВОДНЫМИ ОРГАНИЗМАМИ

§ 7. Выше уже упоминалось, что концентрация всех изученных радиоизотопов оказывается в биомассе выше, а для большинства много выше, чем в грунте и в воде (§ 4). Из этого следует, что живые организмы обладают в высокой степени способностью концентрировать и накапливать все, или почти все химические элементы, находящиеся в воде в ничтожных концентрациях; по отношению к естественным радиоактивным изотопам это уже 30 лет назад было показано В. И. Вернадским (Вернадский, 1929; Вернадский и Виноградов, 1931; Бруновский и Кунашева, 1935). То же самое следует из проводившихся в разное время и разными исследователями определений концентраций различных химических элементов в воде и в разных водных организмах; концентрации всех редких и рассеянных элементов природных вод оказываются в организмах во много раз выше, чем в воде (Виноградов, 1935—1944; Зенкевич, 1951; Зернов, 1949). По отношению к радиоактивным изотопам, применяя метод меченых атомов, можно легко и точно устанавливать степень и темпы их накопления различными живыми организмами. Степень накопления определенного радиоизотопа данным видом пресноводных организмов можно количественно выражать в виде коэффициента накопления, являющегося отношением концентраций данного радиоизотопа в организме и в воде (т. е. показывающего, во сколько раз концентрация в организме выше, чем в воде). Коэффициенты накопления, таким образом, показывают, на каком уровне (благодаря упоминавшемуся в § 5 «асимметричному обмену») может поддерживаться разница в концентрациях данных микроэлементов в организме и окружающей воде. Определяются коэффициенты накопления весьма просто: либо однократным внесением в воду аквариума данного радиоизотопа, либо поддержанием в воде определенной низкой концентрации радиоизотопа, с последующими измерениями его концентраций в воде и в живых организмах до установления некоторого динамического равновесия между этими концентрациями.

§ 8. Вышеописанным методом в нашей лаборатории определялись коэффициенты накопления 14 различных радиоизотопов в целом ряде опытов на водных бактериях, водорослях, сообществах перифитона, высших водных растениях и некоторых пресноводных беспозвоночных (Тимофеева-Ресовская, Попова и Поликарпов, 1958; Тимофеева-Ресовская и Тимофеев-Ресовский, 1958; Тимофеева-Ресовская, Тимофеева и Тимофеев-Ресовский, 1958; Милютина и Тимофеева-Ресовская, 1959; Гецова, Ляпунова, Поликарпов и Тимофеева-Ресовская, 1961; Гецова и Волкова, 1961; Жарова, 1961; Субботина и Тимофеев-Ресовский, 1961). Для некоторых видов определены коэффициенты накопления лишь немногих отдельных радиоизотопов, а для германия и йода определены коэффициенты накопления лишь несколькими отдельными ви-

дами пресноводных организмов. Результаты более обширных систематических и повторных опытов с радиоизотопами 15 различных химических элементов (фосфора, серы, железа, кобальта, цинка, стронция, иттрия, циркония, ниобия, рутения, цезия и церия) на 30 видах пресноводных растений и 17 видах пресноводных беспозвоночных приведены в табл. 2 и 3. Из этих таблиц видно, что: а) коэффициент накопления у водных растений, от бактерий до высших, в общем значительно выше, чем у пресноводных животных; б) коэффициенты накопления разных элементов в среднем по всем изученным организмам весьма резко отличаются

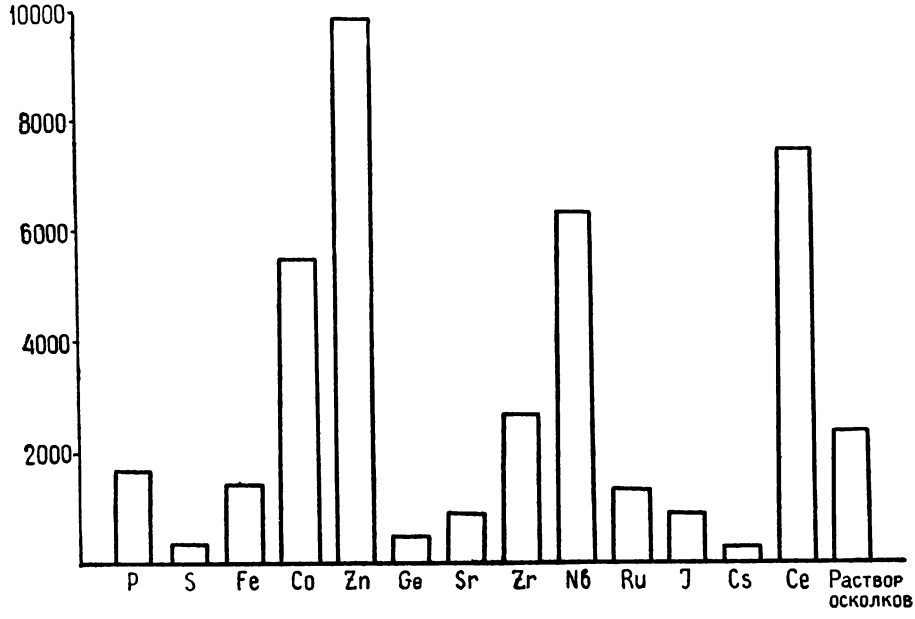

Рис. 3. Коэффициенты накопления различных радиоизотопов пресноводным растением *Elodea canadensis*.

друг от друга, варьируя, например, для серы от единиц до нескольких сотен, а для церия и иттрия от сотен до десятков тысяч (среди других фосфор, железо, цинк, цирконий и ниобий дают в большинстве случаев высокие и кобальт несколько более низкие, а стронций, рутений и, в особенности, цезий еще более низкие коэффициенты накопления); в) в среднем по коэффициентам накопления разные виды и группы организмов могут сильно отличаться друг от друга (например, ряска и элодея, аплекса и анадонта), а некоторые виды выделяются среди близких особенно высокими коэффициентами накопления по отдельным определенным элементам (например, бактерии *Lemna* и *Radix ovata* по церию, *Chara* по цирконию, *Aplexa* по фосфору, *Stigeoclonium, Bithynia, Diaptomus* и *Chydorus* по цезию, *Stigeoclonium* и *Limnaea* по стронцию). На рис. 3 и 4 наглядно, в виде колонок, изображены различия по коэффициентам накопления между разными радиоизотопами у элодеи (рис. 3) и у прудовика (рис. 4).

§ 9. Мы еще далеки от ясного представления о тех конкретных механизмах, которые определяют коэффициенты накопления разных элементов различными видами живых организмов. Следует, однако, отметить известный параллелизм между упоминавшимися выше (§ 4) типами

Таблица 2

Средние коэффициенты накопления различных радиоизотопов разными пресноводными растениями

Организмы	Сера-35	Кальций-45	Железо-59	Кобальт-60	Цинк-65	Германий-71	Рубидий-86	Стронций-90	Иттрий-91	Цирконий-95	Ниобий-95	Рутений-106	Йод-131	Цезий-137	Церий-144
Водные бактерии	—	—	—	—	—	—	—	440	—	—	—	855	—	100	11395
Scenedesmus quadricauda, Breb.	—	—	—	—	—	—	—	130	—	—	—	3000	—	280	20700
Stigeoclonium sp.	—	—	—	—	—	—	—	1910	—	—	—	2555	—	1230	35600
Cladophora glomerata (L. Kutz.)	165	335	31500	1985	3900	—	2275	960	—	—	—	1220	—	1015	2655
Spirogyra sp.	795	175	3120	5640	31500	—	2325	450	—	—	—	2560	—	1920	11880
Chara sp.	85	480	—	—	4600	—	—	350	3790	3840	8020	815	—	200	4120
Chara aspera Wild.	45	345	—	—	2270	—	170	280	5825	6920	12850	1200	—	180	6800
Chara fragilis Desw.	60	330	15500	7425	2860	—	—	400	6335	14150	4885	3750	—	365	19510
Ricciocarpus natans L.	—	285	—	—	19000	—	2875	590	20425	8560	20500	2430	—	715	9800
Fontinalis sp.	—	—	—	—	—	—	—	360	—	—	—	3320	—	1020	9650
Ranunculus conferoides	—	285	—	—	2460	130	1305	465	—	6790	11430	1550	—	765	7880
Myriophyllum spicatum L.	40	220	530	3500	3980	245	420	445	4710	1965	6000	885	410	295	4100
Ceratophyllum demersum L.	55	215	4510	4665	4740	105	645	510	920	5280	2340	1900	510	300	11250
Lythrum sp.	—	—	—	—	—	—	—	50	—	—	—	—	—	185	—
Cicuta virosa L.	—	—	—	—	—	—	—	130	—	—	—	165	—	140	—
Utricularia vulgaris L.	30	185	—	—	3900	—	1285	665	6935	2800	16500	1885	—	340	6050
Typha angustifolia L.	—	—	—	—	—	—	—	25	—	—	—	—	—	20	—
Calta palustris L.	—	—	—	—	—	—	—	45	—	—	—	210	—	70	—
Lemna minor L.	200	235	9050	3900	8250	—	1230	400	4425	6930	6670	2810	285	2405	15000
Lemna trisulca L.	75	250	—	—	28300	—	1365	315	6170	3660	15890	2920	—	940	10500
Lemna polyrrhyza L.	95	290	—	—	6100	—	1170	590	8435	6180	5200	3325	—	1050	5520
Potamogeton natans L.	—	—	—	—	—	—	—	670	—	—	950	1055	—	205	1370
Potamogeton compressus L.	—	—	—	—	—	—	665	1020	—	—	3800	1190	—	115	2435
Potamogeton filiformis Pers.	50	425	—	—	8060	—	685	585	11670	2445	725	1990	—	185	3255
Potamogeton perfoliatus L.	65	485	—	—	5800	—	310	685	4740	1725	1110	750	105	195	1925
Elodea canadensis Rich.	105	500	4735	3490	3110	705	500	805	2120	3600	5040	1125	535	285	5300
Vallisneria spiralis L.	—	—	—	—	—	—	—	220	—	—	—	270	—	360	7100
Stratiotes aloides	—	—	—	—	—	—	—	615	—	—	—	—	—	375	—
Hydrocharis morsus ranae L.	120	410	—	—	6900	—	975	415	5000	1535	2925	885	—	535	2485
Осока	95	330	6865	4595	7245	350	950	160	6535	4925	5440	—	370	100	—

Таблица 3

Средние коэффициенты накопления различных радиоизотопов разными пресноводными беспозвоночными животными

Организмы	Фосфор-32	Сера-35	Железо-59	Кобальт-60	Цинк-65	Германий-71	Рубидий-86	Стронций-90	Иттрий-91	Цирконий-95	Ниобий-95	Рутений-106	Йод-131	Цезий-137	Церий-144
Моллюски															
Herpobdella sp.	—	4	330	275	125	—	—	8	145	90	480	30	—	10	125
Anodonta cellensis	165	—	—	1090	—	—	—	85	—	455	275	170	—	90	370
Limnaea stagnalis	2530	—	125	325	155	70	75	3100	2020	270	420	130	20	215	2180
Radix auricularia	1740	—	—	—	220	—	—	60	—	—	—	100	—	550	1050
Radix ovata	2400	—	—	—	—	—	—	320	—	—	—	295	—	390	7130
Galba palustris	20800	—	—	—	—	—	—	585	—	—	—	100	—	—	—
Bithynia leachi	3180	—	—	—	345	—	—	120	—	—	—	340	—	1360	3300
Aplexa hypnorum	35600	35	720	1380	165	—	—	505	—	530	—	290	—	510	7220
Ракообразные															
Diaptomus graciloides	—	—	—	—	—	—	—	90	—	1660	—	1670	—	1270	6460
Mesocyclops sp.	—	—	—	—	—	—	—	170	—	—	—	710	—	530	—
Chydorus sphaericus	—	—	—	—	—	—	—	370	—	—	—	2250	—	1020	—
Gammarus pulex	85	—	—	1100	1820	65	290	400	—	—	—	440	—	235	1580
Личинки насекомых:															
стрекоз	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	125	—	105	2870
ручейников	—	5	1170	9550	—	—	—	225	—	960	—	980	—	165	1220
комаров	—	—	—	—	—	—	—	1015	—	—	—	1585	—	195	3500
Рыба — гибрид (карп × амурский сазан)	—	—	—	60	—	6	135	160	—	—	—	80	10	55	820
Головастик *Rana*	—	—	—	—	—	630	—	210	—	—	—	1510	1275	—	70100

распределения и средними коэффициентами накопления различных элементов; первая, гидротропная группа элементов (сера) дает весьма низкие коэффициенты накопления; биотропные и часть педотропных металлов дают весьма высокие, а остальные средние коэффициенты накопления. Естественно, что такие сложные и комплексные системы, какими являются системы минерального обмена живых организмов, дают целый ряд «исключений» из общей феноменологической закономерности; эти исключения выражаются в наличии среди живых организмов «специфических накопителей» почти любых отдельных элементов (§ 8). Нахож-

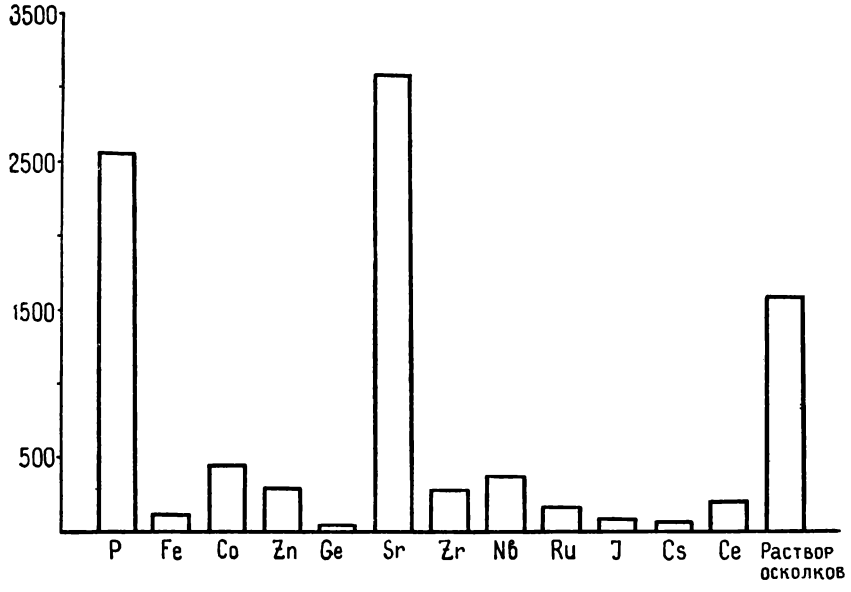

Рис. 4. Коэффициенты накопления различных радиоизотопов прудовиком *Limnaea stagnalis*.

дение таких «специфических накопителей» среди различных видов живых организмов представляет большой интерес с точки зрения использования их в качестве биоиндикаторов наличия в окружающей среде ничтожных концентраций определенных элементов, а, может быть, в будущем и для своего рода промышленно-биологического добывания некоторых рассеянных и редких элементов.

§ 10. Изучение влияния ряда сопутствующих факторов (таких, как физико-химическая форма попадающих в воду радиоизотопов, химический состав и pH воды, присутствие комплексонов и т. д.) на коэффициенты накопления, которое позволит в будущем детально разобраться в определяющих последние механизмах, лишь начинается. Однако опыты по влиянию прибавленного в воду комплексона трилона-Б (этилендиаминтетраацетата или ЭДТА) на коэффициенты накопления различных элементов пресноводными организмами, дали уже теоретически, а может быть и практически, небезынтересные результаты, наглядно изображенные на рис. 5 (Тимофеева-Ресовская и Тимофеев-Ресовский, 1959; Тимофеев-Ресовский и Тимофеева-Ресовская, 1959). Эти опыты проводились с 10 радиоизотопами (серы, железа, кобальта, цинка, стронция, иттрия, ниобия, рутения, цезия и церия) на 4 видах различных водных растений (хара, ряска, роголистник и элодея) и малых ложноконских пиявках. Все эти опыты дали совершенно сходные, отли-

чающиеся лишь по абсолютным значениям, результаты, усредненные на рис. 5. На этом рисунке изображены (в логарифмическом масштабе) положительные (вверх от горизонтальной линии) или отрицательные (вниз) отклонения коэффициентов накопления при прибавлении в воду ЭДТА, в процентах от соответствующих значений этих коэффициентов в его отсутствии (контроль, принятый за 100% и изображенный горизонтальной линией). Из этого рисунка ясно видно, что все изученные элементы разбиваются на 4 группы: а) стронций и цезий, коэффициенты накопления которых в присутствии ЭДТА повышаются в 2—3 раза;

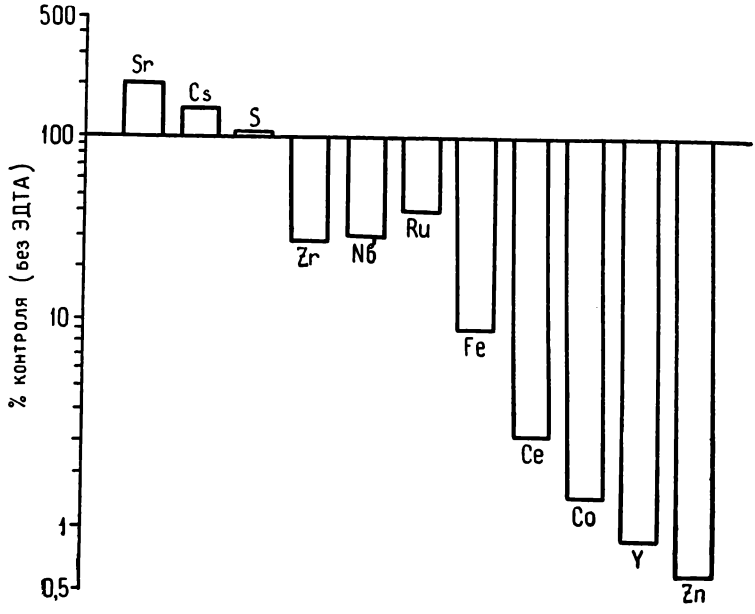

Рис. 5. Влияние комплексона ЭДТА на коэффициенты накопления. Усредненные данные — из опытов с элодеей, роголистником, ряской, харой и малой ложноконской пиявкой.

б) сера, не реагирующая на ЭДТА; в) цирконий, ниобий и рутений, коэффициенты накопления которых в присутствии ЭДТА снижаются в 1,5—2 раза, и г) железо, кобальт, цинк, иттрий и церий, коэффициенты накопления которых в присутствии ЭДТА снижаются в десятки и даже сотни раз. Теоретически эти результаты нетрудно интерпретировать. С элементами последней группы ЭДТА образует весьма устойчивые и легко воднорастворимые комплексные соединения; они в этой форме делаются весьма мобильными и не задерживаются, т. е. не накапливаются в организме, благодаря чему их коэффициент накопления в присутствии ЭДТА резко снижается. Сера, будучи и без того гидротропным элементом и не образуя устойчивых соединений с ЭДТА, никак не реагирует на присутствие последнего в воде. Остальные элементы образуют с ЭДТА соединения, значительно менее устойчивые, чем комплекс кальций — ЭДТА; поэтому ЭДТА переводит присутствующий в воде и живых организмах кальций в легко воднорастворимое мобильное комплексное соединение, а в результате вызванного этим нарушения нормального кальциевого обмена стронций и цезий накапливаются более, а цирконий, ниобий и рутений несколько менее энергично. Практически это мо-

жет иметь значение для ускорения дезактивации воды от радиоизотопов стронция и цезия путем прибавления в водоем трилона-Б (технический препарат ЭДТА, применяемый в водопроводном деле для «смягчения» воды).

§ 11. Таким образом, как распределительные опыты (§ 4, 5), так и опыты по изучению коэффициентов накопления различных радиоизотопов пресноводными организмами (§ 8, 9) приводят к заключению, что (как уже указывалось выше, в § 6) вода должна постепенно, в результате постоянно протекающих процессов накопления биомассой и грунтами, очищаться от попадающих в водоем радиоизотопов. Последние с течением времени захораниваются в образующихся донных отложениях.

IV. ДЕЗАКТИВАЦИЯ ВОДЫ В СЛАБОПРОТОЧНЫХ ВОДОЕМАХ

§ 12. На основании результатов изучения сорбции радиоизотопов грунтами и почвами (Титлянова и Тимофеева, ст. в настоящем сборнике), а также вышеприведенных опытов по распределению радиоизотопов по компонентам водоемов (§ 3, 6) и по их накоплению пресноводными организмами (§ 7—11), естественно возникает мысль о возможности биологической дезактивации радиоактивно загрязненных вод. Для проверки этого предположения нами проводился целый ряд опытов в полулабораторных сериях слабопроточных бачков и в слабопроточных небольших прудах.

§ 13. Опыты в сериях бачков проводились с радиоактивными изотопами серы, железа, кобальта, цинка, стронция, иттрия, циркония, ниобия, рутения, цезия и церия, а также с выдержанным неразделенным раствором осколков урана. Методика этих опытов очень проста. Серии из 5—10 бачков (емкостью в 45 или 90 литров) соединяются верхним стоком. Во все бачки помещается определенное количество грунта (озерный песок с прослойкой плодородной почвы), они засаживаются водными растениями (элодея, роголистник, уруть и т. д.), наливаются водой, в которую прибавляется некоторое количество озерного или прудового планктона, и пускаются различные водные беспозвоночные. «Заряженные» таким образом бачки оставляются в течение некоторого времени (пара недель) стоять для сформирования в них более или менее устойчивых биоценозов. Затем, в течение 1—6 месяцев через соответствующую серию ежедневно пропускается определенное количество (от 1/30 до 1/60 от общего количества воды в серии) слабой концентрации (от 1 до 25 *мккюри/л*) раствора того или иного радиоизотопа. Ежедневно (а к концу долгосрочных опытов реже) из всех бачков серии берутся пробы воды для измерения радиоактивности. После окончания опыта производится полный баланс радиоактивности во всех бачках серии: определяется количество воды, вес грунта, вес водных растений, вес перифитона, планктона и детрита, вес животных; и во всех этих компонентах определяется концентрация радиоактивности и вычисляется ее общее количество. Конечно, в течение всего опыта измеряется и количество вытекающей из последнего бачка воды и определяется концентрация в ней радиоактивности, если таковая обнаруживается (Агафонов, 1956, 1958; Агафонов, Долгих, Савченко и Тимофеев-Ресовский, 1961).

§ 14. Результаты всех проведенных до сих пор опытов в слабопроточных сериях бачков сводятся к следующему. Большинство радиоизотопов, если скорость протока не превышает 1/30 общего объема воды в серии бачков в сутки, в течение всего опыта (за время которого сменяется весь объем воды в серии, а иногда и несколько раз) не проходит

через серию, так что вытекающая из последнего бачка вода оказывается чистой. Это относится к железу, кобальту, цинку, иттрию, цирконию, ниобию, цезию и церию. При тех же условиях стронций и рутений проходят через серию в количестве нескольких процентов, а сера в еще большем количестве (11%). При изменении режима, сводящегося к еще большему замедлению протока (если суточный сброс не превышает 1/60 общего объема воды в серии) стронций и рутений также практически целиком задерживаются в серии бачков, не обнаруживаясь в вытекающей из последнего бачка воде. Концентрации радиоактивности в воде последовательных бачков серии из опытов с различными радиоизотопами изображены графически на рис. 6. Естественно, что концентрация радиоактивности в воде, а также в грунте и биомассе

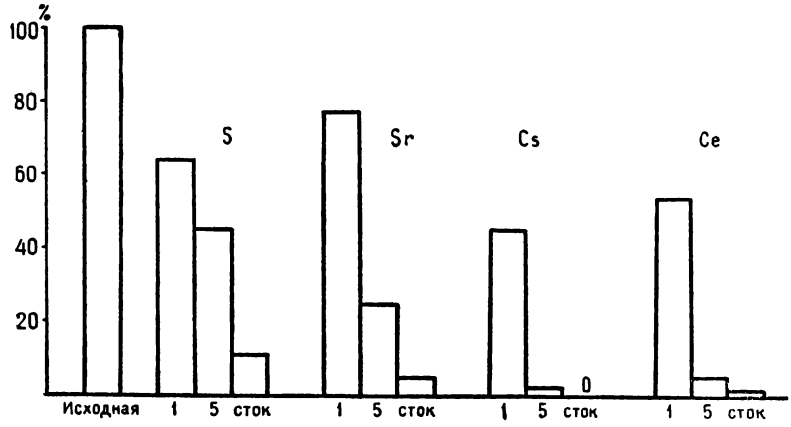

Рис. 6. Радиоактивность воды из первого и пятого бачков и стока из серии в опытах с серой, стронцием, цезием и церием в процентах от исходной радиоактивности раствора.

резко падает от первого к последующим бачкам серии. По типу распределения между компонентами последовательные бачки в опытах с растворами отдельных радиоизотопов (несмотря на резкую разницу в концентрациях между первым, средним и последним бачками серии) существенно не отличаются друг от друга и соответствуют тем типам распределения, которые для разных радиоизотопов были ранее уже описаны (§ 4). Соответственно все бачки серии в этих опытах принимают примерно одинаковое участие в очистке воды, выражающееся в том, что все задерживают приблизительно одинаковый процент от поступающей в каждый бачок радиоактивности. Несколько иначе обстоит дело со смесью осколков урана: здесь первый и отчасти второй бачок задерживают больший процент от поступающей в них активности, чем последующие. Это просто объясняется различной био- и педотропностью разных элементов, входящих в смесь, благодаря чему в первых бачках преимущественно задерживаются хорошо концентрируемые грунтом и биомассой элементы, а в последующие бачки поступает менее «благоприятная», с точки зрения очистки воды, смесь. Нечто сходное (несколько лучшая «работа» первых бачков) наблюдается и в опытах с рутением и церием, элементами всегда присутствующими в растворе в разных и в разной степени сорбируемых твердыми фазами формах. Опыты с неразделенным раствором осколков урана, несмотря на присутствие в них в известном проценте стронция и рутения, также дают,

даже в долгосрочных опытах, практически полную дезактивацию воды, проходящей через серию бачков. Несколько лучшие результаты получаются, если первый бачок серии (в который поступает наиболее высокая концентрация излучателей) вдвое больше остальных. Очистка воды много лучше в сериях из ряда отдельных связанных друг с другом верхним стоком бачков, чем в одном водоеме, по общему объему равном всей серии; это объясняется наличием в серии отдельных водоемов, чисто механических преград для быстрой диффузии и механического перемешивания взвесей между высоко активным местом втока и слабо активным местом стока.

§ 15. Так же, как и в отношении изучения коэффициентов накопления (§ 10), анализ влияния различных сопутствующих факторов на степень дезактивации воды в слабопроточных сериях водоемов только еще начинается. Известно, однако, уже, что наилучший эффект дезактивации достигается при pH воды (в пределах, наблюдаемых в природных условиях), оптимальном для населяющего водоем биоценоза; резкие отклонения в обе стороны несколько снижают эффект, в результате угнетения ведущих форм биоценоза. Прибавление во вток некоторых мутей (особенно прудового ила), или взмучивание их в первом водоеме, несколько повышает эффект дезактивации, благодаря сорбции части радиоактивности оседающей мелкодисперсной фазой (мутью). Из результатов изучения коэффициентов накопления разных радиоизотопов различными группами и видами пресноводных организмов с несомненностью следует, что в будущем представляется вполне возможным для каждой комбинации излучателей, попадающих в водоем, подбирать оптимальные водные биоценозы из видов, обладающих наиболее высокими коэффициентами накопления данных радиоизотопов.

§ 16. Результаты опытов по распределению различных радиоизотопов по основным компонентам водоема (§ 4), весьма высокие коэффициенты накопления большинства микроэлементов из водного раствора пресноводными организмами (§ 8) и, наконец, удовлетворительные результаты опытов с сериями слабопроточных бачков (§ 14) побудили поставить опыты в наружных установках, состоявших из небольших прудов-отстойников и почвенных фильтров (Тимофеева-Ресовская, 1956, 1957; Тимофеева-Ресовская и Тимофеев-Ресовский, 1959). Первые опыты этого рода проводились в течение трех лет на двух установках. Первая состояла из почвенного фильтра (на который ежесуточно поступало определенное количество неразделенного раствора осколков урана концентрацией 25 *мккюри/л* по бета-излучению) и пруда (в который поступал раствор, прошедший через почвенный фильтр), из которого вода стекала в особый приямок; вторая установка отличалась тем, что на первом месте стоял пруд, в который поступал раствор, стекавший из него на почвенный фильтр, а из последнего в приямок. Три года работы на этих установках показали, что обе работают вполне удовлетворительно, пропуская лишь около полупроцента поступающей в них радиоактивности. Выяснилось, что почвенные фильтры и пруды очищают воду примерно одинаково, причем несколько лучше (в смысле процента дезактивации) работает первый компонент (фильтр в первой и пруд во второй установке). Последнее обстоятельство объясняется так же, как и лучшая работа первого бачка в сериях, через которые пропускался неразделенный раствор осколков урана (§ 14). Исходя из полученных на этих установках результатов, дальнейшие опыты проводились в установке, представлявшей собой серию связанных верхним стоком трех небольших прудов; фильтры, чрезвычайно неудобные в обращении (требующие периодической смены и захоронения высоко-

активной отработавшей почвы), были исключены и заменены дополнительными прудиками. Эта третья установка работала совершенно безотказно и еще лучше первых, давая столь же высокую и весьма равномерную дезактивацию воды. Усредненные результаты дезактивации воды в серии из трех прудов графически изображены на рис. 7. Из этого рисунка видно, что из первого пруда вытекает 2,8% исходной активности, из второго 1,2%, а из третьего 0,7%. Так же, как и в сериях бачков, первый пруд работает лучше второго и третьего, забирая из смеси излучателей наиболее легко сорбирующиеся.

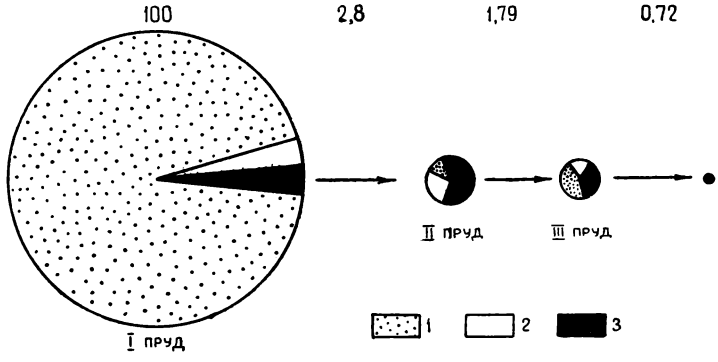

Рис. 7. Схематическое изображение баланса радиоактивности серии из трех прудов.

1 — содержание радиоактивности в грунте и биомассе пруда; *2* — содержание радиоактивности в воде пруда; *3* — содержание радиоактивности в стоке из пруда. Секторы соответствуют процентам от общей радиоактивности каждого данного пруда. Наверху приведена радиоактивность, выносимая из каждого пруда, в процентах от исходной (принятой за 100).

§ 17. Таким образом, опыты в сериях бачков и наружные опыты в небольших прудах показали, что радиоактивно-загрязненная вода, при благоприятном режиме достаточно медленного протока, хорошо очищается почти от всех отдельных радиоизотопов и от неразделенной смеси осколков урана. Этим создаются основы весьма простой, дешевой и удобной биологической дезактивации сточных и промышленных вод, загрязненных радиоактивными изотопами или микроколичествами других токсичных химических элементов и веществ (Тимофеев-Ресовский, Тимофеева-Ресовская и Агафонов, 1959). Биологический метод пригоден, конечно, лишь для очистки вод, содержащих относительно слабые концентрации излучателей; но его простота и относительная дешевизна в особенности резко возрастают с увеличением количества ежесуточного сброса. Особенное удобство этого метода заключается в одновременном захоронении излучателей или токсичных металлов в донных отложениях, делающем ненужной заботу об устранении высоко радиоактивных концентратов. Само собой разумеется, что наибольшей концентрации достигают, при этом, излучатели в донных отложениях первого водоема серии; но это не должно беспокоить, т. к. специальные расчеты показывают, что толща воды примерно в один метр отширмовывает практически все излучения донных отложений, а увеличение размеров водоема сверх диаметра примерно в три метра не увеличивает (благодаря самопоглощению) наружную дозу излучений (над водой и по берегам), испускаемую водоемом-отстойником (Горбатюк и Тимофеев-Ресовский, 1959).

V. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

§ 18. Из всех проведенных до сих пор разнообразных опытов, несмотря на то что работа с применением метода меченых атомов в гидробиологии начата 10 лет назад, намечаются уже определенные закономерности, характеризующие судьбу излучателей в водоемах. В различных опытах изучались радиоактивные изотопы 14 химических элементов; в их число входят практически наиболее важные, с точки зрения возможности загрязнения водоемов, излучатели, такие как стронций, иттрий, цирконий, ниобий, рутений, цезий и церий. На основании проведенных опытов, все изученные радиоизотопы (пока в основном эмпирически) разбиваются на 4 группы по типу распределения их между основными компонентами водоемов (вода, грунт и биомасса) гидротропные, равномерно распределяющиеся, педотропные и биотропные (§ 4). Эта же закономерность типов распределения в известной мере сказывается и на средних коэффициентах накопления радиоизотопов пресноводными организмами: гидротропные дают очень низкие, биотропные и большинство педотропных очень высокие, а остальные средние коэффициенты накопления (§ 8). Намечается и практическая возможность защиты открытых водоемов от радиоактивных загрязнений промышленными и сточными водами путем их биологической дезактивации в сериях водоемов-отстойников (§ 16, 17).

§ 19. Помимо всего вышеупомянутого необходимо рассмотреть еще один важный, особенно с точки зрения охраны природы, вопрос: о возможности угнетающих влияний ионизирующих излучений в загрязненных радиоизотопами водоемах на населяющие их живые организмы и на состав и динамику водных биоценозов. Из обширного опыта радиобиологии хорошо известно, что ионизирующие излучения при достаточно высоких дозах действуют угнетающе, а с дальнейшим повышением доз — летально на все живые организмы. При этом радиочувствительность различных групп и видов живых организмов может быть весьма различной, в общем повышаясь от низших к более высоко организованным формам. Кроме того, в целом ряде специальных опытов показано, что слабые дозы могут часто оказывать стимулирующее действие, повышая темпы прироста биомассы живых организмов (Тимофеев-Ресовский, Порядкова, Макаров и Преображенская, 1957; Порядкова, 1957; Тимофеев-Ресовский, 1957; Тимофеев-Ресовский и Лучник, 1958). В отношении радиочувствительности большинство пресноводных микроорганизмов, растений и беспозвоночных является весьма малочувствительными, вынося без заметного угнетения относительно высокие дозы ионизирующих излучений. Но, даже если практически возможная степень загрязнения природных вод радиоактивными изотопами (принимая во внимание и высокие коэффициенты накопления излучателей живыми организмами) и не вызывает резко угнетающего и летального эффекта у большинства пресноводных организмов, необходимо считаться с возможностью существенных перестроек биоценозов в радиоактивно загрязненных водоемах благодаря наличию больших разниц в степени радиоугнетения и радиостимуляции разных видов. С целью проверки этой возможности были проведены специальные опыты по качественному и количественному анализу очень удобного для этих целей сообщества пресноводного перифитона (обрастания бактериями, водорослями и инфузориями подводных поверхностей). Прирост общей биомассы перифитона и изменения видового состава количественно ведущих форм сообщества изучались в контрольных сосудах и в присутствии в воде излучателей в разных концентрациях (Тимофеев-Ресов-

ский, Порядкова, Сокурова и Тимофеева-Ресовская, 1958; Тимофеева-Ресовская, 1959). Результаты этих опытов показали, что присутствие излучателей в широких пределах относительно слабых концентраций (от нескольких единиц до нескольких сот *мккюри/л*) вызывает весьма заметную стимуляцию прироста общей биомассы перифитона; угнете-

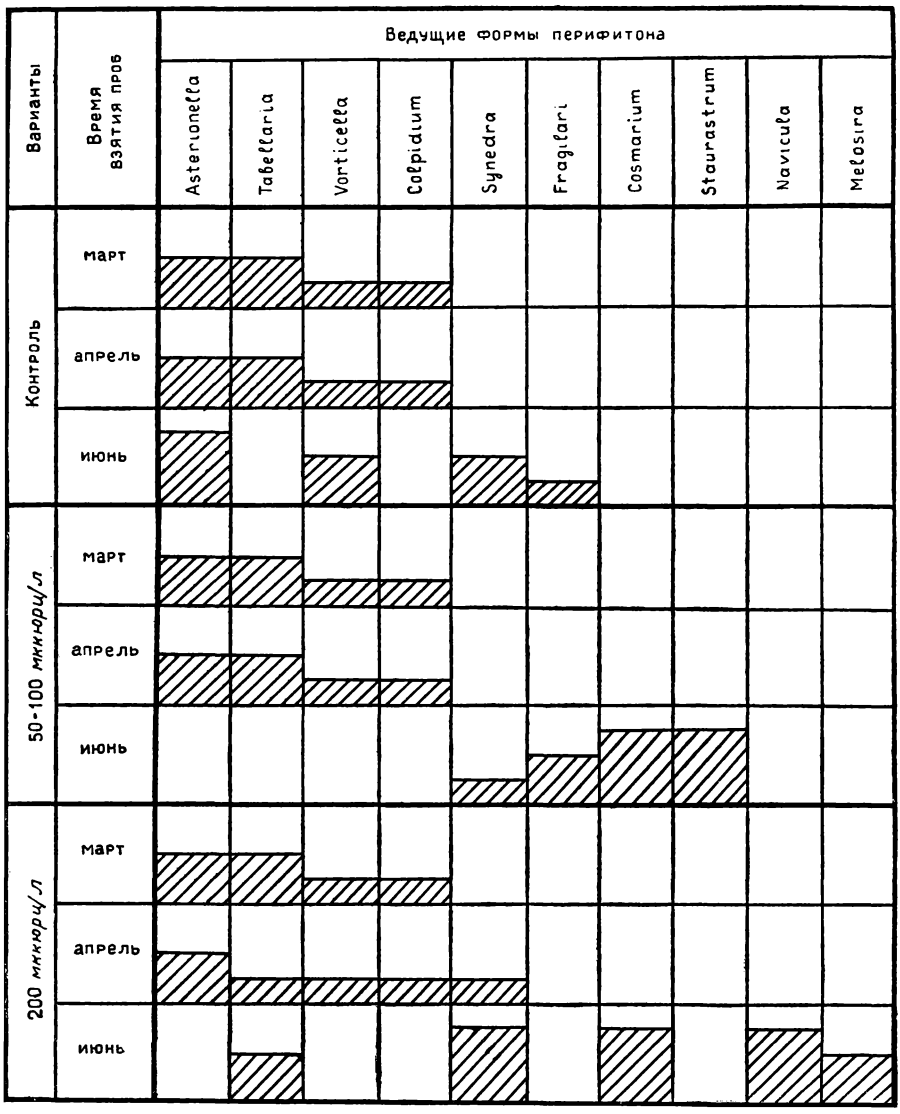

Рис. 8. Смена ведущих форм в биоценозе перифитона под влиянием радиоактивности. Высота столбиков выражает встречаемость соответствующих форм через 2, 3 и 5 мес. после начала опыта.

ние прироста биомассы не было обнаружено даже при концентрации 600 *мккюри/л* (при этом все еще наблюдалась стимуляция), которая далеко превышает возможные концентрации в загрязненных водоемах. Но, как показано на рис. 8, в присутствии излучателей происходило возрастающее с концентрацией радиоизотопов изменение в составе

количественно ведущих форм в сообществе, по сравнению с контролем. Из этого следует, что даже такие концентрации излучателей в воде (а следовательно и дозы облучения), которые не только не угнетают, а даже еще стимулируют общий прирост биомассы, могут существенно влиять на качественный, видовой состав водных биоценозов. При общей тенденции повышения радиочувствительности от низших к высшим формам, можно при таких перестройках биоценозов ожидать понижения их качественного состава и обеднения высшими формами.

§ 20. Водоемы являются во многих отношениях весьма удобными для точных исследований биогеоценозами. Особенно легко и просто при их изучении применять метод меченых атомов. Это позволяет надеяться на то что уже в ближайшее время работы в области радиационной гидрологии и гидробиологии дадут интересный и важный материал для понимания конкретных механизмов целого ряда протекающих в ограниченных участках биосферы биогеохимических и биогеоценологических процессов. Прежде всего при этом подлежит точному изучению протекание неполных круговоротов в отношении распределения в водоеме различных групп радиоактивных изотопов (§ 6),ведущее к обогащению рассеянными элементами донных отложений и формирующихся из них терригенных осадочных пород. Но уже сейчас на основании результатов всех проведенных опытов можно делать, с достаточным приближением, практические прогнозы о характере возможных загрязнений водоемов различными излучателями и их последствиях; и, что особенно важно, можно наметить пути защиты открытых водоемов от интоксикации излучателями и повышенными концентрациями ядовитых микроэлементов с помощью биологической очистки загрязненных излучателями и металлами промышленных и сточных вод. В заключение необходимо, однако, подчеркнуть весьма еще слабое развитие и распространение работ по радиационной гидробиологии и применению метода меченых атомов в разнообразных гидрологических, гидрохимических и гидробиологических исследованиях.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Б. М. 1956. Некоторые опыты по дезактивации воды. Тезисы Всес. конф. мед. радиол., Медгиз.

Агафонов Б. М. 1958. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков. Бюлл. Урал. отд. МОИП, вып. 1.

Агафонов Б. М., Долгих Т. И., Савченко М. И. и Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема. IV. Опыты в сериях слабопроточных бачков. Сб. раб. Лаб. биофизики УФАН СССР, II, Изд-во АН СССР.

Бруновский Б. К. и Кунашева К. Г. 1935. Некоторые данные относительно содержания радия в растениях и водах. Тр. Биогеохим. лаб. АН СССР, М., Изд-во АН СССР, т. 3.

Вернадский В. И. 1926. Биосфера. М., ГИХИ.

Вернадский В. И. 1929. О концентрации радия живыми организмами. ДАН СССР, сер. А, № 2.

Вернадский В. И. 1940. Биогеохимические очерки. М., Изд-во АН СССР.

Вернадский В. И. и Виноградов А. П. 1931. О химическом элементарном составе рясок, как видовом признаке. ДАН СССР, сер. А, № 6.

Виноградов А. П. 1935—1944. Химический элементарный состав организмов моря. Ч. I—III. Тр. Биогеохим. лаб. АН СССР, Изд-во АН СССР, т. 3, 4 и 6.

Виноградов А. П. 1944. Геохимия рассеянных элементов в морской воде. Успехи химии, 13.

Гецова А. Б. и Волкова Г. А. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. V. О концентрации и коэффициентах накопления десяти различных радиоизотопов пресноводным моллюском *Aplexa hypnorum* L. Бюлл. МОИП, сер. биол., 64 (в печати).

Гецова А. Б., Ляпунова Н. А., Поликарпов Г. Г. и Тимофеева-Ресовская Е. А. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. VI. О накоплении и распределении по органам радиоактивных изотопов восьми различных элементов беззубкой *Anadonta cellensis* Schröt. Бюлл. МОИП, сер. биол., 64 (в печати).

Горбатюк Н. В. и Тимофеев А. Н. 1960. 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. раб. лаб. биофизики УФАН СССР, II, Изд-во АН СССР.

Жарова Т. О накоплении пресноводными организмами химических элементов из водных растворов. VII. О коэффициентах накопления радиоактивных изотопов стронция, рутения, цезия и церия пресноводными бактериями. Бюлл. МОИП, сер. биол., 64 (в печати).

Зенкевич Л. А. 1947—1951. Фауна и биологическая продуктивность моря. М., Изд-во Советская наука, т. I, II.

Зернов С. А. 1949. Общая гидробиология. М.—Л., Изд-во АН СССР.

Куликов Н. В. 1957. Работы по экспериментальной биогеоценологии. II. Влияние замачивания семян в смеси бета-излучателей на биомассу и структуру экспериментального фитоценоза. Сб. раб. лаб. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск, Тр. Ин-та биологии, вып. 9.

Порядкова Н. А. 1956. Методика и результаты некоторых опытов по радиостимуляции растений. Биофизика, т. 1.

Семенов Д. И. 1957. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме. I. Механизм действия комплексонов. Сб. раб. лаб. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск, Тр. Ин-та биологии, вып. 9.

Сукачев В. Н. 1945. Биогеоценология и фитоценология. ДАН СССР, 47.

Сукачев В. Н. 1947. Основы теории биогеоценологии. Юбил. сб. 30-летия Великой Октябрьской революции, М., Изд-во АН СССР, т. 2.

Сукачев В. Н. 1948. Фитоценология, биогеоценология и география. Тр. II Всес. Географ. съезда, М., Географгиз, т. I.

Сукачев В. Н. 1949. О соотношении понятий географический ландшафт и биогеоценоз. Вопр. геогр., вып. 16.

Сукачев В. Н. 1950. Предварительные программы стационарных комплексных биогеоценологических исследований. Землеведение, нов. сер., т. 3.

Тимофеев-Ресовский Н. В. 1956. Биофизическая интерпретация явлений радиостимуляции растений. Биофизика, т. 1.

Тимофеев-Ресовский Н. В. 1957. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии. Бот. журн., 42.

Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема. I. Некоторые общие соображения. Сб. раб. лаб. биофизики УФАН СССР, II, Изд-во АН СССР.

Тимофеев-Ресовский Н. В. и Лучник Н. В. 1959. Радиационная стимуляция растений и ее возможная теоретическая интерпретация. Тр. Всес. конф. примен. изотоп. и излуч., Радиобиология, Изд-во АН СССР.

Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А., Макаров Н. М. и Преображенская Е. И. 1957. К проблеме радиостимуляции растений. I. О действии слабых доз ионизирующих излучений на рост и развитие растений. Сб. раб. лаб. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск, Тр. Ин-та биологии, вып. 9.

Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А., Сокурова Е. Н. и Тимофеева-Ресовская Е. А. 1957. Работы по экспериментальной биогеоценологии. I. Влияние излучателей на биомассу и структуру наземных, почвенных и пресноводных биоценозов. Сб. раб. лаб. биофизики УФАН СССР, I, Свердловск, Тр. Ин-та биологии, вып. 9.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. О влиянии этилендиаминтетраацетата (ЭДТА) на коэффициенты накопления различных радиоизотопов из водного раствора пресноводными растениями. ДАН СССР, т. 130, № 1.

Тимофеева-Ресовская Е. А., 1956. Некоторые опыты по дезактивации воды. Всес. конф. мед. радиол., М., Медгиз.

Тимофеева-Ресовская Е. А. 1957. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках. Бюлл. МОИП, сер. биол., 62.

Тимофеева-Ресовская Е. А. 1958. О скорости подводного обрастания (образования перифитона) в присутствии слабых концентраций излучателей. Бюлл. Урал. отд. МОИП, вып. 1.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Агафонов Б. М. и Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. О почвенно-биологической дезактивации воды. Сб. раб. лаб. биофизики УФАН СССР, III, Свердловск, Тр. Ин-та биологии, вып. 13.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Попова Э. И., Поликарпов Г. Г. 1958.

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., 63.

Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеева Н. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. 1959. О накоплении химических элементов из водных растворов. III. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов тремя видами водных растений. Бюлл. МОИП, сер. биол., 64.

Тимофеева-Ресовская Е. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. 1958. О накоплении химических элементов из водных растворов. II. О коэффициентах накопления различных радиоизотопов прудовиком. Бюлл. МОИП, сер. биол., 63.

Тимофеева-Ресовская Е. А. и Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. Распределение рассеянных элементов по компонентам водоема. II. Почвенно-биологическая дезактивация воды в прудах-отстойниках. Сб. раб. лаб. биофизики УФАН СССР, II, Изд-во АН СССР.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ ФИЛИАЛ

ВЫП. 22 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1962

И. П. ТРЕГУБЕНКО

ПОВЕДЕНИЕ ИЗЛУЧАТЕЛЕЙ В ОРГАНИЗМЕ И МЕТОДЫ УСКОРЕНИЯ ИХ ВЫДЕЛЕНИЯ

I. ВВЕДЕНИЕ

§ 1. В общей проблеме охраны природы от радиоактивных загрязнений первенствующую роль играет охрана человека. Загрязнение окружающей нас природы развивающейся промышленностью, в том числе и атомной, опасно именно с точки зрения интоксикации среды обитания живых организмов токсическими химическими элементами и радиоактивными изотопами.

§ 2. Минеральные вещества играют исключительно важную роль в жизнедеятельности всех живых существ — микроорганизмов, растений и животных, включая человека. Установлено, что в организме, по крайней мере высших животных и растений, присутствуют почти все химические элементы периодической системы, причем зачастую трудно сказать, не принимают ли какого-либо участия в биохимических или физиологических процессах те элементы, которые до недавнего времени считались «чуждыми» организму. Отсутствие ряда химических элементов в питательной среде или в пищевых продуктах вызывает у растений или животных серьезные нарушения обмена веществ. С другой стороны, поступление в организм избыточных количеств даже таких «физиологических» элементов, как железо, цинк, марганец, также приводит к извращению его нормальной жизнедеятельности, к отравлению организма. Особую опасность представляют токсические тяжелые металлы, способные блокировать те или иные, например, ферментативные процессы, а также радиоактивные изотопы, ввиду высокой биологической эффективности испускаемого ими ионизирующего излучения.

§ 3. Источниками поступления радиоактивности в организм являются содержащие радиоизотопы аэрозоли, воды и биопродукты. Проявление лучевого поражения организма при инкорпорации радиоактивных изотопов зависит от их физических и физико-химических свойств, степени резорбции при разных путях поступления в организм, степени отложения в тканях и прочности связи с ними, а также от путей и интенсивности выделения их из организма. Хорошо известно, что действие радиоактивных элементов на живые организмы зависит от характера испускаемой радиации (альфа-, бета- или гамма-лучи), энергии

излучения и периода полураспада радиоизотопа, т. е. длительности и интенсивности облучения. Значение всех этих факторов является основой рациональных профилактических и терапевтических мероприятий при инкорпорации радиоактивных изотопов.

§ 4. В настоящей статье будут кратко изложены основные положения: а) пути поступления радиоактивных изотопов в организм, степень и скорость резорбции их; б) закономерности распределения радиоизлучателей по тканям и их выделения из организма и в) методы снижения степени резорбции и ускорения выделения радиоактивных изотопов.

II. ПУТИ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ В ОРГАНИЗМ, СТЕПЕНЬ И СКОРОСТЬ ИХ РЕЗОРБЦИИ

§ 5. Радиоактивные элементы могут поступить в организм через желудочно-кишечный тракт, легкие, кожу и даже подкожную клетчатку (при порезах, ожогах и других травмах); при этом скорость и степень резорбции различных элементов из разных первичных депо (места попадания в организм) весьма неодинаковы. В проведенных в лаборатории опытах на белых крысах с введением радиоизотопов через зонд в желудок и последующим исследованием содержания их в тканях и выделениях через разные сроки после введения установлено, что цезий-137 всасывается на 100%, стронций-90 — на 30—80, неразделенный раствор бета-излучателей — на 10, а торий-234, плутоний-239, церий-144, ниобий-95, иттрий-91 — на 0,05—0,2%. Степень всасывания некоторых элементов зависит от возраста животных и типа питания. Так, стронций у молодых животных, а также у животных, получавших диету с недостатком кальция, всасывается в большей степени, чем у старых или же содержавшихся на нормальной диете животных; избыток в пище цитрата вдвое повышает всасывание плутония из желудочно-кишечного тракта (Трегубенко, 1955). Значительно выше степень всасывания радиоактивных изотопов металлов из легких. В опытах, в которых крысам ингалировались (в специальной камере) влажные аэрозоли различных радиоактивных изотопов, установлено, что степень резорбции стронция-89 и цезия-137 из легких составляет 100%, ниобия-95—90%, иттрия-91, циркония-95, рутения-106, церия-144 — 55—65%, а плутония-239 (4-валентного) и неразделенного раствора бета-излучателей — 20%. Очень высока также степень всасывания радиоизотопов из подкожной клетчатки. Стронций, ниобий всасываются в течение первых 4 суток на 100%, цитрат плутония, иттрий — на 90%, а торий — на 3—4%. Незначительно всасывание радиоизотопов с кожи (опыты проводились нанесением радиоактивности на выбритый участок кожи на спинке белых крыс с последующим учетом радиоактивности внутренних органов). Степень резорбции радиостронция составляет при этом 3—4%, а иттрия и плутония — 0,2%.

§ 6. Скорость всасывания из одного и того же первичного депо разных радиоизотопов зависит прежде всего от физико-химического состояния данного элемента в этом депо. Из изученных в лаборатории факторов, определяющих физико-химическое состояние металла, наибольшее влияние на скорость всасывания оказали весовая доза и форма вводимой соли (простая или комплексная). Так, торий-234, введенный в подкожную клетчатку в субаналитических количествах (в виде радиоизотопа уран-X без носителя), всасывается, как мы уже говорили, на 3—4% в первые 4 дня после введения; тот же уран-X, введенный с добавлением 1—3,5 *мг* стабильного тория, за тот же срок всасывается лишь на 0,05%.

С таким же положением мы встречаемся и в случае свинца. Это может быть объяснено тем, что с повышением весомости элемента достигается произведение растворимости образуемых им соединений в первичном депо, что снижает скорость и даже степень резорбции (Трегубенко, 1958). Другим примером, иллюстрирующим влияние весовой дозы и выявляющим значение достижения произведения растворимости, являются опыты, проведенные в нашей лаборатории, по снижению резорбции радиостронция при помощи сульфата натрия. Как показали эти опыты, сульфат натрия не оказывает влияния на всасывание стронция, введенного в желудок в субаналитических количествах, и резко снижает резорбцию весомых количеств его. Различна также резорбция простых и комплексных солей металлов. Так, церий, введенный в смеси с комплексоном ЭДТА перорально, всасывается в количестве 1—2%, в то время как простая соль церия (хлорид) — лишь на 0,05% (Семенов и Трегубенко, 1957). Значительно выше также всасывание цитратного комплекса плутония из подкожной клетчатки, по сравнению с простыми солями (Трегубенко, 1955). Выяснение значения этих факторов, помимо того что это представляет самостоятельный интерес (так как стабильные или радиоактивные изотопы металлов могут поступать в организм в разных формах и дозах), дает возможность высказать ряд предположений о механизмах, принимающих участие в процессах резорбции, а как мы увидим дальше, и в транспорте металлов в организме. Указанные факты, а также ряд специальных опытов показывают, что в процессах всасывания металлов (в основном тех, которые образуют в первичном депо труднорастворимые соединения) первенствующую роль играют определенные системы, названные нами биокомплексонами (Семенов и Трегубенко, 1957; Трегубенко, 1958), которые способны связывать металл в растворимые комплексные соединения и осуществлять его транспорт из первичного депо в кровь.

§ 7. Независимо от пути поступления радиоизотопа в организм, а также от весовой дозы, тип распределения по органам и тканям резорбированной доли его практически одинаков. Это обстоятельство, в основном, и навело на мысль о наличии в крови и межтканевой жидкости определенного набора биокомплексонов, определяющего постоянство физико-химических форм всосавшегося металла. При этом, специальными исследованиями нам удалось показать, что эти биокомплексные системы обладают весьма ограниченной емкостью, чем и объясняются некоторые различия в скорости всасывания, а также в поведении весомых и невесомых (субаналитических) количеств металлов при их непосредственном введении в кровяное русло.

III. ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОИЗОТОПОВ ПО ТКАНЯМ И ИХ ВЫДЕЛЕНИЯ ИЗ ОРГАНИЗМА

§ 8. По характеру распределения по органам и тканям изученные металлы могут быть разбиты на 3 основные группы 1) «скелетные» — а) «чисто скелетные» (Sr, Ba, Ra), б) «преимущественно скелетные» (Y, Zr, U^{+6}, Pu^{+6}); 2) «печеночные» (La, Ce, Pm, Ac, U^{+4}, Th, Pu^{+4}) и 3) «равномерные» (Nb, Ru, Sn, Te, Cs). «Чисто скелетные» элементы откладываются практически исключительно в костях (на 60—70%); «преимущественно скелетные» откладываются до 60% в костях, но при этом и в других органах (печень, почки, селезенка) дают заметные концентрации; «печеночные» элементы откладываются на 50—70% в печени; «равномерные» же элементы создают примерно одинаковые концентрации во всех органах и тканях.

§ 9. В ряде случаев, ввиду различий в скорости выделения металлов из разных органов, этот начальный тип распределения может несколько измениться. Так, например, церий довольно быстро выбывает из мягких тканей, но практически не выделяется из скелета; вследствие этого в более поздние сроки основная доля его остается в костях, что приближает тип его распределения к скелетному.

§ 10. Как мы уже сказали, выделение металлов из разных органов происходит с неодинаковой скоростью. Помимо того, выделение разных элементов из одного и того же органа также весьма различно. И если описанные выше типы распределения металлов отражают различия в физико-химическом состоянии их к моменту отложения в органах и тканях, то есть физико-химическое состояние их в крови и межтканевой жидкости, то различия в скорости выделения как из данного, так и из разных органов и тканей отражают различия в силах связи этих элементов с биологическими структурами, а возможно также и различия в их доступности и сродстве с биокомплексонами крови и межтканевой жидкости, мобилизующими отложившиеся в тканях металлы. Проведенные в лаборатории исследования показали, что все изученные металлы довольно быстро ($T^1/_2$=5—30 дней) выбывают из мягких тканей. «Равномерные» элементы столь же быстро мобилизуются и из скелета, в то время как «чисто скелетные», а в особенности «преимущественно скелетные» и «печеночные» выбывают из костной ткани крайне медленно ($T^1/_2$=200 дней — 2 года и более).

§ 11. Пути и скорость выделения различных металлов из организма весьма различны. Не всосавшаяся доля радиоактивных или стабильных изотопов металлов, попавших в желудочно-кишечный тракт, выделяется из организма с калом в течение 2—3 суток. Значительная часть (до 50%) вдыхаемых аэрозолей радиоизотопов задерживается в верхних дыхательных путях, а также в трахее и бронхах, не достигая альвеол, и оттуда поступает в желудочно-кишечный тракт. Однако ввиду того, что задержанные в легких количества металла или излучателя всасываются значительно легче, чем из кишечника, в ткани организма при ингаляторном попадании поступает большее количество металла или излучателя. Выделение из организма всосавшейся доли металла или излучателя происходит также неодинаково. Характерным для «равномерных» элементов, за исключением полония, является преобладание выделения с мочой (Po с самого начала выделяется по преимуществу с калом). Относительно высоким начальным выделением с мочой характеризуются также «чисто скелетные» элементы (за исключением радия). Вместе с тем, типичным для этой группы является сравнительно очень высокое начальное выделение и с калом. При этом, вследствие более выраженного в последующие дни падения интенсивности выделения их с мочой, в дальнейшем преобладает выделение «чисто скелетных» элементов с калом. Низким выделением с мочой и более высоким, чем у других рассмотренных элементов, выделением через кишечник характеризуются «печеночные» металлы. Такое поведение их несомненно связано с непосредственным поступлением их из печени в кишечник. Примерно с таким же положением мы встречаемся и в случае «преимущественно скелетных» элементов.

VI. МЕТОДЫ СНИЖЕНИЯ СТЕПЕНИ РЕЗОРБЦИИ И УСКОРЕНИЯ ВЫДЕЛЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ

§ 12. Особую опасность для организма представляют те токсические стабильные или радиоактивные изотопы металлов, которые легко проникают через кишечник в кровь и длительное время задерживаются в

организме. При выборе путей борьбы с всосавшимся в кровь элементом необходимо иметь в виду основное различие в механизмах токсического действия на организм стабильных и радиоактивных изотопов металлов. Токсичность стабильных изотопов обусловлена их химическими свойствами, способностью катионов вступать в соединение с биологически важными молекулами (например, ферментами) и тем самым дезактивировать их; вследствие этого происходит извращение нормальных обменных процессов и развивается картина отравления химически токсичным металлом. Исходя из этого, борьба с токсическим стабильным изотопом может проводиться по двум путям: а) введением в кровь препаратов, образующих с катионами токсического металла труднорастворимые соединения (это ведет к усиленному отложению металла в тканях) и б) введением препаратов, ускоряющих выделение токсического металла из организма. В основе же токсического действия радиоактивных изотопов лежит физический фактор — ионизирующее излучение, а потому первый из указанных путей не применим в случае отравления этими изотопами, так как переведение радиоизотопов в труднорастворимую форму увеличит задержку их в организме и повлечет тем самым к более сильному и продолжительному облучению. В связи с этим, важное значение приобретает изыскание способов снижения резорбции изотопов из желудочно-кишечного тракта, а также повышения выделения из организма всосавшейся доли токсических элементов.

§ 13. В проведенных опытах нами было установлено, что для снижения всасывания радиоактивных и стабильных изотопов металлов из кишечника могут с успехом использоваться катионообменные смолы. Поскольку наибольшую опасность, ввиду высокой степени резорбции, представляют радиостронций и радиоцезий, с этими элементами и были проведены более подробные исследования. При этом было установлено, что скармливание катионообменных смол (КУ-1, КУ-2 и др.) снижает в 2—$2^1/_2$ раза всасывание указанных радиоизотопов из кишечника; такой же эффект в случае радиостронция оказывает скармливание сульфата бария.

§ 14. Для предотвращения отложения в органах всосавшейся доли металла и для повышения выделения его из организма нами были применены комплексообразующие вещества (комплексоны), дающие с катионами металлов хорошо растворимые, устойчивые в условиях организма внутрикомплексные соединения. Будучи связан в таком соединении, катион металла теряет характерные для него токсические свойства, а также способность откладываться в тканях; поскольку такое соединение хорошо растворимо и легко проникает через почечный барьер, наблюдается усиленное выделение токсического металла из организма с мочой. По нашим данным (Семенов и Трегубенко, 1957, 1958), ранее внутривенное введение комплексона ЭДТА повышает выделение свинца с 1 до 75%, радиоиттрия — с 15 до 85%, цинка — с 5 до 55%, церия и плутония — с 1 до 25—30% и т. д. Позднее (через несколько дней после инкорпорации металла) применение комплексона значительно менее эффективно, но все же многократными инъекциями ЭДТА удается вдвое ускорить выделение радиоиттрия и радиоцерия из мягких органов, а также значительно повысить выделение радиоиттрия и плутония из скелета (основного места задержки их в организме).

§ 15. В настоящее время предложенный нами для клинического применения комплексон ЭДТА с успехом используется при лечении свинцовых, марганцовых и прочих отравлений. В нашей и в ряде других лабораторий ведутся поиски новых, еще более эффективных препаратов, причем особое внимание уделяется проблеме ускорения выделения из

организма радиостронция, в отношении которого из всех испытанных нами препаратов лишь триметафосфат натрия оказал хотя и слабый, но вполне достоверный эффект (Семенов, 1957).

§ 16. Исследования по влиянию комплексонов на поведение стабильных и радиоактивных изотопов металлов в организме, помимо чисто практического интереса (лечения отравлений токсическими металлами и излучателями), представляют большой теоретический интерес, так как помогают выяснению роли естественно присутствующих в организме биокомплексонов в минеральном обмене, установлению основных закономерностей во взаимоотношениях между катионами и комплексонами в условиях организма. Успешное решение этой проблемы даст возможность расшифровать причины различных нарушений обмена веществ и укажет наиболее рациональный путь их предотвращения и лечения.

V. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

§ 17. Таким образом, выше было показано, что к настоящему времени на основании экспериментальных исследований имеется уже ряд обоснованных суждений о характере резорбции, распределения и выделения различных радиоизотопов, попадающих в организм млекопитающих и человека. По полноте и скорости резорбции, по типу распределения и по путям и скорости выделения все изученные радиоизотопы (включающие большинство практически наиболее важных с точки зрения загрязнений) могут чисто феноменологически быть разбиты на разные группы (§ 8—11). А это особенно важно хотя бы потому, что позволяет делать прогнозы степени и характера опасностей, могущих возникнуть для человека при инкорпорации тех или иных излучателей.

§ 18. Проведенные до сих пор эксперименты дают также известную информацию о возможных путях терапевтического воздействия как на резорбцию излучателей из желудочно-кишечного тракта (с целью ее снижения), так и на темпы выделения (с целью их ускорения). Эти работы, в особенности исследования с комплексонами, кроме того, помогают разобраться в значении биокомплексонов, как важнейших факторов, управляющих минеральным обменом организмов. Создание обоснованной теории минерального обмена в свою очередь поможет и ускорит вскрытие отдельных механизмов, управляющих резорбцией, распределением и выделением различных элементов и позволит заменить феноменологические пока закономерности точными прогнозами для каждого конкретного случая.

§ 19. Несмотря на очень большое количество проводившихся за последние два десятилетия работ по инкорпорации различных излучателей, необходимо всемерно стремиться к дальнейшему расширению и углублению всесторонних исследований поведения различных радиоизотопов в организме, связанных с анализом определяющих это поведение закономерностей, на основании разумных теоретических предпосылок. Это позволит в дальнейшем руководствоваться точными прогнозами и в общей проблеме охраны природы от промышленных и, в особенности, от радиоактивных загрязнений.

ЛИТЕРАТУРА

Семенов Д. И. 1957. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме. Сб. работ лаб. биофизики I, Тр. Ин-та биологии Уральского филиала АН СССР, вып. 9.

Семенов Д. И. и Трегубенко И. П. 1957. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме. II сообщ., Сб. работ лаб. биофизики I, Тр. Ин-та биологии Уральского филиала АН СССР, вып. 9.

Семенов Д. И. и Трегубенко И. П. 1958. Действие комплексонов на отложение в тканях и выделение из организма радиоиттрия, радиоцерия и плутония. Биохимия, 23, вып. 59.
Трегубенко И. П. 1955. Распределение плутония в организме и методы экспериментального воздействия на темп его выделения. Диссертация, М.
Трегубенко И. П. 1958. О некоторых закономерностях в поведении радиоактивных элементов в животном организме. Бюлл. Урал. отд. МОИП, вып. 1.

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

ВЫП. 22 ТРУДЫ ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ 1962

Н. В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ

О ВОЗМОЖНОМ ДЕЙСТВИИ ПОВЫШЕННОГО ФОНА ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ГЕНЕТИЧЕСКИЙ СОСТАВ ПОПУЛЯЦИЙ ЧЕЛОВЕКА

I. ВВЕДЕНИЕ

§ 1. В общий комплекс вопросов по охране природы и проблеме взаимоотношений между развивающейся промышленностью и биосферой входит, само собой разумеется, и человек, как компонент биосферы. В отношении многих факторов, особенно же радиоактивных излучений, вопрос должен ставиться не только в смысле физиологических и патологических воздействий загрязнений природы отходами промышленности на индивиды разных видов (в том числе и человека), но и о возможности влияния этих отходов на наследственную изменчивость, а тем самым и на генетический состав соответствующих популяций.

§ 2. В связи с развитием атомной промышленности все большее значение приобретают вопросы защиты людей от вредоносных действий ионизирующих излучений. Начатые еще давно, в рамках общей рентгенологии и радиологии, работы по изучению биологических и патологических действий ионизирующих излучений и излучателей на живые организмы, особенно бурно развивались в течение последних десяти лет. В результате огромной работы, проделанной радиобиологами разных стран, в настоящее время, в первом приближении, разработаны основы радиотоксикологии; исходя из них разрабатываются мероприятия по защите людей от токсических доз и концентраций излучений и излучателей и устанавливаются нормы так называемых толерантных доз ионизирующих излучений и допустимых концентраций радиоактивных изотопов в окружающей человека среде.

§ 3. Все эти мероприятия сводятся, однако, лишь к защите человека от вредных воздействий излучений непосредственно на индивидуум. Но уже более 30 лет назад было доказано чрезвычайно сильное действие ионизирующих излучений на мутационный процесс и за протекшие с тех пор три десятилетия была разработана обширная и точная область радиационной генетики (Muller, 1928, 1934, 1937, 1954; Catcheside, 1947; Kaufmann, 1954; Russell, 1954; Stubbe, 1937; Timofeeff-Ressovsky, 1931,

1934, 1937, 1940; Timofeeff-Ressovsky und Zimmer, 1939, 1944). При этом были со достаточной полнотой выяснены основные черты как спонтанного, так и вызываемого излучениями мутационного процесса у целого ряда хорошо изученных в этом отношении видов микроорганизмов, растений и животных; разнообразие объектов исследования позволило выявить общие свойства мутационного процесса, характерные для всех живых организмов, включая и человека. Исходя из данных радиационной генетики и ряда соображений о популяционной динамике человека, некоторые исследователи еще до начала «атомной эры» указывали на возможные генетические опасности, связанные с облучением людей (Haldane, 1947; Hertwig, 1941; Martius, 1930, 1937; Muller, 1934, 1937; Peller, 1931; Schubert und Pickhan, 1938; Timofeeff-Ressovsky, 1931, 1937, 1939, 1940; Timofeeff-Ressovsky und Zimmer, 1939, 1944).

§ 4. Как будет видно из дальнейшего изложения, при обсуждении вопроса о вредных генетических воздействиях ионизирующих излучений на человека надо различать две несколько различные стороны вопроса. По самому характеру мутационного процесса, явлений наследственности и смене поколений «свободноживущей популяции», вопрос может ставиться двояко: с точки зрения отрицательного прогноза в отношении потомства отдельных переоблученных индивидуумов и с точки зрения общего изменения генетического состава целой популяции, т. е. в «индивидуальном» и в «популяционном» планах. В первом случае физиологически толерантные слабые дозы, конечно, не представляют интереса; во втором же случае даже весьма малые дозы, получаемые всеми или высоким процентом индивидуумов популяции, могут иметь большое значение. В прежнее время, когда лишь небольшие группы людей, связанных в работе с медицинской и технической радиологией, и пациенты, подвергавшиеся радиотерапевтическим методам лечения, сталкивались с возможностью переоблучения, вопрос, конечно, мог ставиться лишь в первой из вышеупомянутых двух форм. В настоящее время быстро растет число людей, так или иначе связанных в работе с радиоактивными излучениями и излучателями; поэтому возрастает и практическое значение вопроса об «индивидуальном прогнозе» возможности проявления нежелательных наследственных изменений в потомстве переоблученных индивидуумов. Но, кроме того, сейчас возникает возможность, в связи с локальным или даже общим повышением «фона» ионизирующих радиаций, слабого облучения целых популяций человека; в связи с этим практическое значение приобретает и вторая из вышеупомянутых форм постановки вопроса о возможности и характере изменения генетического состава популяции.

§ 5. В дальнейшем изложении будут кратко перечислены наиболее важные данные экспериментальной радиационной и популяционной генетики, кратко описаны принципиальные основы приближенного расчета возможных генетических вредностей, возникающих для человека в связи с развитием атомной промышленности, и, в заключение, будут подвергнуты краткому обсуждению вопросы, возникающие в связи с этой проблемой.

II. НЕКОТОРЫЕ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНО-ГЕНЕТИЧЕСКИЕ И ПОПУЛЯЦИОННО-ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ПРЕДПОСЫЛКИ

§ 6. Для того чтобы реально и с практической пользой обсуждать проблему о возможных генетических действиях ионизирующих излучений на популяции человека, а не только высказывать те или иные

необоснованные суждения, необходимо исходить из ряда с достаточной точностью установленных к настоящему времени положений экспериментальной генетики. Наиболее существенными в этой связи являются основные данные по общему характеру мутационного процесса у всех живых организмов и по генетической структуре свободно живущих популяций, а также ряд результатов радиационно-генетических опытов.

§ 7. За истекшую половину нашего столетия в точных генетических опытах изучалась наследственность и изменчивость сотен различных видов простейших, растений и животных. Особенно подробно были изучены такие виды, как например: нейроспора из одноклеточных; горох, львиный зев, ячмень, рис и кукуруза из растений; мучная моль, тутовый шелкопряд и непарный шелкопряд из насекомых; гуппия, канарейка, попугай-неразлучка, домашняя курица, мышь, крыса, морская свинка, кролик, домашняя свинья и домашняя овца из позвоночных. Наконец, на огромном материале и с большой точностью сотнями исследователей была изучена генетика и цитогенетика ряда видов дрозофилы. Это позволило выяснить основные, общие для всех живых организмов, включая человека, черты строения генотипа, наследственной изменчивости и механизмов наследования различных признаков и свойств. При этом, как и следовало ожидать, с абсолютной достоверностью выяснилось первенствующее значение в наследственности генотипа, т. е. суммы наследственных факторов или генов, локализованных в наборе хромосом клеточных ядер. Выяснился и примат ядра в определении и формировании признаков и свойств цитоплазмы и других клеточных структур. Поэтому, в дальнейшем мы будем говорить лишь о достаточно полно и точно изученных свойствах генотипа и его изменениях — мутациях.

а. Общие черты строения генотипа

§ 8. Генотип или, выражаясь языком математики, основной код наследственной информации, передаваемый из поколения в поколение, материально представлен во всех клетках набором хромосом клеточного ядра.

Для каждого вида живых организмов число, размеры и форма хромосом специфичны. У всех организмов, размножающихся половым путем, каждая форма хромосом представлена парой, из которой одна хромосома происходит из яйцеклетки, а другая из спермия или пыльцевой клетки. При обычных клеточных делениях каждая хромосома точнейшим образом продольно расщепляется и продукты расщепления хромосом расходятся к двум полюсам делящегося ядра. При созревании половых клеток в последних двух делениях хромосомы расщепляются лишь один раз, после того как гомологичные хромосомы, т. е. члены одной пары конъюгировали; в результате в каждую зрелую половую клетку попадает лишь по одной хромосоме из каждой пары (гаплоидное число), а после оплодотворения восстанавливаются пары хромосом (диплоидное число). Митозом (клеточное деление) и мейозом (редукционное деление) при созревании половых клеток (гамет) и оплодотворением определяется механизм менделевского расщепления признаков при скрещиваниях. В мейозе же, в стадии конъюгации, происходит обмен участками между двумя гомологичными хромосомами одной и той же пары, способствующей более полной перекомбинации наследственных свойств, содержащихся в материнском и отцовском наборах хромосом. При этом обмене участков гомологичных хромосом переком-

бинация двух генов, расположенных по длине хромосом дальше друг от друга, вероятнее, чем перекомбинация более близко расположенных друг к другу; на этом основано построение, с помощью анализа результатов скрещиваний так называемых генетических карт хромосом, в которых, в первом приближении, расстояние между генами выражается процентом соответствующих перекомбинаций.

§ 9. В покоящихся ядрах хромосомы представлены тонкими фибриллами нуклеопротеида, по длине которых наблюдаются места большого скопления дезоксирибонуклеиновых кислот (так называемые хромомеры). Перед клеточным делением эти фибриллы (хромонемы), обладающие, по-видимому, субмикроскопической тонкоспиральной структурой, спирализируются, покрываются дополнительными количествами абсорбированной ими нуклеиновой кислоты (хроматин) и в таком виде расходятся к полюсам делящегося ядра; в дочерних ядрах они деспирализируются и опять превращаются в тонкие фибриллы-хромонемы. В слюнных железах личинок двукрылых (мух и комаров) гомологичные хромосомы конъюгируют, несколько раз продольно расщепляются, но не расходятся и не спирализируются; образуются неделящиеся, гигантские клетки слюнных желез с гигантскими ядрами и гигантскими хромосомами, представляющими из себя пучки тесно конъюгировавших и многократно расщепившихся двух гомологичных хромосом. На этих гигантских хромосомах видны при микроскопическом изучении многие детали строения и различных перестроек хромосом.

§ 10. Детальное изучение очень многих вызываемых облучением разрывов и перестроек определенных хромосом, производимое параллельно методом скрещивания и микроскопическим анализом гигантских хромосом, позволило связать отдельные гены с темноокрашенными хромомерами, местами скопления дезоксирибонуклеиновых кислот в хромосомах. Таким образом, генотип по современным представлениям является набором хромосом, в которых отдельные гены соответствуют линейно расположенным хромомерам нуклеопротеидной фибриллы. Конечно, с достаточной точностью пока известны лишь общие черты строения генотипа; лишь в самое последнее время начинается эффективный анализ тонкого строения и механизма редупликации нуклеиновых кислот, их взаимоотношений с протеинами, а в связи с этим и вопросов физико-химического строения генов и взаимоотношений генного и негенного вещества в хромосомах.

б. Общие свойства мутационного процесса

§ 11. Таким образом, гены, с одной стороны, должны быть определены как элементарные единицы менделевского расщепления, а с другой стороны, как элементарные структурные подразделения генотипа, представляющие из себя определенные участки (по-видимому, связанные с хромомерами) хромосомной фибриллы (хромонемы). Но в скрещиваниях мы можем анализировать только те признаки, которые в доступном нам материале находятся минимум в двух различных формах (например, белая и серая окраска шерсти у мышей, длинный или короткий хвост, большая или меньшая продолжительность жизни, нормальные или больные определенным наследственным заболеванием, белая или красная окраска цветов, разная продолжительность вегетационного периода у растений и т. п.). Из этого уже ясно, что гены могут изменяться, передаваясь дальше уже в новой измененной форме. Поэтому генам необходимо дать и третье определение, как элементарных единиц наследственной изменчивости.

§ 12. У всех генетически достаточно изученных и в больших количествах разводившихся объектов наблюдается скачкообразное, дискретное появление изменений любых наследственных признаков. Эти изменения, получившие название мутаций, в дальнейшем наследуются, следуя правилам Менделя в их современной общей трактовке. У целого ряда растительных и животных объектов наблюдались и изучены сотни тысяч мутаций, так что мы имеем уже достаточно точные сведения об общих, типичных для всех живых организмов чертах мутационного процесса.

§ 13. Мутации прежде всего могут быть подразделены на три основные группы в зависимости от единицы изменения. Изменяться могут отдельные гены — это генные мутации или мутации в узком смысле слова. Но могут, без изменения отдельных генов, появляться структурные изменения хромосом, заключающиеся в различных перестройках, основанных на первичных разломах или разрывах в пределах одной или нескольких пар хромосом — это будут так называемые хромосомные мутации, в которых единицей изменения является не отдельный ген, а морфологическая структура одной или нескольких хромосом. Наконец, без изменения отдельных генов или морфологии отдельных хромосом может измениться число отдельных хромосом или всего набора,— это будут геномные мутации гетероплоидия (если меняется число отдельных хромосом) и полиплоидия (если увеличивется число целых гаплоидных наборов хромосом), в которых единицей изменения является число хромосом. Конечно, эти три типа принципиально различны и, собственно, основными элементарными изменениями наследственных признаков являются лишь генные мутации; однако хромосомные и геномные мутации также могут играть существенную роль в эволюционном процессе, особенно в механизмах видообразования.

§ 14. У всех достаточно хорошо изученных объектов (микроорганизмов, растений и животных) без всяких экспериментальных воздействий с известной частотой возникают все три основные типа мутаций; этот протекающий «естественно», без воздействий со стороны человека, мутационный процесс носит название спонтанного. В спонтанном мутационном процессе относительно более часто появляются генные мутации. Среди спонтанных генных мутаций у всех изученных в этом отношении организмов возникают все вообще возможные для данного вида изменения элементарных наследственных признаков. Мутации могут затрагивать любые морфологические или физиологические признаки и свойства, причем отклонения от «нормы» или исходного типа могут количественно варьировать от еле заметных, установимых лишь с помощью специальных методов, до настолько резких, что они представляют собой либо признаки видового и даже родового систематического значения, либо резкие патологические отклонения — наследственные болезни. Значительная часть мутаций в гомозиготной форме (т. е. будучи получена от обоих родителей) настолько резко отклоняется от нормы, что вызывает нежизнеспособность их носителей; это так называемые рецессивные летали. Мутационный процесс, в общем, случаен и ненаправлен. Поэтому среди возникающих мутаций, особенно среди слабо отклоняющихся от нормы, имеется известный процент «биологически полезных», служащих основным материалом для эволюционного процесса; но большинство мутаций обладает пониженной жизнеспособностью в нормальных условиях существования вида или, как уже упоминалось, вызывает наследственные заболевания и летальный эффект. Это последнее обстоятельство вполне понятно, т. к. в гармоничной, хорошо сбалансированной естественным отбором системе генотипа каждого вида, случайные изменения оказываются скорее не-

благоприятными, чем благоприятными с точки зрения жизнеспособности индивидуумов.

§ 15. Точное количественное изучение спонтанного мутационного процесса является нелегкой и весьма трудоемкой задачей, т. к. частота спонтанных мутаций невелика. Кроме того, ввиду очень широкого спектра возникающих мутаций, многие из них легко ускользают от наблюдения, а для установления некоторых типов мутаций (например, мелких мутаций, влияющих на жизнеспособность или плодовитость, мутаций, влияющих на химические и физиологические свойства организмов) необходимо применение специальных трудоемких методов. Поэтому общий процент спонтанных мутаций, возникающих в течение одного поколения, приближенно установлен лишь для некоторых, наиболее хорошо изученных объектов, таких как дрозофила, кукуруза, львиный зев, нейроспора, дрожжи и немногие другие. Необходимо иметь в виду, что интенсивность спонтанного мутационного процесса, по-видимому, зависит от температуры, следуя правилу Аррениуса-Вант-Гоффа; кроме того, спонтанные мутации возникают прямо пропорционально времени. Приближенная оценка частоты мутирования у хорошо изученных объектов дает для общей суммы всех мутаций порядок нескольких процентов на поколение; это значит, что несколько процентов половых клеток содержат какие-либо вновь возникшие мутации. Но так как число отдельных генов у каждого объекта велико, то частота появления определенных отдельных мутаций весьма невелика и, по-видимому, лежит в порядках от сотых до стотысячных процента на поколение.

§ 16. В настоящее время разрабатываются довольно надежные методы приближенного определения общего числа генов в гаплоидном наборе хромосом некоторых хорошо изученных видов. Общий процент спонтанных мутаций можно в этих случаях (зная примерный средний процент мутирования отдельных генов) определить, умножив среднюю частоту мутирования отдельного гена на число генов. Этот также весьма приближенный метод дает примерно тот же порядок общего процента спонтанных мутаций, т. е. несколько процентов на поколение.

По-видимому, у млекопитающих спонтанный процент всех мутаций (может быть благодаря большой длительности поколений) несколько выше, чем у дрозофилы (Russell, 1954; Haldane, 1956).

Конечно, и так называемый «спонтанный» мутационный процесс должен иметь свои причины. Возможно, что механизм спонтанных мутаций сходен с таковым спонтанных реакций первого порядка, основанных на изменении молекулярной структуры в результате термических флюктуаций (Timofeeff-Ressovsky, 1940); во всяком случае, большинство спонтанных мутаций возникает не под влиянием «естественных ионизирующих излучений» (космического излучения, радиоактивности планеты и содержания радиоактивных изотопов в веществе живых организмов), т. к. доза последних слишком слаба (Rajewsky und Timofèeff-Ressovsky, 1939). Дальнейшее исследование вопроса о механизме спонтанных мутаций, несомненно, уточнит и количественную оценку общего процента спонтанных мутаций у разных видов живых организмов.

в. Некоторые результаты радиационно-генетических опытов

§ 17. Особенно важными для обсуждаемой нами проблемы являются результаты уже весьма многочисленных к настоящему времени радиационно-генетических опытов. Более или менее всесторонне и на очень большом материале изучены, конечно, лишь сравнительно немногие

Таблица 1

Примерное процентное распределение мутаций дрозофилы по относительной жизнеспособности (по Тимофееву-Ресовскому, 1940)

Всего мутаций	Морфологически «малые» признаки			Морфологически «большие» признаки		
	гомозиготно-летальные	с пониженной жизнеспособностью	с нормальной жизнеспособностью	гомозиготно-летальные	с пониженной жизнеспособностью	с нормальной жизнеспособностью
100%	25,0	60,0	10,0	1,5	2,5	1,0

виды живых организмов; но радиационно-генетические опыты разных масштабов проводились на сотнях различных видов микроорганизмов, растений и животных.

§ 18. У всех без исключения видов, с которыми производились радиационно-генетические опыты, было под влиянием ионизирующих излучений получено весьма значительное повышение процента появляющихся мутаций. Поэтому мутагенное действие ионизирующих излучений надо считать всеобщим, обязательным для всех живых организмов, включая и человека. Качественно, в смысле спектра различных типов возникающих мутаций, мутационный процесс, возникающий под влиянием ионизирующих излучений, в общем сходен со спонтанным. Но в нем в относительно значительно больших количествах возникают хромосомные мутации; а так как очень многие хромосомные мутации сопровождаются летальным эффектом, то и относительный процент (среди общего числа мутаций) возникающих летальных факторов выше, чем в спонтанном мутационном процессе. В табл. 1 приведено относительное (в процентах от общего числа) распределение различных типов генных мутаций у наилучше в этом отношении изученного вида — дрозофилы.

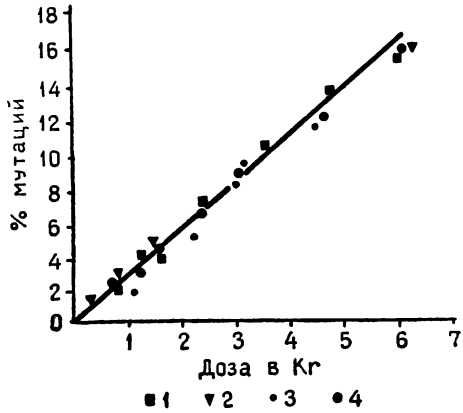

Рис. 1. Зависимость мутационного процесса (в ClB-опытах на дрозофиле) от дозы облучения лучами Рентгена (Тимофеев-Ресовский и Циммер, 1939).

1 — Тимофеев-Ресовский; *2* — Оливер; *3* — Эфроимсон и Шехтман; *4* — средняя величина.

§ 19. Число возникающих под влиянием облучения генных мутаций, при не слишком высоких дозах, примерно прямо пропорционально дозе, на рис. 1 в качестве примера приведены результаты опытов разных авторов по вызыванию сцепленных с полом (т. е. локализованных в X-хромосоме) рецессивных летальных мутаций у дрозофилы при облучении различными дозами рентгеновских лучей. Примерно таким же кривым насыщения следует и зависимость от дозы всех других типов генных мутаций у дрозофилы и всех других видов живых организмов. Хромосомные мутации, большинство из которых основано на двух или более разрывах хромосом, дают обычно соответствующие S-образные кривые зависимости от дозы; первичные простые разрывы хромосом дают кривые, сходные с таковыми для генных мутаций.

§ 20. На ряде объектов проводились опыты по вызыванию мутаций весьма различными типами ионизирующих излучений: рентгеновскими

лучами, гамма-лучами, бета-излучениями разной жесткости, быстрыми протонами и альфа-частицами. Гамма- и бета-излучения в весьма широких пределах различной жесткости, при равных дозах в рентгенах вызывают одинаковые проценты генных мутаций; т. е. в широких пределах жесткостей эффект зависит только от дозы. В качестве примера на рис. 2 изображены результаты соответствующих опытов на дрозофиле. Густо ионизирующие частицы (протоны и альфа-частицы) несколько менее эффективны при вызывании генных мутаций; это видно из того же рис. 2, где приведена кривая из опытов с быстрыми нейтронами, которые действуют через протоны отдачи. При вызывании хромосомных мутаций (т. е. первично хромосомных разрывов) более эффективными являются, по-видимому, густо ионизирующие частицы.

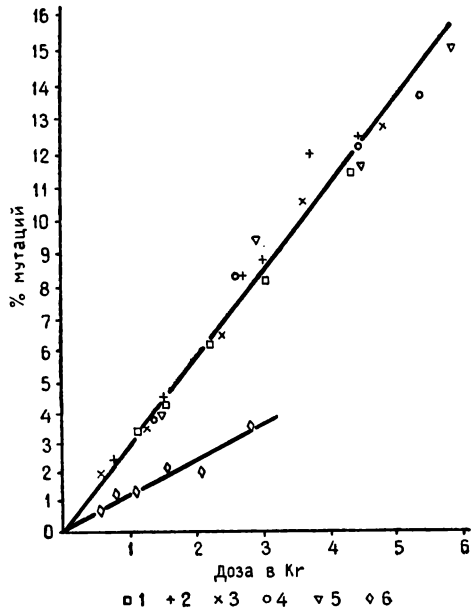

Рис. 2. Вызывание сцепленных с полом мутаций у дрозофилы ионизирующими излучениями (Тимофеев-Ресовский и Циммер, 1944).

1 — 10 kV-лучи Рентгена; *2* — 70 kV-лучи Рентгена; *3* — 160 kV-лучи Рентгена; *4* — γ-лучи радия; 5 — β-лучи радия; *6* — L+D нейтроны.

§ 21. Весьма существенно то обстоятельство, что, в отличие от многих других случаев в радиобиологии процент вызванных мутаций не зависит от интенсивности излучения или мощности дозы, а лишь от общей суммарной дозы. На рис. 3 приведены результаты опытов на дрозофиле, в которых время экспозиции (при тех же дозах) варьировалось примерно в тысячу раз; из этих результатов видно, что в широких пределах мощность излучения или так называемый «фактор времени» (различная продолжительность экспозиции при равных общих дозах) не влияет на процент вызванных мутаций. Для еще более протрагированных доз, т. е. весьма длительных облучений очень слабой интенсивности, пока еще нет достаточно точных экспериментальных данных.

§ 22. Таким образом, результаты радиационно-генетических опытов можно свести, в первом приближении, к весьма важному положению: процент вызванных мутаций в основном зависит лишь от суммарной дозы, безотносительно к жесткости и интенсивности излучения. Из этого следует, что можно из имеющихся экспериментальных данных, путем экстраполяции, с достаточной на первый случай точностью рассчитывать проценты вызываемых мутаций для любых суммарных доз ионизирующих излучений. Кроме того, из этого же следует, что для вызывания мутаций ионизирующими излучениями, в отличие от многих физиологических реакций, принципиально не существует минимальных «индиферентных» доз; следовательно понятие «толерантной дозы» по отношению к вызываемым излучениями мутациям является совершенно условным.

г. Некоторые основные представления о генетике популяций

§ 23. За последние три десятилетия, со времени появления классической работы С. С. Четверикова (1926), накоплен большой материал по экспериментальной популяционной генетике и выяснен ряд основных черт генетического строения популяций и протекающих в них процессов (Тимофеев-Ресовский, 1938, 1946; Бауер и Тимофеев-Ресовский, 1943). Большинство природных популяций размножающихся половым путем животных представляет из себя сложную смесь различных генотипов, постоянно пополняемую вновь возникающими мутациями и изменяемую генетико-автоматическими процессами и отбором. Мутации первично возникают всегда лишь в одной из двух гомологичных хромосом какой-либо клетки зародышевого пути одного из родителей, т. е. попадают в популяцию в гетерозиготном состоянии (во второй хромосоме этой пары, пришедшей от второго родителя, содержится нормальная или другая форма того же гена). Большинство вновь возникающих мутаций рецессивны (т. е. проявляются лишь в том случае, когда соответствующий индивидуум получает их от обоих родителей и они содержатся в обоих гомологичных хромосомах данной пары); соответствующие мутантные признаки имеют, таким образом, шансы проявиться лишь в случае достаточно высокой их концентрации в популяции. Популяции, которые численно возрастают и в которых ослаблено действие естественного отбора, содержат особенно много мутаций в гетерозиготном состоянии и часть из них находится в довольно высоких концентрациях; если такая популяция подразделяется на более мелкие размножающиеся в себе группы или подпопуляции, то еще более повышается вероятность появления гомозигот, проявление в связи с этим рецессивных мутаций и повышение полиморфности популяции. Генетическая структура популяций в основном определяется генетико-автоматическими процессами и отбором, которые постоянно изменяют концентрации различных мутаций в популяции. Но, особенно при понижении интенсивности отбора, повышение процента возникающих мутаций поведет к соответствующему повышению степени «засоренности» популяции мутациями.

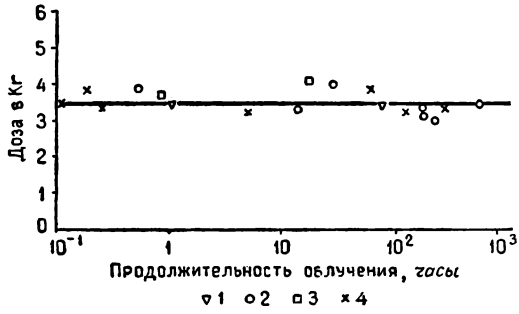

Рис. 3. Независимость дозы лучей Рентгена, вызывающей 10% мутаций, от времени экспозиции.
1 — Гансон и Гейс; *2* — Паттерсон; *3* — Пикхан; *4* — Тимофеев-Ресовский и Циммер.

§ 24. Популяции человека в основном характеризуются двумя признаками: они относятся к численно возрастающим и для них характерна относительно очень малая интенсивность давления естественного отбора. Поэтому именно для популяций человека повышение процента возникающих мутаций является особенно важным фактором соответствующего повышения «засоренности» популяций мутациями и, в связи с этим, повышения числа проявляющихся неблагоприятных признаков. Медицинская статистика показывает, что в популяциях человека уже давно содержится много различных наследственных болезней и наследственных патологических признаков, в свое время возникших первично в качестве мутаций. Так как практически все мутации возникают

повторно (при достаточно больших числах индивидуумов), то и среди вновь возникающих будет немало таких, которые и без того уже содержатся в популяциях, а это повысит вероятность их проявления.

С популяционной точки зрения повышение процента поступающих в популяцию мутаций может достигаться разными путями. Одинаковое повышение числа поступающих в популяцию мутаций может быть достигнуто как сильным повышением процента мутирования у части индивидуумов, так и значительно более слабым увеличением процента появляющихся мутаций у всех индивидуумов, составляющих популяцию. С этим связаны и упомянутые во введении два различных, индивидуальный и популяционный, аспекта проблемы о прогнозе возможных вредоносных действий повышения процента появляющихся мутаций на популяцию человека.

III. ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ПОПУЛЯЦИИ ЧЕЛОВЕКА

§ 25. Кратко упомянутые в предыдущей главе основные данные экспериментальной генетики приводят к следующим общим заключениям: а) у всех живых организмов, включая человека, спонтанно возникают различные типы мутаций, влияющих на морфологические, физиологические и биохимические признаки, а также на жизнеспособность и плодовитость индивидов; б) большинство вновь возникающих мутаций в гомозиготном состоянии снижают жизнеспособность индивидов или даже вызывают летальный эффект, и в) ионизирующие излучения резко повышают (примерно прямо пропорционально дозе) процент возникающих мутаций, особенно леталей и хромосомных перестроек (часть которых ведет также к летальному эффекту).

Для того чтобы выяснить вопрос о возможности вредоносных генетических действий ионизирующих излучений на популяции человека, необходимо прежде всего, на основании точных экспериментальных данных, полученных у хорошо изученных объектов, определить количественно действие определенных доз ионизирующих излучений на общий процент мутаций. Затем, на основании косвенных данных нужно решить вопрос о том, являются ли полученные на точно изученных объектах данные по отношению к человеку преувеличенными или преуменьшенными и, наконец, надо оценить соответствующие выводы и условиться относительно минимальной, допустимой с генетической точки зрения, дозы ионизирующих излучений по отношению к отдельным индивидам и значительным частям популяции человека.

§ 26. Для наилучше изученного генетически объекта дрозофилы в табл. 1 было приведено процентное распределение различных типов мутаций по характеру их влияния на признаки. Как уже упоминалось ранее, точное определение числа появляющихся мутаций для большинства их типов является работой весьма трудоемкой. Поэтому громадное большинство радиационно-генетических опытов проводилось с точным учетом лишь одного какого-нибудь определенного типа мутаций, у дрозофилы обычно сцепленных с полом леталей. Зная для такого, хорошо изученного типа мутаций точную зависимость от дозы, а следовательно, и процент возникающих мутаций на единицу дозы, небходимо прежде всего рассчитать общий процент мутаций на единицу дозы. Для этого, в отношении количества различных типов мутаций, можно воспользоваться данными табл. 1. Кроме того, в специальных опытах различных авторов было установлено, что относительные числа мутаций, возникающие в разных хромосомах, примерно

Таблица 2

Проценты мутаций в разных хромосомах дрозофилы и относительная длина соответствующих хромосом (по Тимофееву-Ресовскому, 1940)

Хромосомы	I	II	III	IV
Опыты Р. Л. Берг	8,4%	23,4%	—	0,3%
Опыты Н. И. Шапиро и Р. Серебровской	8,4%	21,9%	—	—
Опыты Н. В. Тимофеева-Ресовского	9,1%	21,2%	24,2%	—
Отношение процентов мутаций	1	2,5	2,6	0,04
Отношение длин хромосом:				
в митозе	1	1,5	1,5	0,05
в гигантских ядрах слюнных желез	1	2,3	2,4	0,05

пропорциональны относительной длине этих хромосом; результаты этих опытов приведены в табл. 2. Расчет общего процента мутаций на единицу дозы можно, поэтому, провести следующим образом. Огромный экспериментальный материал имеется по проценту сцепленных с полом (т. е. возникающих в Х-хромосоме) рецессивных леталей у дрозофилы; зная процентуальное участие Х-хромосомы в общей длине всех хромосом гаплоидного набора, можно определить общий процент рецессивных леталей, возникающих во всех хромосомах. Затем, выяснив, на основании данных табл. 1, какой процент составляют рецессивные летали из общего числа всех мутаций, можно вычислить, путем умножения общего числа возникающих во всех хромосомах леталей на соответствующий коэффициент, общий процент всех мутаций на единицу дозы. Такой же расчет, исходя из знания процента сцепленных с полом леталей, можно провести и для общего процента спонтанных мутаций. В табл. 3 проведен такой расчет общего процента спонтанных мутаций, общего процента мутаций, вызываемых дозой ионизирующих излучений в 1000 рентген, дозы, удваивающей спонтанный процент мутаций, и дозы, вызывающей 1% мутаций. Как видно из этой таблицы, у дрозофилы общий процент спонтанных мутаций равен примерно 3%, а доза в 1000 рентген вызывает примерно 72% мутаций. Один процент мутаций вызывается, таким образом, дозой около 15 рентген, а спонтанный процент мутаций удваивается дозой около 30 рентген.

§ 27. Следующим подлежащим обсуждению является вопрос об относительной мутабильности млекопитающих и человека. Раньше уже

Таблица 3

Расчеты доз, вызывающих у дрозофилы удвоение спонтанного процента мутаций или 1% мутаций (по Тимофееву-Ресовскому, 1940)

1. Процент сцепленных с полом леталей на 1000 рентген	около 3%
2. Видимых и малых мутаций возникает примерно в 3 раза больше, чем леталей; поэтому общий процент всех сцепленных с полом мутаций на 1000 рентген	около 12%
3. *X*-хромосома составляет примерно одну шестую общей длины хромосомного набора; при приблизительно одинаковой относительной мутабильности всех хромосом общий процент всех мутаций на 1000 рентген	около 72%
4. Так как рассчитанный таким образом общий процент спонтанных мутаций составляет примерно 2,4 %, то 1000 рентген увеличивает спонтанный процент мутаций примерно в 30 раз; удваивается спонтанный процент мутаций дозой	около 33 рентген
5. Один процент мутаций вызывается дозой	около 14 рентген

упоминалось, что имеются основания считать млекопитающих более мутабильными, чем дрозофила. Иными словами, процент мутаций на поколение у млекопитающих, по-видимому, выше, чем у дрозофилы. Возможно, что это связано как с большей продолжительностью поколения, так и с большим числом генов у млекопитающих. Кроме того, приведенные в табл. 3 числа и для дрозофилы надо считать минимумом, так как в них несомненно не учтены еще некоторые трудно установимые типы мутаций, а относительное число хорошо изученных леталей, возникающих в половой хромосоме, может быть несколько меньше, чем в остальных хромосомах. Поэтому доза в 15 рентген на 1% вызванных мутаций должна во всяком случае считаться верхним пределом, и у человека 1% мутаций вызывается, по-видимому, уже значительно меньшей дозой.

§ 28. Раньше уже указывалось на то, что человек в популяционно-генетическом отношении находится в неблагоприятных, по отношению к вновь возникающим отрицательным мутациям, условиях. Популяции человека количественно растут, а давление отбора ничтожно. Поэтому общее для всей популяции повышение частоты возникновения мутаций даже на один или несколько процентов надо считать весьма нежелательным. Конечно, даже довольно значительные дозы ионизирующих излучений, порядка до сотни рентген, полученные за репродуктивный период отдельными немногими индивидуумами не играют особенно большой роли с общепопуляционной точки зрения, хотя и их, конечно, надо по возможности избегать. Но легко высчитать, что для получения целой большой популяцией за репродуктивный период дозы порядка тех же 100 рентген достаточно постоянного повышения общего фона ионизирующих излучений на большой территории до в настоящее время законно допустимой толерантной дозы в 0,05 рентген за сутки (конечно, в том случае, если речь идет о глубинной эффективной дозе, т. е. о гамма- или очень жестком бета-излучении).

Этот весьма приближенный и осторожный расчет показывает, что при неосмотрительном повышении общего фона ионизирующих радиаций на больших территориях, изменением генотипического состава популяций человека лежит вполне в пределах возможности.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

§ 29. Таким образом, все вышеприведенные данные и рассуждения приводят к следующим заключениям. Ионизирующие излучения у всех организмов, включая человека, повышают процент возникающих мутаций; при этом процент мутаций прямо пропорционален дозе и в значительной степени независим от продолжительности экспозиции (фактора времени) и жесткости излучения. У генетически хорошо изученных объектов 1% мутаций вызывается дозой порядка 10 рентген; у млекопитающих и человека эта доза, вероятно, ниже. Дозы порядка 100 рентген, полученные за весь репродуктивный период немногими отдельными индивидуумами, еще не являются генетически угрожающими; но такие же дозы, получаемые всеми или большинством индивидуумов популяции уже в течение немногих поколений вызовут заметные изменения генотипического состава популяции и являются, поэтому, недопустимыми, так как большинство мутаций, в отсутствии заметного давления отбора, вызывают биологически неблагоприятные изменения признаков.

§ 30. Ввиду вышесказанного совершенно необходимой представляется борьба с заметным повышением фона радиоактивных излучений на

более или менее обширных территориях. При этом «фон» должен пониматься в самом широком смысле этого слова. Альфа-частицы и мягкие бета-излучения извне не проникают в половые клетки человека; при облучении извне генетически эффективным является лишь гамма- и очень жесткое бета-излучение. Но, конечно, совершенно иной является картина при инкорпорации (проникновении в организм) излучателей: тогда все, и наиболее мягкие излучения окажутся в той или иной мере генетически эффективными. Загрязнение воды, почвы, воздуха (пыли и газы) и пищевых продуктов излучателями влечет за собой их проникновение в организм человека; поэтому загрязнение территории бета-излучателями также повышает генетически эффективный «фон».

§ 31. Атомная промышленность во всем мире производит ежегодно огромное количество излучателей. До тех пор пока они сконцентрированы в тех местах, в которых с ними производится какая-либо работа, они не являются загрязненными (ибо, по старому определению, грязь — это вещество, находящееся не там, где ему положено), и с популяционной точки зрения не представляют большой опасности; конечно, рабочий персонал должен быть предохранен от контакта с излучателями и излучениями, разработанными специальными охранными мероприятиями, уже достаточными в настоящее время при разумном и строгом выполнении всех положенных правил. При этом надо помнить, что неощутимые пока генетические эффекты возникают и при таких дозах, которые по праву могут считаться физиологически еще толерантными; не следует, однако, забывать и того, что отдельные эффекты на индивидуум, главным образом, злокачественные опухоли и злокачественные перерождения крови ведут себя во многом сходно с генетическими эффектами, являясь частично соматическими мутациями (т. е. мутациями тканевых, а не зародышевых клеток). Недаром ряд видных зарубежных биологов повторно и при различных случаях указывают на возрастающую опасность для человечества радиоактивных загрязнений среды его обитания (Haldane, 1955, 1956; Muller, 1955; Russel, 1954). В Англии уже ведется учет получаемых определенными слоями населения генетически эффективных доз (Farmer, 1957).

§ 32. Необходимо особо подчеркнуть, что все вышеприведенные данные и основанные на них рассуждения почерпнуты из общей экспериментальной и радиационной генетики, до последнего времени не ставившей себе специальной задачи анализа возможных генетических эффектов излучений на человека. При явной невозможности в ближайшее время собрать достаточный генетический материал по человеку (в местах взрывов атомных бомб в Японии и при авариях), необходимо расширение работ по радиационной генетике на генетически удобных объектах, с целью установления и уточнения закономерностей спонтанного и вызванного излучениями мутационного процесса. Кроме того, необходимо проведение специальных опытов на млекопитающих для установления их относительной мутабильности; количественный расчет минимального объема таких опытов, могущих дать статистически достоверные результаты, недавно произведен Холдэном (Haldane, 1956). В нашей стране необходимо всячески форсировать проведение радиационно-генетических опытов, ввиду их большого и актуального практического значения. При этом надо учитывать, что практическое значение радиационной генетики не ограничивается установлением прогноза отрицательных действий излучений на популяции человека. Еще большее значение она имеет как источник методических достижений и сырого материала для весьма положительных проблем селекции культурных растений и домашних животных.

ЛИТЕРАТУРА

Бляхер Л. Я. 1937. Общая биология. М., Биомедгиз.

Дубинин Н. П. 1956. Проблемы и задачи радиационной генетики. Вестник АН СССР, т. 26.

Натали В. Ф. 1938. Генетика. М., Учпедгиз.

Синнот и Дэнн. 1934. Курс генетики. М., Биомедгиз.

Тимофеев-Ресовский Н. В. 1958. Микроэволюция. Бот. журн., т. 43.

Тимофеев-Ресовский Н. В. 1960. О развитии и основных направлениях радиационной генетики. Сб. работ лаб. биофизики УФАН СССР, III, Свердловск.

Томсон Д. 1958. Предвидимое будущее. М., И. Л.

Четвериков С. С. 1926. О некоторых моментах эволюционного процесса с точки зрения современной генетики. Журн. экспер. биол., сер. А., т. 2.

Bacq Z. M., Alexander P. 1955. Fundamentals of Radiobiology. London

Bauer H., Timofeeff-Ressovsky N. W. 1943. Genetik und Evolutionsforschung bei Tieren. Die Evol. d. Organismen, Verl. Fischer, Jena.

Breneke H. 1937. Stralenschädigung von Mäuse und Rattensperma beobachtet an der Frühentwicklung der Eier. Strahlentherapie, 60.

Buzzati-Traverso A., Cavalli L. 1948. Teoria dell'urto e unità biologiche elementari, Longanesi Milano.

Catcheside D. C. 1948. Genetic effects of radiations. Adv. in Genet. 2, New York.

Cockroft J. 1955. Radiological hasards from nuclear exploisions and nuclear power Nature, 175 (4464).

Efroimson W. P. 1931. Die transmutierende Wirkung der X-Strahlen und das Problem der genetischen Evolution. Biol. Zentralbl. 51.

Farmer F. R. 1957. The genetic significance of radiation exposure in atomic energy work in the United Kingdom in 1953 and 1954. Brit. J. Radiol. 30.

Genetic effects of nuclear radiation. 1955. Brit. Med. J. 4917.

Glass B. 1954. Genetic danger in human populations, especially those due to gene and genetic drift. Adv. Genetics, V. New York.

Haldane J. B. S. 1947. The dysgenic effects of induced recessive mutations. Ann. Eugenics, 14.

Haldane J. B. S. 1955. Genetical effects of radiation from products of explosions. Nature, 176, 4472.

Haldane J. B. S. 1956. The estimations of mutation rates produced by high energy events in mammals. Current Sci. 25, 3.

Haldane J. B. S. 1956. The detection of autosomal lethals in mice induced by mutagenic agents. J. Genetics. 54, 2.

Hertwig P. 1941. Erbänderungen bei Mäusen nach Röntgenbestrahlung. Proc. Intern. Genetic Congr. Edinburg. 1939. J. Genetics, 1941 Suppl.

Hertwig P., Brenneke 1937. Ursachen der herabgesetzten Wurfgrösse bei Mäusen nach Röntgenbestrahlung des Spermas Z. indukt. Abst. Vererb., 72.

Hollaender A., Kimball R. T. 1956. Modification of radiationinduced genetic damage. Nature, 177, 4512.

Kaufmann B. P. 1954. Chromosome aberrations induced in animal cells by ionizing radiations. Radiation Biology, 1.

Lea D. E. 1946. Actions of ionizing radiations on living cells. C. U. P. Cambridge.

Lea D. E. 1947. Effects of radiation on germ cells: dominant lethals and hereditary partial sterility. Brit. J. Radiology, Suppl. 1.

Lejeune J. 1955. Les dangers pour l'espéce humaine de l'utilisation méme pacifique, de l'énérgie atomique. Comiss. homme, 1955, 6—7.

Martius H. 1930. Röntgenstrahlen und keimschadigung. Strahlenther. 37.

Martis H. 1937. Gibt es eine eugenische Rontgenstrahlentoleranz für die Eierstöcke. Zbl. Gynäk. 37.

Mather K. 1955. Die Gefahren einer genetischen Spätschädigung durch die Atomenergie. Naturwiss Rundschau. Bd. 8, № 6.

Muller H. J. 1928. The problem of genic modification. Verh. 5. Int. Kongr. Vererb, I.

Muller H. J. 1934. Radiation genetics. 4. Intern. Radiologen-Kongress, Zürich, 2.

Muller H. J. 1934. The effects of röntgen rays upon the hereditary material. Science of Radiology, Springfield.

Muller H. J. 1950. Radiation damage to the genetic material. Am. Scientist. 38.

Muller H. J. 1950. Our load of mutations. Am J. Human Genetics, 2.

Muller H. J. 1954. The manner of dependence of the permissible dose of radiation on the amount of genetic damage. Acta radiol., 41, № 1.

Muller H. J. 1954. The nature of genetic effects produced by radiation. Radiation Biology 1, N.-Y.— London.

Muller H. J. 1954. The manner of production of mutations by radiation. Radiation Biology 1, N.-Y.— London.

Muller H. J. 1955. How radiation changes the genetic constitution. Bull. Atomic., Scientist, 11, № 9.
Muller H. J. 1955. Radiation and human mutation. Scient. Amer., 193, № 5.
Muller H. J. 1955. Genetic damage produced by radiation. Science, 121, № 3155.
Muller H. J. 1955. Comments on the genetic effects of radiation on human populations. J. Heredity, 46, № 5.
Peller S. 1931. Über die Wahrscheinlichkeit von Erbschädigungen nach Ovarialbestrahlungen. Arch. Gynäk. 147.
Raiewsky B. N. und Timofèeff-Ressovsky N. W. 1939. Höhenstrahlung und die Mutationsrate von Drosophila melanogaster. Z. ind Abst. Vererb., 77.
Rajewsky B. et al. 1957. Wissenschaftliche Grundlagen des Strahlenschutzes. Karlsruhe, Braun.
Riehl N., Timofèeff-Ressovsky N. W., Zimmer K. G. 1941. Mechanismus der Wirhung Ionisierender Strahlen auf biologische Elementareinheiten. Naturwissenschaften, 29.
Russel W. L. 1951. X-ray-induced mutations in mice. Gold Spring Harbor Symposia quant. Biol. 16.
Russel W. L. 1954. Genetic effects of Radiation in mammals. Radiation Biology, 1, New York — London.
Russel W. L. 1956. Comparison of X-ray-induced mutation rates in Drosophila and mice. Amer. Naturalist, 90, № 850.
Schinz R. und Buschke. 1935. Krebs und Vererbung. Leipzig.
Schubert G. 1947. Kernphysik und Medizin. Göttingen.
Schubert G. und Pickhan. 1938. Erbschädigungen. G. Thieme, Leipzig.
Slatis Herman M. 1955. Current Status of information on the induction of mutations by irradiations. Science, 121, № 154.
Snell G. D. 1933. Genetic changes in mice induced by X-rays. Am. Naturalist, 67.
Snell G. D. 1935. The induction by irradiation with neutrons of hereditary changes in mice. Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.A., 25.
Snell G. D. 1935. The induction by X-rays of hereditary changes in mice. Genetics, 20.
Snell G. D. 1941. Inductions by roentgen rays of hereditary changes in mice. Radiology, 36.
Strandskov H. H. 1932. Effect of X-rays in an inbred strain of guinea-pigs. Journ. Exp. Zool., 63.
Stubbe H. 1937. Spontane und strahleninduzierte Mutabilität. Leipzig.
Sturtevant A. H. 1955. The genetic effects of high energy irradiation on human populations. Engng. and Sci, 18, 4.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1929. Der Stand der Erzengung von Genovariationen durch Röntgenbestrahlung. Journ. Psychol. Neur. 39.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1931. Die bisherigen Ergebnisse der Strahlengenetik. Erg. mediz. Strahlenforschung, 5.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1934. Experimental production of mutations. Biol. Rev. Cambridge, 9.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1935. Auslösung von Vitalitätsmutationen durch Röntgenbestrahlung bei Drosophila melanogaster. Nachr. Ges. wiss. Götingen, Biol. N. F. I.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1937. Experimentelle Mutationsforschung in der Vererbungslehre, Dresden.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1939. Ergebnisse der experimentallen Mutationsforschung vom Standpunkte der Erbpathologie. Congr. Intern. Patol. Compa Roma.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1939. Le mécanisme des mutations et la structure du gène. Edit. Hermann. Paris.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1940. Eine biophysikalische Analyse des Mutationsvorganges. Nova Acta Leopolina. Halle.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1940. Die Entstehung neuer Erbanlagen. Handb. Erbiol. Mensch., Berlin.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1941. Einige chemisch-biologische Anwendungen der schnellen Neutronen der künstlich radioaktiven Stoffe. Angew. Chem., 54.
Timofèeff-Ressovsky N. W. 1946. Mutations and geographical variation. The New Systematics, Oxford.
Timofèeff-Ressovsky N. W. und Zimmer K. G. 1939. Strahlengenetik. Strahlenther, 66; 1944. Strahlengenetik. Strahlenther, 74.
Timofèeff-Ressovsky N. W. und Zimmer K. G. 1947. Biophysik. I. Das Trefferprinzip in der Biologie. Verl. Hirzel, Leipzig.
Wright S. 1950. Discussion on population genetics and radiation. J. Cellular Comp. Physiol., 35. (Suppl. 1).

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие 5
Н. В. Тимофеев-Ресовский. О радиоактивных загрязнениях биосферы и о мерах борьбы с этими загрязнениями 7
А. А. Титлянова и Н. А. Тимофеева. Сорбция радиоактивных изотопов почвой 17
Н. В. Куликов, Н. А. Порядкова, С. В. Агафонова и Н. В. Тимофеев-Ресовский. О действии излучателей на фитоценозы и влиянии последних на миграцию и перераспределение радиоизотопов в почве . . 31
Е. А. Тимофеева-Ресовская, Б. М. Агафонов и Н. В. Тимофеев-Ресовский. О судьбе радиоизотопов в водоемах 49
И. П. Трегубенко. Поведение излучателей в организме и методы ускорения их выделения 69
Н. В. Тимофеев-Ресовский. О возможном действии повышенного фона ионизирующих излучений на генетический состав популяций человека . . 77

ЗАМЕЧЕННЫЕ ОПЕЧАТКИ

Стр.	Строка	Напечатано	Следует читать
32	16-я снизу	радиоактивных-загрязненных	радиоактивно загрязненных
42	12-я сверху	радиоактивности кобальта	радиоактивного кобальта
54	10-я снизу	(например, бактерии *Lemna* и *Radix ovata*...	(например, бактерии, *Lemna* и *Radix ovata*...