

П-151
81

ISSN 0568-6143

7

РАДИОЭКОЛОГИЯ
БИОГЕОЦЕНОЗОВ
С
ПОВЫШЕННЫМ
ФОНОМ
ЕСТЕСТВЕННОЙ
РАДИОАКТИВНОСТИ

17-121
Академия наук СССР
Коми филиал

РАДИОЭКОЛОГИЯ БИОГЕОЦЕНОЗОВ
С ПОВЫШЕННЫМ ФОНОМ
ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ

(Труды Коми филиала АН СССР, № 81)

Сыктывкар 1987

В сборнике изложены результаты оригинальных радиэкологических исследований, проведенных сотрудниками Института биологии Коми филиала АН СССР на участках с повышенным естественным фоном радиации и в условиях эксперимента. Освещаются вопросы действия малых доз ионизирующих излучений на природные популяции животных и растений. Обсуждаются результаты изучения перехода естественных радионуклидов из почвы в растения и почвенную фауну.

Сборник представляет интерес для специалистов, работающих в областях радиобиологии, экологии, радиационной гигиены, почвоведения и агрохимии.

Редакционная коллегия

М.В.Гецен (отв. редактор), О.Н.Попова (отв. секретарь),
А.И.Таскаев, В.И.Шершунова, Э.И.Кирушева

ВВЕДЕНИЕ

В последние годы в радиэкологии и радиационной гигиене наметилось очевидное смещение тематики экспериментальных и теоретических исследований — на первое место вышла проблема оценки биологической значимости естественного фона ионизирующих излучений (в том числе техногенно повышенного). Убедительным подтверждением справедливости этого утверждения является тот факт, что в 1985 г. каждая четвертая публикация в мировой литературе по проблемам радиэкологии и радиационной гигиены посвящалась проблеме миграции тяжелых естественных радионуклидов и оценке (биологической, экологической и радиационно-гигиенической) роли естественного радиационного фона (по результатам анализа реферативного журнала "Радиационная биология", ВИНТИ). Для сравнения можно указать, что в 1975-1982 гг. число публикаций по этим вопросам поддерживалось на довольно стабильном уровне около 10-12%.

Наметившаяся тенденция к усилению разработки данной проблемы обусловлена прежде всего тем, что с этим источником связан в настоящее время (и будет связан в ближайшем будущем) основной вклад в суммарное облучение и человека и живых организмов в среде их обитания.

Среди основных задач, решение которых предопределяет выяснение основных последствий длительного облучения человека, живых организмов и их популяций от естественного радиационного фона, узловое положение занимает прямое изучение радиационных эффектов от этого фона на живые организмы. Очевидно, что с экспериментальной точки зрения трудности таких исследований крайне велики. В первую очередь нужно отметить сложности изучения действия физического фактора — ионизирующих излучений крайне низкой интенсивности, с одной стороны, и необходимость вычленения роли ионизирующих излучений как одного из экологических факторов среди сложного комплекса меняющихся в широких пределах факторов окружающей среды, — с другой). Учитывая это, можно понять значительный интерес к экспериментальным радиэкологическим работам в регионах с повышенным радиационным фоном.

Основное содержание сборника — итоги наблюдений за функциональным состоянием популяций животных и растений на территориях с повышенным содержанием тяжелых естественных радионуклидов — ^{238}U , ^{232}Th и продуктов их распада, среди которых есть ряд достаточно биологически подвижных (^{226}Ra , ^{210}Po , ^{210}Pb и некоторые другие). Характер-

П 108480



© Коми филиал АН СССР, 1987

ной особенностью радиоэкологических исследований на животных является широкий охват критериев, с помощью которых анализируется воздействие малых доз облучения от естественного радиационного фона (морфологические, физиологические, гематологические, репродуктивные, популяционные, биохимические и другие показатели). Только путем комплексного анализа большого набора тест-систем можно, по-видимому, достичь объективной оценки действия повышенного фона ионизирующих излучений. Следует подчеркнуть, что экспериментальные исследования выполнены в основном на традиционном для радиоэкологических зоологических исследований объекте — полевках. Такое постоянство в объекте наблюдений позволило получать интересный многолетний материал. На растительных объектах изучены различные реакции растений, носящие стимуляционный характер, и адаптивный характер при длительном облучении.

Экспериментальное изучение биологического действия природного фона ионизирующих излучений, когда источником облучения являются мигрирующие в природной среде тяжелые естественные радионуклиды, когда радиационное воздействие складывается из внешнего и внутреннего облучения, предполагает проведение биогеохимических исследований поведения и миграции этих радионуклидов в природной среде. Такого рода исследования позволяют оценить метаболизм тяжелых естественных радионуклидов в растениях и животных; это в конечном счете делает возможным оценку поглощенных доз, без чего невозможно корректное соотнесение величины воздействующего фактора и производимого им эффекта.

Существенное значение для оценки подвижности тяжелых естественных радионуклидов в биологических цепочках имеет определение форм нахождения этих радионуклидов в природных средах — горных породах, почвах, водах — исходных звеньях включения радионуклидов в миграционные цепи. К сожалению, сведения о формах соединений тяжелых естественных радионуклидов в окружающей среде весьма ограничены, в связи с чем приведенные в книге экспериментальные данные представляют огромный интерес. Особое внимание при этом следует уделить временной динамике превращения различных соединений тяжелых естественных радионуклидов (имея в виду в первую очередь техногенные формы этих радионуклидов). В сборнике приведены интересные сведения о почвенной химии ^{232}Th и ^{238}U , вскрыты корреляционные связи между формами нахождения этих радионуклидов — материнских в рядах распада — доступностью для включения в звено миграции почва-растение. Помимо радиоэкологического интереса данные о круговороте урана и тория актуальны и с общепрохимических позиций.

В методической части работы интересна статья о поведении радионуклидов в почвах. В современной радиоэкологии и радиационной гигиене этот радионуклид занял лидирующее положение по вниманию к особенностям

миграции и биологическому действию, учитывая его доминирующую роль в дозообразовании у человека и живых организмов. К сожалению, существенно радиоэкологические аспекты поведения радона еще очень мало изучены.

В заключение можно сказать, что предлагаемый вниманию читателя сборник, несомненно, вносит вклад в более полное понимание биологической и экологической роли естественного фона ионизирующих излучений, что очень важно в период антропогенного роста радиационного воздействия на человека и биосферу. Он, безусловно, будет с интересом прочитан биологами, радиоэкологами, широким кругом специалистов, интересующихся радиоэкологическими проблемами и вопросами охраны окружающей среды в век атомной энергетики и внедрения достижений атомной науки и техники в различные сферы народного хозяйства.

Профессор Р.М.Александрин

ДЕЙСТВИЕ МАЛЫХ ДОЗ
ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ЖИВОТНЫХ
В ПРИРОДНЫХ УСЛОВИЯХ
И ЭКСПЕРИМЕНТЕ

ДИНАМИКА МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК
ПОПУЛЯЦИОННЫХ ГРУПП КРАСНОЙ ПОЛЕВКИ
(CLETHRIONOMYS RUTILUS)
НА РАДИОАКТИВНЫХ И КОНТРОЛЬНЫХ УЧАСТКАХ

Б.В.Тестов, А.И.Кичигин

Метод морфофизиологических индикаторов, разработанный С.С.Шварцманом, ставил своей задачей установление коррелятивных связей между жизненно важными органами и функциями организма [11]. Известно, что у животных, впрочем, у любого живого организма, различные этапы онтогенетического развития в функциональном отношении неравнозначны, что, естественно, отражается на морфологии органов [11, 12]. Наиболее типичным примером — изменение строения и веса семенников в зависимости от половой принадлежности самцов [10]. Однако на уровне одного организма установить коррелятивную связь по весу органов очень трудно. Не удается это сделать и на уровне популяционной группы зверьков, поскольку весовые показатели органов сильно варьируют, что, очевидно, связано с многообразием проявления способности организмов в одних и тех же экологических условиях жизни.

Обычно при наличии варьирующего материала проводят статистическую обработку, позволяющую выявить распределения используемых величин и зависимость между средними величинами, характеризующими совокупность полученных характеристик. Однако этот прием возможен, когда вариация обусловлена случайными отклонениями, вызванными несистематической ошибкой измерения или циркадными ритмами с небольшим периодом проявления. Если же исследуемая характеристика (параметр) находится под контролем двух или нескольких процессов, относительно равных по своему воздействию на эту характеристику, то простое применение статистического анализа не всегда приводит к корректным результатам. В данном случае требуется достаточно сложный анализ первичного материала, позволяющий разбить совокупность всех данных на группы той или иной степени однородности, или применение более сложных форм статистического анализа.

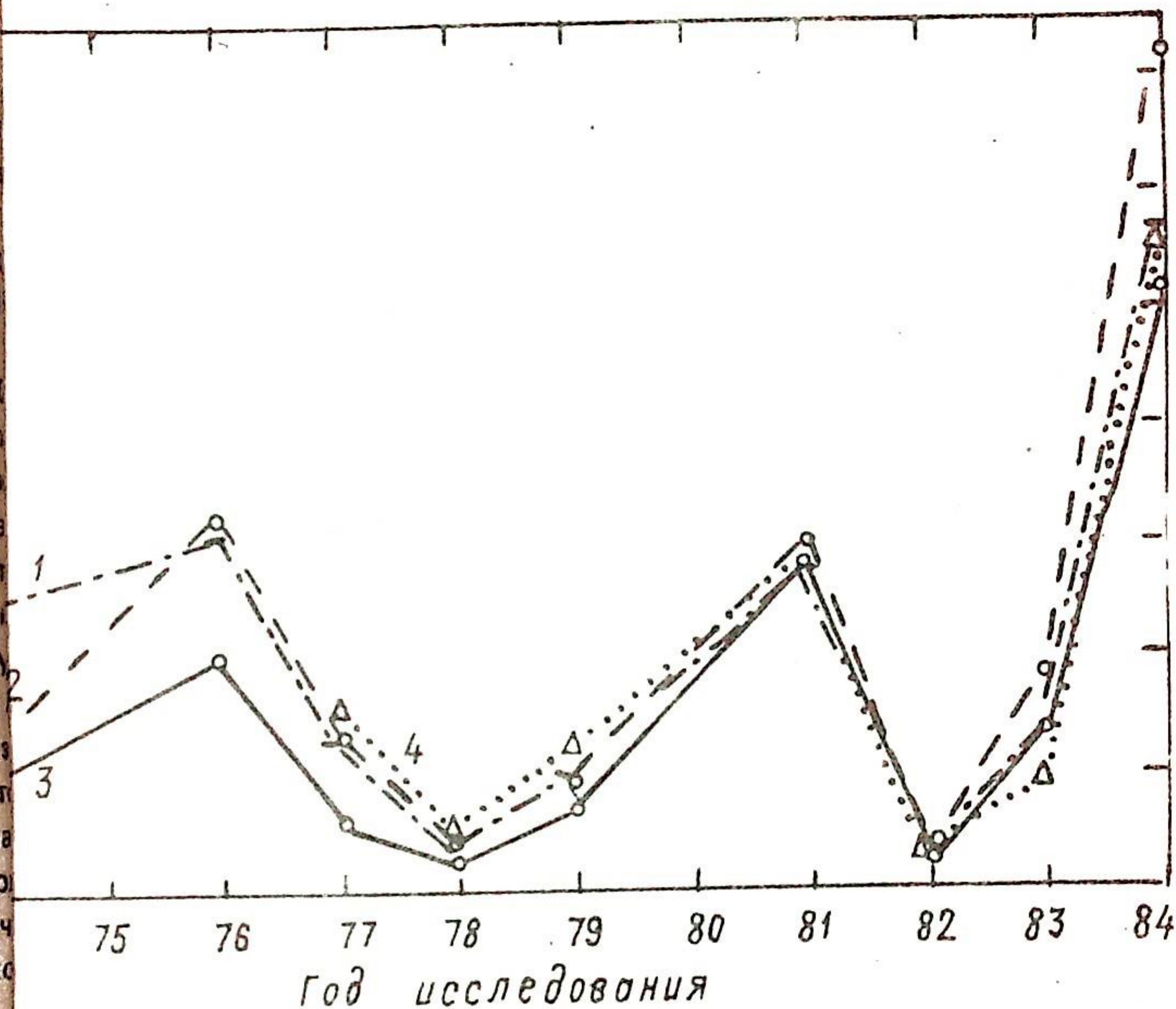
МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследовали популяцию красной сибирской полевки (*Clethrionomys rutilus*) на территории Северного Урала, где имеется зона с повышенной

естественной радиоактивностью в подстилающих горных породах [9]. Исследования влияния повышенной радиоактивности на животных выделены 4 участка (2 в радиоактивной зоне и 2 за ее пределами), находящихся в 3-5 км друг от друга. Участки имели площадь от 5 до 10 га и были заняты крупноглыбовыми развалами, которые использовались зверьками в качестве станций переживания [1]. Средние величины поглощенных доз радиоактивных участков составили примерно 2, на контрольных 0,1 в год. Отлов животных проводили живоловушками в количестве 30 штук на каждом участке, что обеспечивало в течение 9 лет отлов 300 экземпляров. В период с низкой численностью (1978 и 1982 гг.) количество ловушек увеличивали примерно в 2 раза. Отлов животных проводился в июле-августе при ежедневном осмотре ловушек на всех участках в это время. Продолжительность отлова зверьков на одном месте составляла 7-10 дней, после чего ловушки передвигали на смежную территорию. Рестановку ловушек на радиоактивных и контрольных участках осуществляли в один и тот же день. Отловленных животных разбивали по полу и возрасту, по половым и возрастным характеристикам, используя в качестве последних не абсолютный возраст, а функциональное состояние зверьков. При этом все полевки были разделены на перезимовавшие (ФФГ*1), неполовозрелых сеголеток (ФФГ-2) и половозрелых сеголеток (ФФГ-3) [7]. Собранный материал анализировали с учетом циклической динамики численности, обусловленной совокупным действием экологических условий и механизмов популяционного гомеостаза [12].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Численность животных. За период исследования 1974-1985 гг. зарегистрировано три максимума и два минимума численности, последние мы будем называть депрессиями. Максимумы (пик численности) наблюдали в 1976, 1981 и 1984 гг., минимумы — в 1978 и 1982 гг. (рис. 1). В 1975 и 1980 гг. учет численности не проводили, что могло отразиться на точном определении точки пика численности. Период цикла между двумя максимумами составил 5 и 3 года (а если за точку максимума принять 1980 г., то период цикла равен 4 и 4 гг.), между минимумами — 4 года. Сравнительный анализ относительной численности зверьков на радиоактивных и контрольных участках за весь период исследований не позволил выявить каких-либо существенных различий по этому показателю. Относительная численность легла в основу определения продолжительности популяционного цикла, который мы традиционно разделили на фазы депрессии, подъема, пика и спада. Статистический анализ величин относительной численности позволил определить среднюю величину для популяции красной полевки в исследуемом регионе в период депрессии, равную 1



1. Динамика относительной численности сибирской красной полевки на участках: 1,3 — контрольный; 2,4 — радиоактивный.

в период пика — $16,34 \pm 2,26$ зверьков на 100 ловушко-суток. Средние значения относительной численности для фаз подъема и спада составили соответственно $5,14 \pm 0,66$ и $4,68 \pm 0,82$ зверьков на 100 ловушко-суток, при отсутствии достоверного различия между этими величинами. Морфологические показатели. При сравнении веса зверьков в различные фазы популяционного цикла обращает на себя внимание снижение этого показателя в период депрессии, которое в среднем для зверьков (ФФГ-1) составляет 12%, для (ФФГ-2) — 6, для животных (ФФГ-3) — 8% от среднего значения. Для всех возрастных групп уменьшение веса в период депрессии достоверно ($P < 0,01$) и объясняется, по-видимому, их ранним половым созреванием. Вес перезимовавших самцов в другие фазы численности варьирует в небольших пределах, что, вероятно, обусловлено примерно одинаковой функциональной нагрузкой.

Для неполовозрелых сеголеток (ФФГ-2) снижение веса зверьков наблюдается в период депрессии и спада численности (см. таблицу). Если снижение

* Физиологическая функциональная группа [7].

веса самцов в период депрессии можно объяснить их более ранним ванием и переходом в другую функциональную группу, то в период оно вызвано, по-видимому, другой причиной. Наибольший вес у незрелых сеголеток наблюдался в период подъема численности ($15,18 \pm$ а в период пика он был несколько ниже ($14,49 \pm 0,13$ г). У самцов ФФГ-3 вес оказался наибольшим в период пика ($20,22 \pm 1,0$). Наименьший вес зверьков этой группы зарегистрирован в период депрессии и спада численности.

Обнаружены также различия в индексе семенников у животных последующих групп. Так, относительный вес семенников в фазу пика перезимовавших зверьков был достоверно ($P < 0,01$) ниже по сравнению с фазами подъема численности и депрессии, что может свидетельствовать о некотором снижении репродуктивного напряжения. Относительный вес семенников у неполовозрелых зверьков в фазу депрессии был значительно выше (более чем в 5 раз) по сравнению с другими фазами, что является свидетельством усиленного полового созревания сеголеток в этот период. Наименьшим относительным весом семенников обладали животные в фазу спада численности. В период подъема и спада численности индекс семенников у полевок группы ФФГ-2 был примерно одинаковым. Что касается семенников у половозрелых сеголеток, то наблюдалась большая вариация этого показателя. Наибольший относительный вес семенников был зафиксирован в фазу депрессии и подъема численности. Несколько меньший индекс семенников пришелся на фазу спада. В период пика численности половозрелые самки имели семенники значительно меньших размеров по сравнению с теми же в другие фазы цикла, что указывает на их медленное половое созревание в этот период.

Вес надпочечников обычно связывают с величиной стрессированности организма [10,11]. В этом плане интересно рассмотреть вес надпочечников в различные фазы популяционного цикла. Анализ данных показал, что наибольший относительный вес надпочечников у всех функциональных групп наблюдался на фазу спада, наиболее значительный — на фазу депрессии (табл. 1). Последняя, как известно, характеризуется большим репродуктивным напряжением. Поэтому мы склонны считать, что увеличение индекса надпочечников свидетельствует об увеличении половой активности.

Сравнение морфологических показателей у зверьков, отловленных на радиоактивных и контрольных участках, показало, что в основе изменений среднего веса лежат одни и те же закономерности (рис.2). Наименьший вес зверьков (ФФГ-1) наблюдается в период депрессии, наибольший — в фазу пика и подъема численности. Аналогичные зависимости были прослежены у животных групп ФФГ-2 и ФФГ-3. Однако сравнение зверьков одних и тех же функциональных групп, обитающих на различных участках, свидетельствует о некотором превышении веса полевок с радиоактивных участков. Ста-

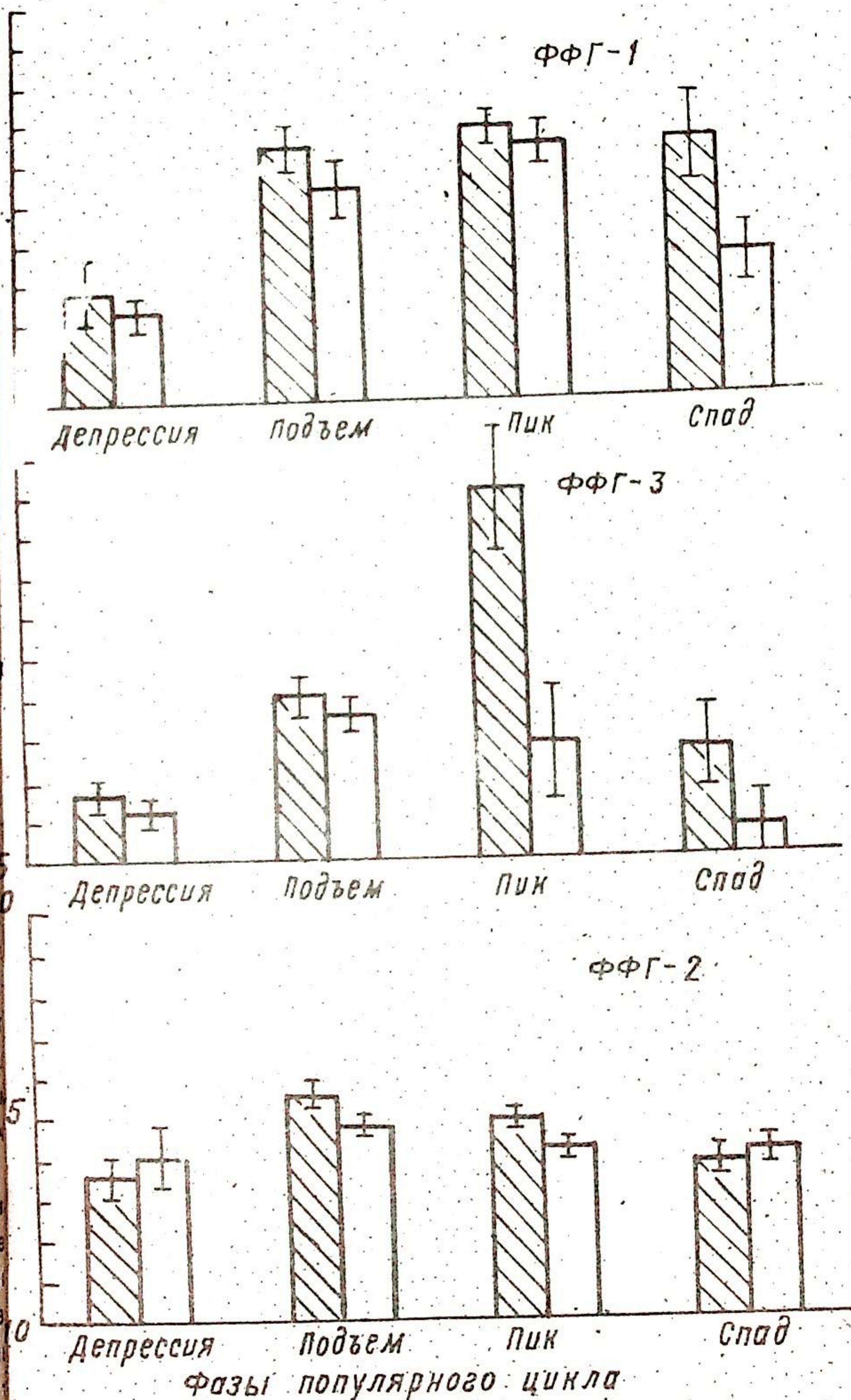


рис.2. Значения веса зверьков различных ФФГ на радиоактивных (заштриховано) и контрольных участках в различные фазы популяционного цикла.

Морфологическая характеристика
самцов сибирской красной полевки
в различные фазы популяционного цикла

| Функциональная группа | Фаза цикла | Вес животных, г | | | Индекс надпочечников, % | | | Индекс семенников, % | | |
|-----------------------|------------|-----------------|-----------|------|-------------------------|-----------|------|----------------------|-----------|------|
| | | n | \bar{X} | m | n | \bar{X} | m | n | \bar{X} | m |
| ФФГ-1 | Депрессия | 27 | 22,73 | 0,38 | 27 | 0,66 | 0,04 | 26 | 22,95 | 0,75 |
| | Подъем | 78 | 25,87 | 0,42 | 65 | 0,66 | 0,03 | 78 | 22,26 | 0,51 |
| | Пик | 186 | 26,43 | 0,29 | 144 | 0,63 | 0,02 | 141 | 19,87 | 0,42 |
| | Спад | 30 | 25,10 | 0,72 | 29 | 0,43 | 0,02 | 23 | 21,21 | 1,09 |
| ФФГ-2 | Депрессия | 31 | 13,81 | 0,44 | 30 | 0,82 | 0,05 | 30 | 11,38 | 1,03 |
| | Подъем | 354 | 15,18 | 0,13 | 291 | 0,67 | 0,01 | 325 | 1,96 | 0,11 |
| | Пик | 459 | 14,49 | 0,13 | 313 | 0,70 | 0,01 | 273 | 1,05 | 0,05 |
| | Спад | 85 | 13,79 | 0,25 | 86 | 0,54 | 0,02 | 85 | 2,08 | 0,36 |
| ФФГ-3 | Депрессия | 70 | 16,45 | 0,23 | 66 | 0,74 | 0,03 | 69 | 22,53 | 0,46 |
| | Подъем | 104 | 18,76 | 0,30 | 80 | 0,69 | 0,04 | 89 | 21,68 | 0,66 |
| | Пик | 5 | 20,22 | 1,05 | 5 | 0,65 | 0,15 | 5 | 10,44 | 4,40 |
| | Спад | 20 | 16,84 | 0,68 | 20 | 0,47 | 0,04 | 18 | 19,88 | 1,74 |

Примечание: n — число животных; \bar{X} — среднее арифметическое; m — ошибка среднеарифметического.

Анализ данных с использованием парного критерия Вилкоксона показал отмеченное превышение веса достоверно с уровнем значимости $P < 0,05$. Полученные данные подтверждают наблюдения других авторов [6], которые также отмечали увеличение веса зверьков на радиоактивных участ-

ках в сравнении относительного веса семенников у животных, отловленных на тех же участках, прослеживается снижение этого показателя в период депрессии и повышение до максимума в фазу депрессии (рис.3). На территории хорошо выраженной общей закономерности наблюдается, однако, что у 66% зверьков превышение веса семенников на контрольных участках. В связи с этим увеличение веса зверьков на радиоактивных участках может объясняться снижением репродуктивного напряжения.

Анализ относительного веса надпочечников у соответствующих функциональных групп зверьков с радиоактивных и контрольных участков в различные фазы популяционного цикла обнаружил сходную закономерность — увеличение в фазу спада численности (рис.4). По другим фазам получены противоречивые результаты. Прослежена тенденция к увеличению относительного веса надпочечников в фазу депрессии, наблюдаемая преимущественно у зверьков с контрольных участков (в 75% сравниваемых групп). Если же сравнивать соответствующих групп показания весов и относительного веса надпочечников (рис.2 и 4), то можно заметить, что у 10 из 12 сравниваемых зверьков причины этих показателей находятся в противофазе, т.е. большему весу надпочечников соответствует меньший относительный вес надпочечников. Анализ знаков [6], эти различия достоверны, что является косвенным подтверждением факта уменьшения веса зверьков в период интенсивного размножения надпочечников.

Анализ индекса семенников и индекса надпочечников у исследуемых зверьков (рис.3 и 4) показывает, что в 10 из 12 сравниваемых групп зверьки, имеющие больший относительный вес семенников, имеют и больший вес надпочечников. Анализ с помощью критерия знаков показывает, что с вероятностью $P < 0,05$ увеличение веса семенников связано именно с увеличением относительного веса надпочечников. Увеличение относительного веса надпочечников обусловлено, по-видимому, за счет разрастания коркового слоя и усиленного синтеза стероидных гормонов [4,13], что приводит к ускорению созревания и увеличению веса семенников, одновременно блокируя синтез соматотропных гормонов и приводя к уменьшению веса зверьков. Увеличение веса надпочечников, наблюдаемое некоторыми авторами в лабораторных условиях, при переуплотнении популяции вызвано, вероятно, увеличением мозговой части надпочечников [2, 13].

Полнота представленных данных свидетельствует о том, что у зверьков на обследованных нами радиоактивных участках наблюдаемое увеличение веса тела и снижение относительного веса семенников вызвано,

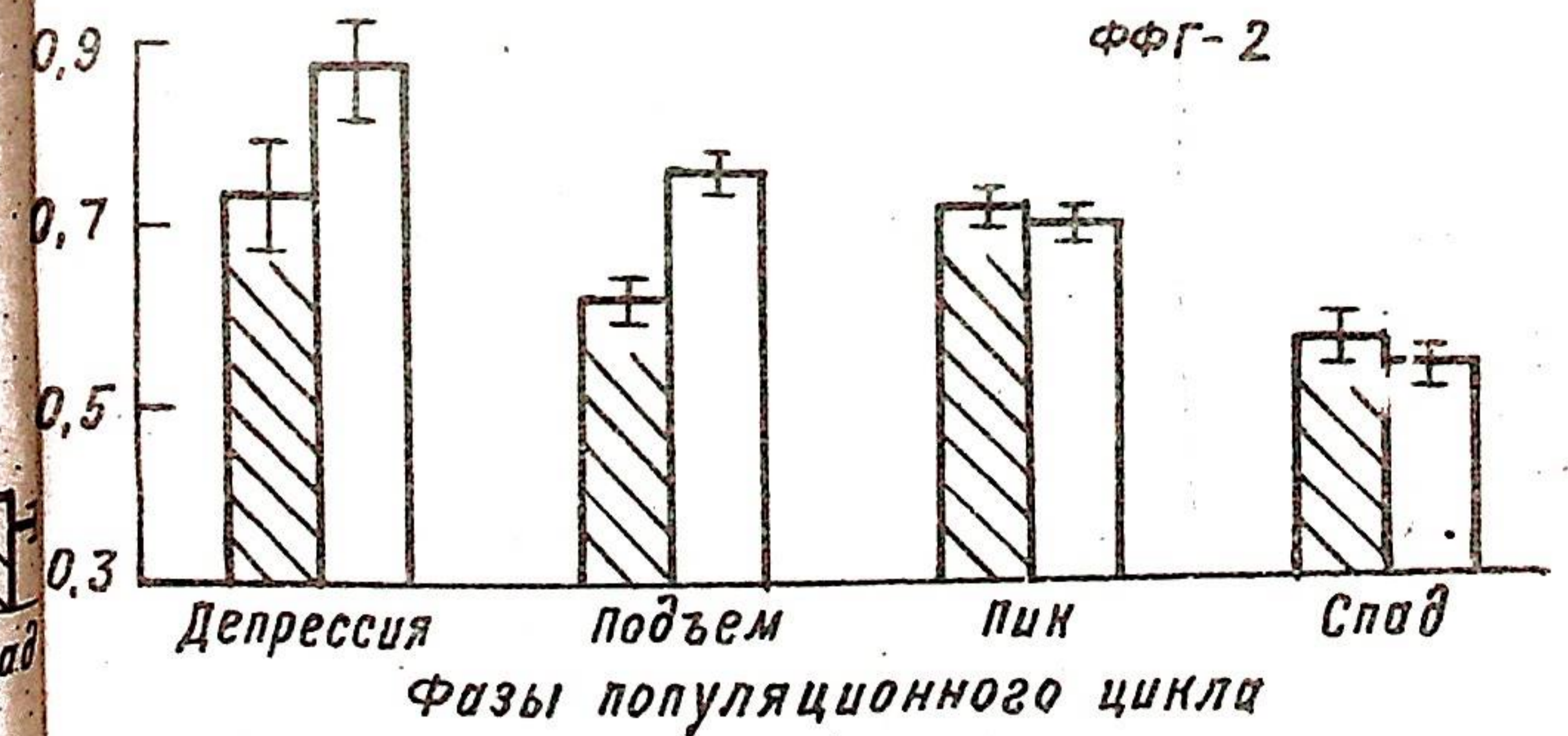
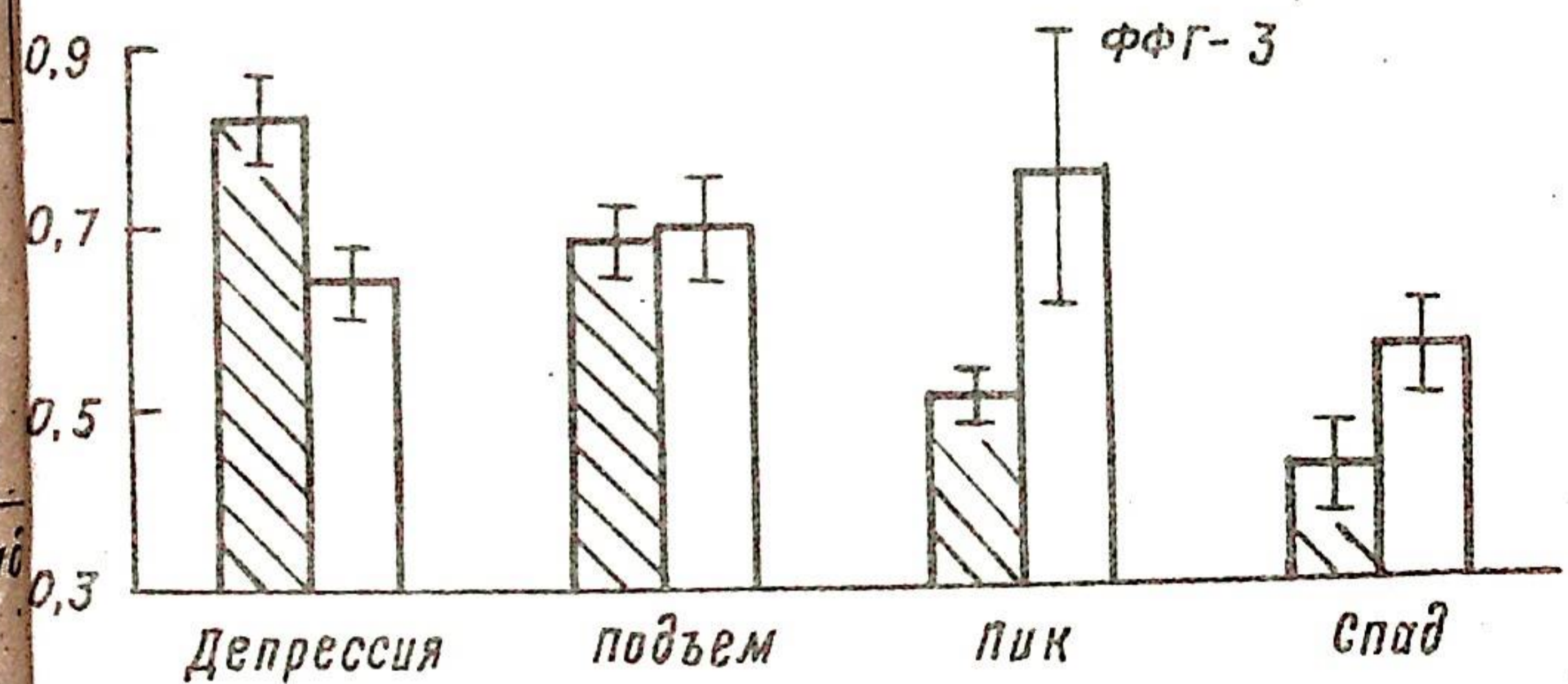
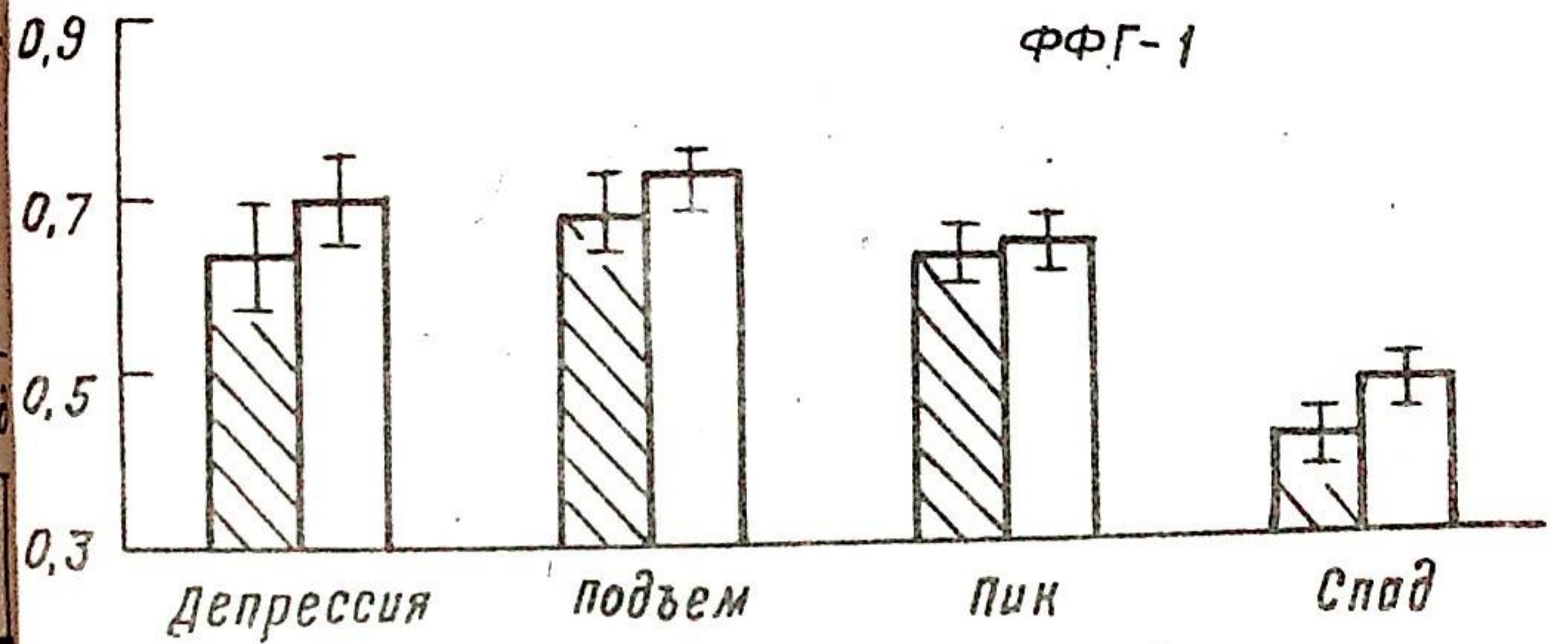
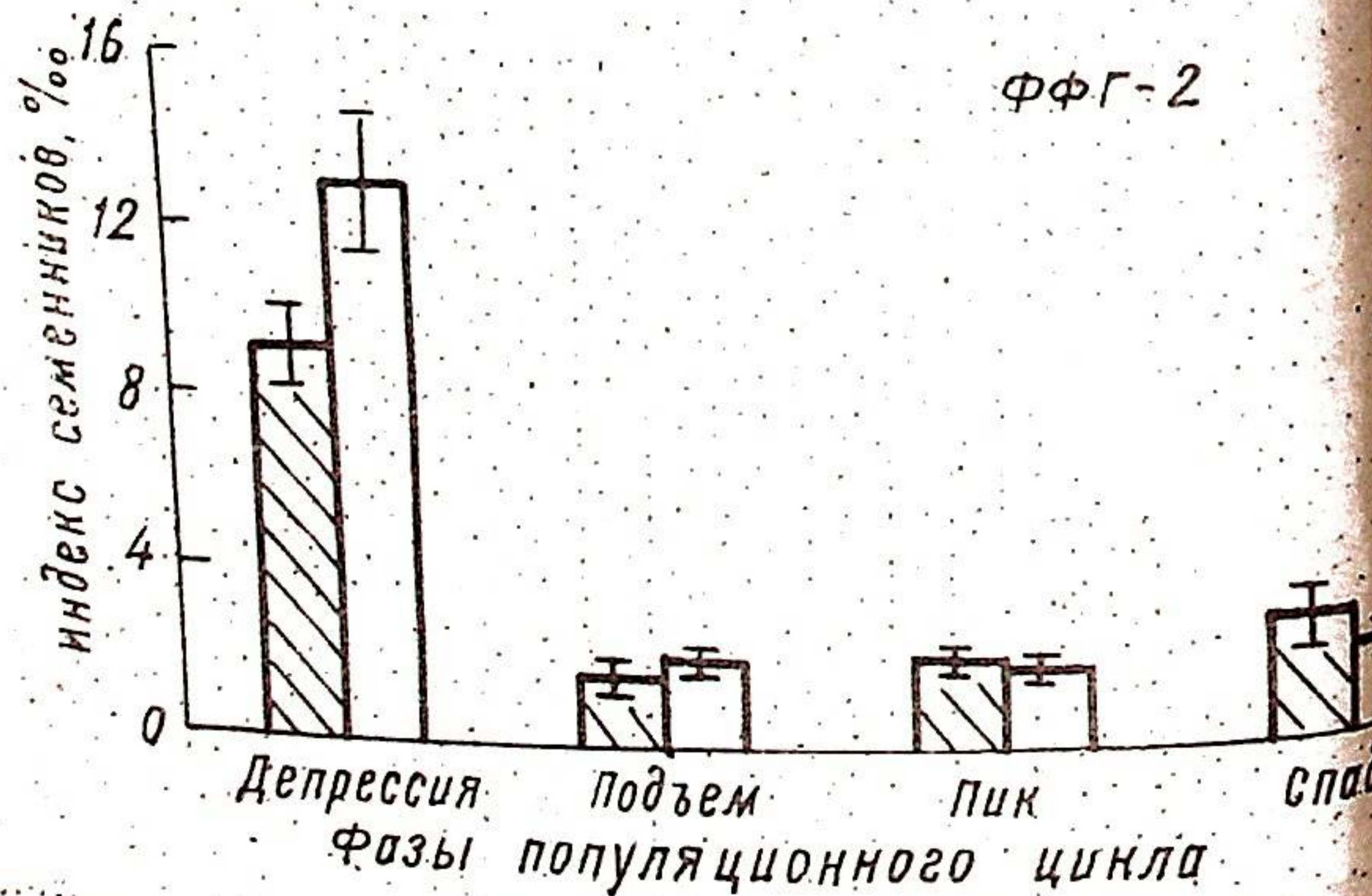
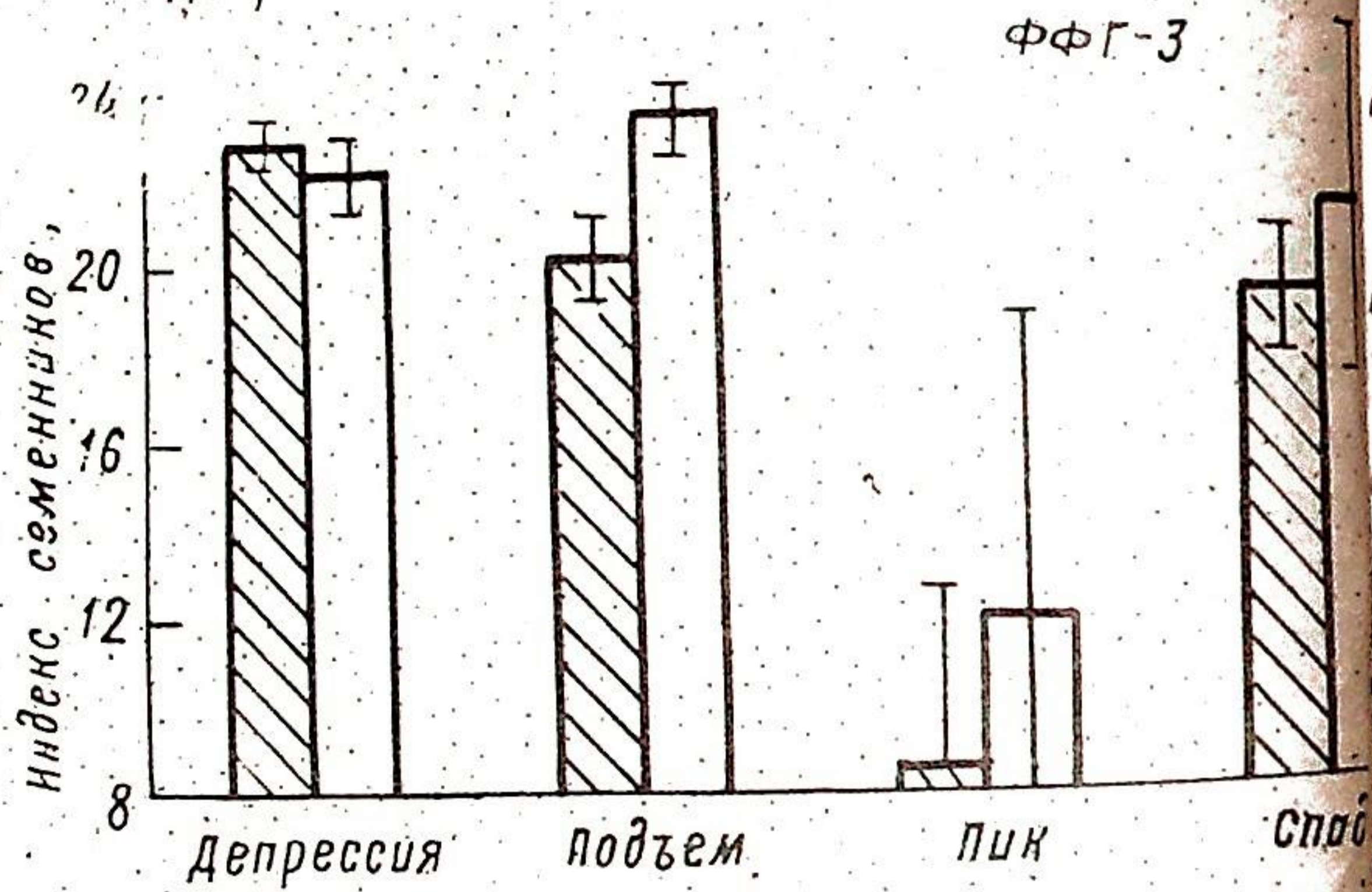
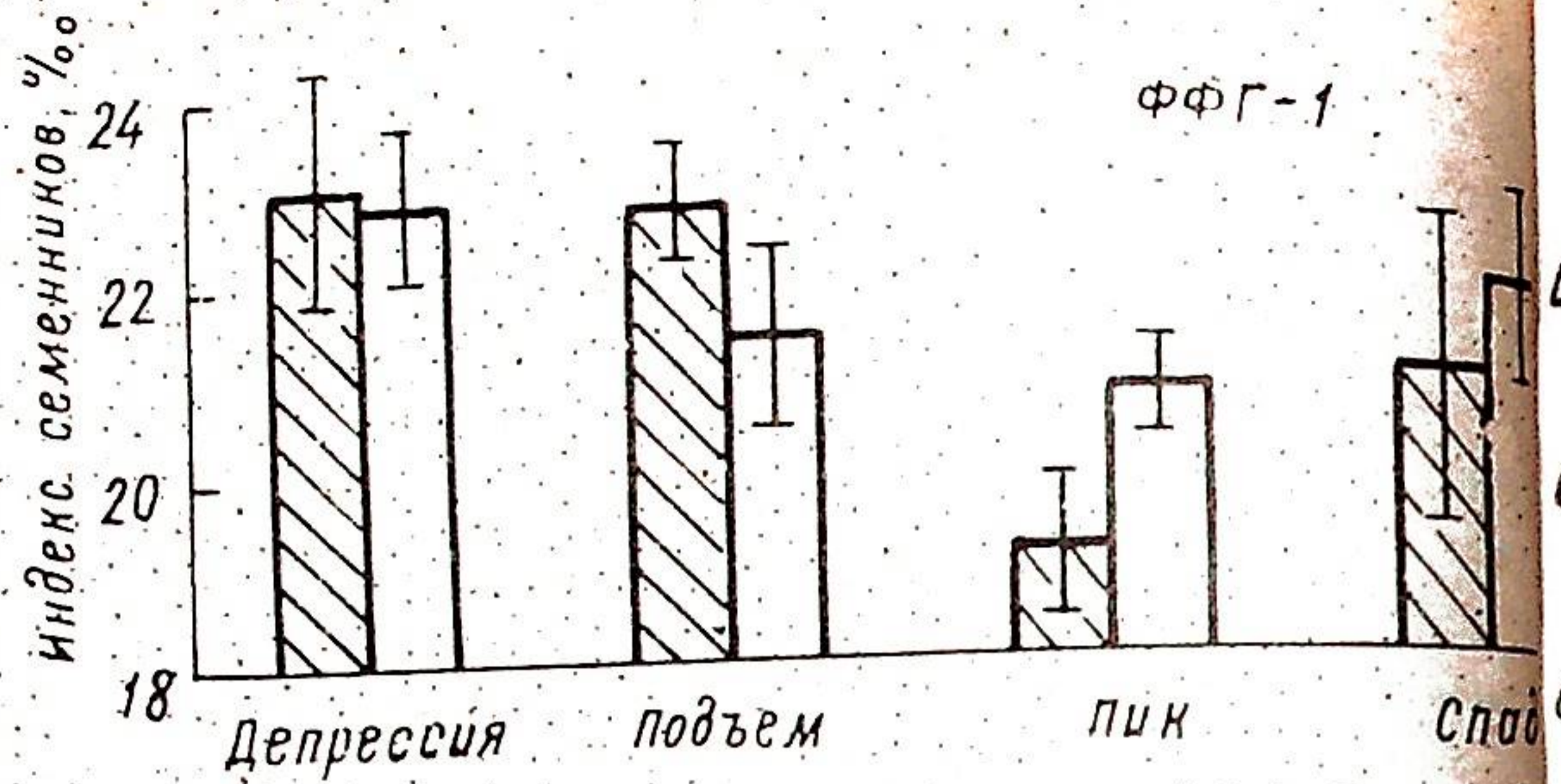


Рис.3. Индекс семенников у полевок различных ФФГ на радиоактивных (заштриховано) и контрольных участках в различные фазы популяционного цикла.

Рис.4. Индекс надпочечников полевок различных ФФГ на радиоактивных участках в различные фазы популяционного цикла.

П 108480



по-видимому, меньшей функциональной активностью коры надпочечников по сравнению с таковой у полевок с контрольных участков. Однако эти различия значительно меньше изменений, вызываемых в организме механизмами поддержания гомеостаза при смене фаз популяционного цикла, и не могут оказать существенного влияния на судьбу популяции.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бердюгин К.И. Территориальные взаимоотношения грызунов-тателей каменистых россыпей Урала. — В кн.: Внутри- и межпопуляционная изменчивость млекопитающих Урала. Свердловск; УНЦ АН СССР, 1980, с. 53.
2. Галактионов Ю.К., Ефимов В.М., Буеракова Н.М. Изменчивость морфофизиологических индикаторов и показателей билатеральной асимметрии в связи с фазой динамики численности водяной полевки. — В кн.: Ирирированная защита растений от болезней и вредителей в Сибири. Новосибирск, 1985, с. 94-107.
3. Галактионов Ю.К. Опыт анализа методом главных компонент динамики численности животных. — Научн.-техн. бюл. ВАСХНИЛ, Сиб. отд. Новосибирск, 1984, вып. 22, с. 13-24.
4. Гальперин С.И. Физиология человека и животных. — М.: Высшая школа, 1970. — 652 с.
5. Гублер Е.В. Вычислительные методы анализа и распознавания патологических процессов. — Л.: Медицина, 1978. — 296 с.
6. Ильенко А.И. Концентрирование животными радионуклидов и влияние на популяцию. — М.: Наука, 1974. — 166 с.
7. Оленев Г.В. Изменчивость возрастной структуры популяций полевок (методы, исследования, анализ): Автореф. канд. дис. — Свердловск, 1983. — 25 с.
8. Садыков О.Ф. Пространственная структура горных популяций полевок рода *Clethrionomys*. — В кн.: Популяционная экология и морфология млекопитающих. Свердловск; УНЦ АН СССР, 1984, с. 20-36.
9. Тестов Б.В. Особенности популяционных исследований животных в условиях длительного действия мутагенного фактора. — В кн.: Радиологические исследования почв, растений и животных в биогеоценозах Свердловска. Сыктывкар, 1983, с. 81-36 (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. 60).
10. Чернявский Ф.Б., Ткачев А.В. Популяционные циклы леммингов в Арктике. Экологические и эндокринные аспекты. — М.: Наука, 1984, с. 164.
11. Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. — Свердловск, 1987, с. 387. (Тр. Ин-та экологии растений и животных; вып. 58).
12. Шиллов И.А. Эколого-физиологические основы популяционных изменений у животных. — М.: Изд-во МГУ, 1977. — 262 с.
13. Эскин И.А. Основы физиологии эндокринных желез. — М.: Высшая школа, 1975. — 303 с.

ИЗМЕНЕНИЕ НЕКОТОРЫХ ДЕМОГРАФИЧЕСКИХ И МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ У ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК В ЗАВИСИМОСТИ ОТ СТАДИЙ ПОПУЛЯЦИОННОГО ЦИКЛА И РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ

О.В. Ермакова

Прогнозирование последствий одновременного действия на популяции животных и растений радиации и других физических и химических факторов является одной из наиболее актуальных проблем в радиоэкологии. Популяция представляет собой сложную саморегулирующуюся систему этого типа, поэтому действие каких-либо дополнительных факторов (в том числе и малых доз хронического облучения) может ослаблять или усиливать ее регуляторные способности. Перенапряжение или истощение функций организма вследствие влияния радиационного фактора в первую очередь скажется на структуре популяции, интенсивности процессов размножения и на изменении морфофизиологических параметров. Поэтому представляется важным изучение демографических и морфофизиологических признаков, изменяющихся в ходе популяционного цикла у полевок, обитающих в условиях повышенной естественной радиоактивности.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

В качестве объекта исследований использована полевка-экономка (*Microtus oeconomus* Pall.) как наиболее типичный представитель мышевидных грызунов на исследуемых участках. Наблюдения вели на участках с минимальным (контроль) и повышенным (опыт) уровнем гамма-фона. На контрольном участке мощность дозы варьировала в пределах от 0,7 до 1,08 мкР/ч, на опытном (радиевом) — от 3,6 до 144 пА/кг.с. Подробная радиационная характеристика исследуемых территорий дана ранее [5]. Отлов животных проводили в июле-августе 1981-1984 гг. живоловушки нескольких усовершенствованной конструкции. Численность зверьков определяли числом пойманных полевок на 100 ловушко-суток. Всего было отловлено 1572 полевки, из них морфометрическому анализу подвергнуты: полевки высокой численности (фаза пика — 1981, 1984 гг.) 257 зверьков, полевки средней численности (фазу депрессии — 1982 г.) 58 и в год средней численности (фазу нарастания численности — 1983 г.) 72 полевки.

Зверьков взвешивали на технических весах с точностью до 0,1 г, ренные органы — на торсионных весах с точностью до 0,001 г. Для морфометрических показателей использовали как абсолютный, так и относительный вес органов (сердца, печени, почек и надпочечников). Из морфометрических показателей полевок анализировали с учетом их пола, а также фазы популяционного цикла.

Для определения участия зверьков в размножении у самцов фиксировали вес семенников, определяли сперматогенез (по степени наполнения яичных пузырьков); у самок — количество желтых тел в яичнике, количество и стадию развития эмбрионов, число плацентарных пятен, состояние влагалища и молочных желез [8]. Величину пометов определяли по числу эмбрионов на одну беременную самку.

При определении возраста зверьков учитывали характер волосяного покрова, степень развития саггитальных межглазничных гребней черепа, наличие и вес тимуса и др.) и состояние половой системы. На основании комплексной оценки возраста и половозрелости были выделены три группы полевок: 1) сеголетки неполовозрелые, 2) половозрелые и 3) перезимовавшие.

Полученные морфометрические данные обработаны методами вариационной статистики [7].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение демографических и морфофизиологических показателей в зависимости от стадий популяционного цикла. В настоящее время накоплен большой материал, указывающий на влияние популяционных циклов у полевок рода *Microtus* на величину демографических, морфофизиологических и других параметров [3, 9, 11]. В результате наших исследований так же получены данные, подтверждающие связь половозрастной структуры, интенсивности размножения и некоторых морфофизиологических показателей (масса тела, абсолютный и относительный вес сердца, печени и почек) с фазами популяционного цикла.

Для стадии нарастания численности (1983 г.) выявлены изменения демографических параметров, которые способствуют реализации репродуктивных потенциалов (тенденция к увеличению плодовитости, повышенная скорость полового созревания молодняка). В период максимальной численности (1984 г. — 36,6 и 41,6 особей на 100 ловушко-суток на контрольном и опытном участках соответственно), по сравнению с фазой роста численности (1983 г. — 6,9 и 7,7 особей на 100 ловушко-суток), интенсивность размножения снизилась, что проявилось в замедлении скорости полового созревания сеголеток, уменьшении количества самок, участвующих в размножении (на 22% в контроле и 39% в опыте), и сокращении средней величины помета у перезимовавших самок (на 1,1 эмбрион на контрольном участке и на 0,8 — на опытном). В связи с этим изменилась и половозрастная структура

группировок. При высокой численности наибольшую часть отловленных животных на контрольном и опытном участках составляли неполовозрелые сеголетки (61 и 70%). Среди перезимовавших зверьков в годы высокой численности количество самок было больше, чем самцов, а среди сеголеток, наоборот, преобладали самцы.

Как перезимовавшие самки, так и самцы в период высокой численности становятся крупнее (увеличивается средняя масса тела), и вместе с тем отмечается существенное понижение энергетической напряженности организма у животных этой возрастной группы (более низкие индексы сердца, печени, почек) по сравнению с периодом роста численности (рис.1,2). Сопоставленные данные об изменении по годам массы тела с соответствующими уровнями численности подтверждает связь размеров тела зверьков с фазами популяционного цикла (рис.1). Аналогичные данные за более длительный период исследования получены по копытному леммингу [9] и рыжей полевке [3] для всех возрастных групп. Изменение массы тела происходит одновременно с варьированием относительной численности зверьков, тогда как у большинства интерьерных показателей демонстрирует обратную зависимость от численности полевок, а значит, и от больших размеров животных (рис.1,2) [3].

Анализ имеющихся в литературе данных и материалы собственных исследований говорят о том, что периодически повторяющиеся подъемы и спады численности популяций мышевидных грызунов являются результатом закономерных изменений как параметров размножения, так и некоторых морфофизиологических и демографических параметров, зависящих прежде всего от плотности и свидетельствующих о существенных перестройках, происходящих в организме зверьков, формирующих популяцию на разных стадиях цикла.

Изменение демографических и морфофизиологических показателей в зависимости от радиационной обстановки. Если проанализировать динамику численности контрольной и опытной групп, то можно заметить, что на обоих участках прослеживаются синхронные колебания численности, но на участке с повышенной радиактивностью относительная численность самок-экономок ежегодно немного превышает численность на контрольном участке (рис.3). В опытной группе полевок наблюдается меньшее количество самок, участвующих в размножении, чем в контрольной группе. Количество неполовозрелых сеголеток, напротив, на участке с повышенной радиацией больше, чем в контроле (за исключением 1983 г., когда их на обоих участках почти одинаково). Если учесть, что достоверных различий по плодовитости по годам на обоих участках не найдено, то большее количество неполовозрелых зверьков и меньшее число самок, принимающих участие в размножении, косвенно свидетельствуют о более медленном половом созревании молодняка на опытном участке. При сравнении морфометрических показателей обнаружено, что у по-

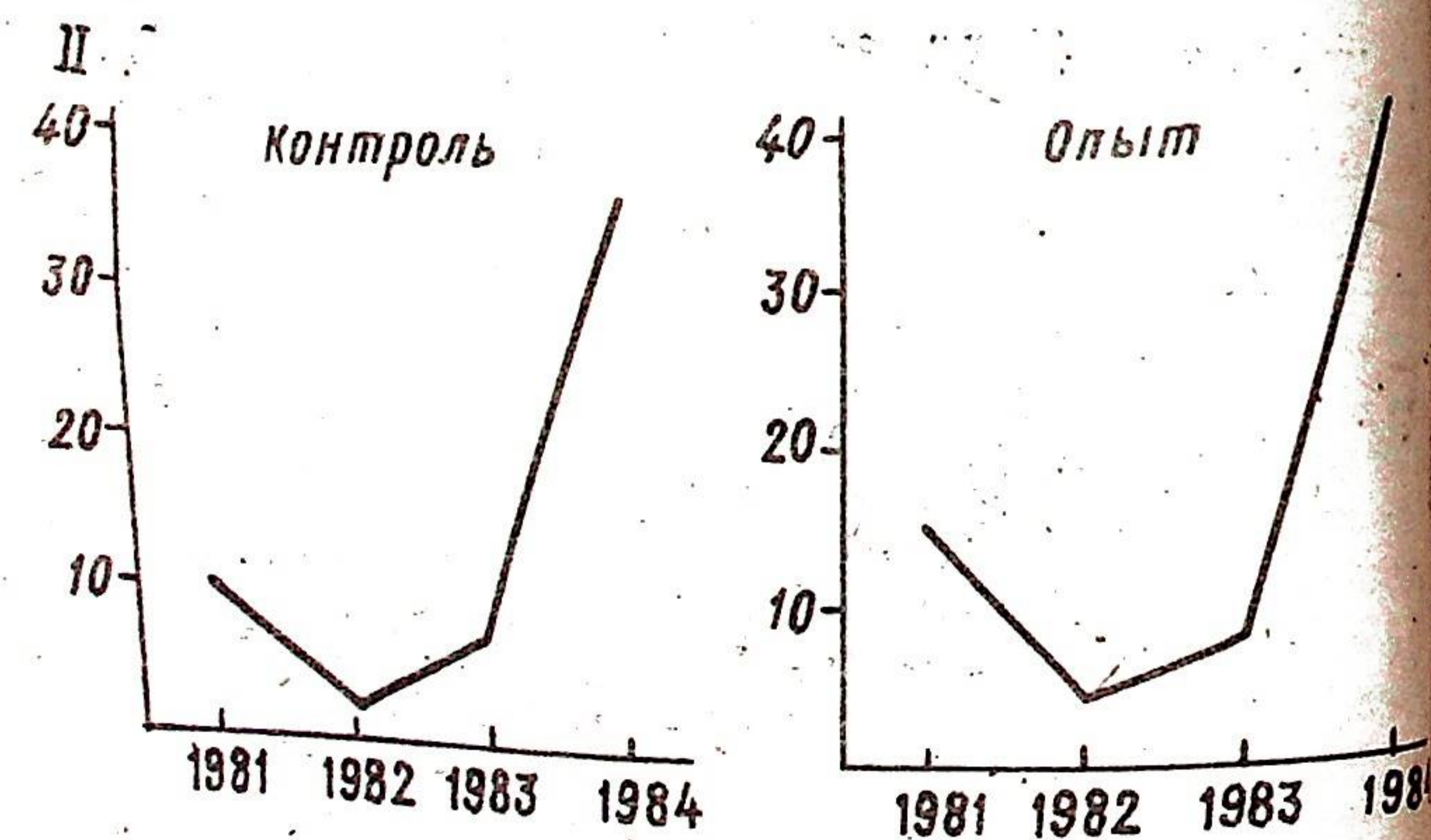
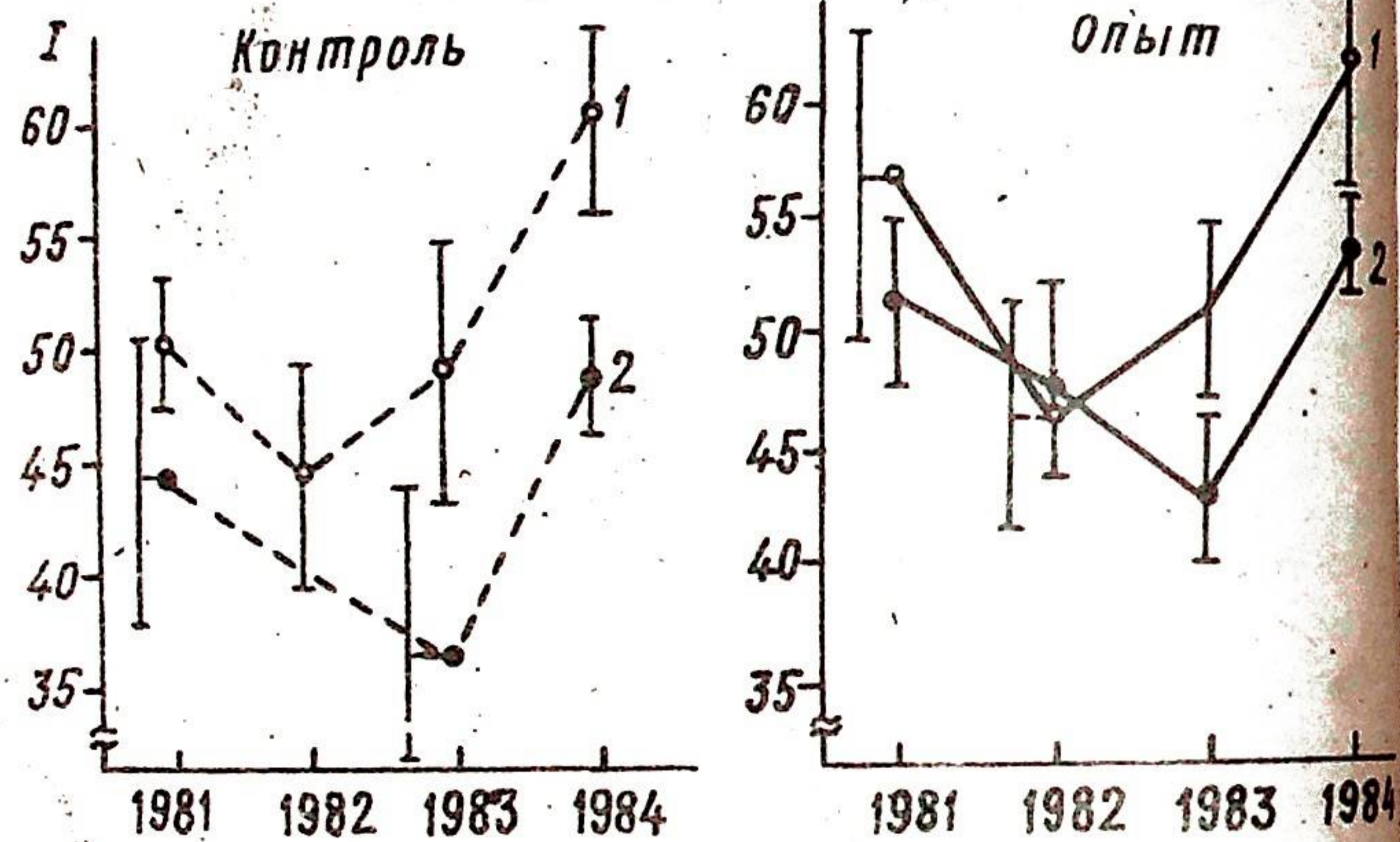


Рис.1. Изменения массы тела перезимовавших полевков-экономов, тающих в разных радиоэкологических условиях, в связи с динамикой численности популяции. По оси абсцисс: годы исследования; по оси ординат: масса тела, г.; II — численность, экз. на 100 ловушко-суток в июле-августе 1981-1984 гг.; 1 — самцы, 2 — самки.

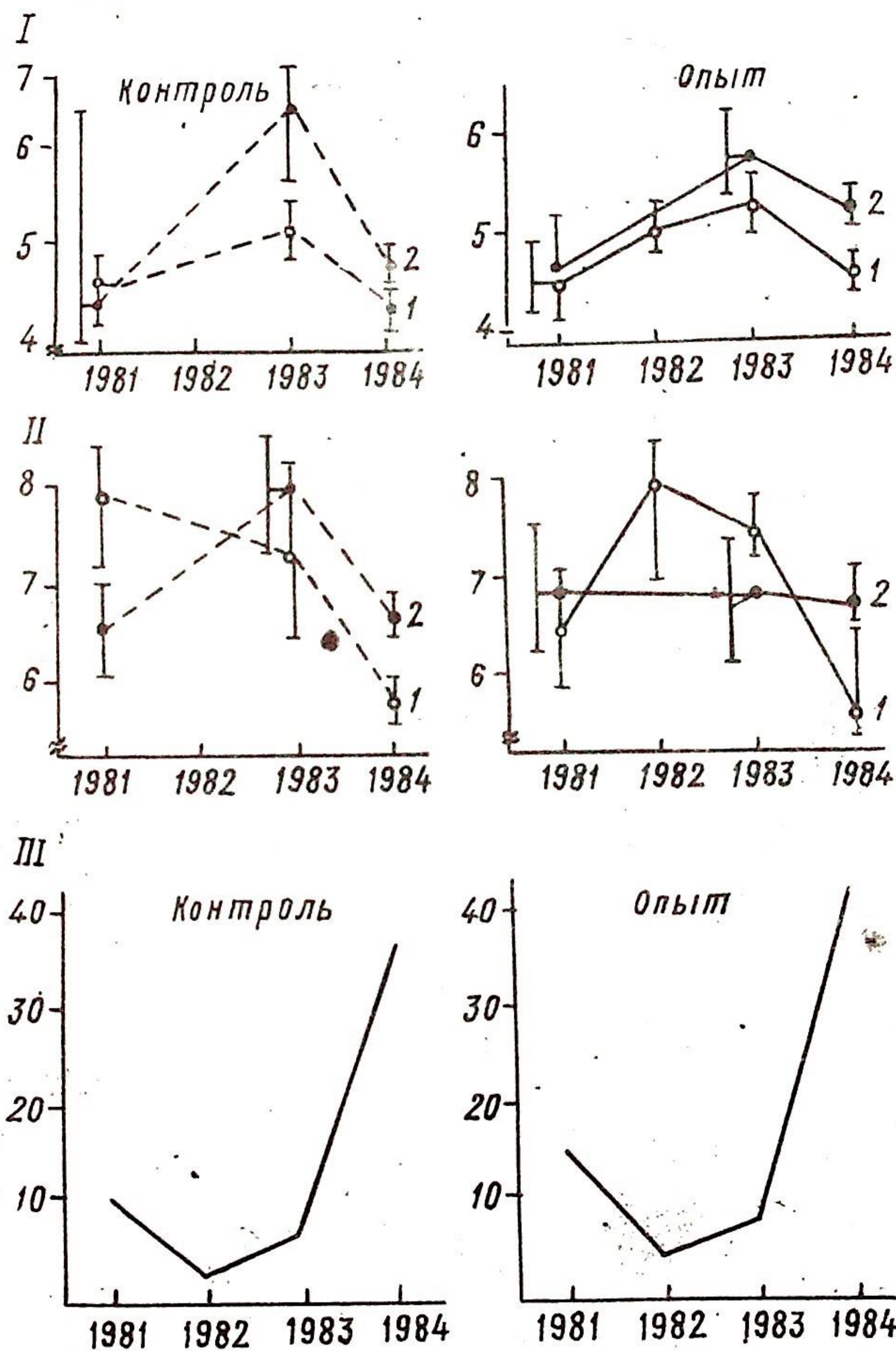


Рис.2. Изменения индексов органов перезимовавших полевков-экономов, тающих в разных радиоэкологических условиях, в связи с динамикой численности популяции. По оси абсцисс: годы исследования; по оси ординат: I — индекс сердца; II — индекс почки (усредненный); III — относительная численность, экз. на 100 ловушко-суток в июле-августе 1981-1984 гг.; 1 — самцы, 2 — самки.

левков старшей возрастной группы, обитающих на участке с повышенной радиактивностью, во все фазы популяционного цикла высокие показатели массы тела, чем у контрольных животных достоверны у самцов и самок в 1981, 1983 и 1984 гг., $P \leq 0,005$ авторов ранее также было показано, что средний вес мелких животных в популяциях, обитающих на участках с повышенной естественной радиактивностью, бывает несколько большим, чем у животных с нерадиоактивных территорий [4,6].

Кроме показателей массы тела, у контрольных и опытных животных наружены отличия и по другим морфофизиологическим признакам. У самок, так и самки с опытного и контрольного участков отличаются по относительному весу сердца (группа перезимовавших и группа неполовозрелых самок), по относительному весу сердца (неполовозрелые сеголетки

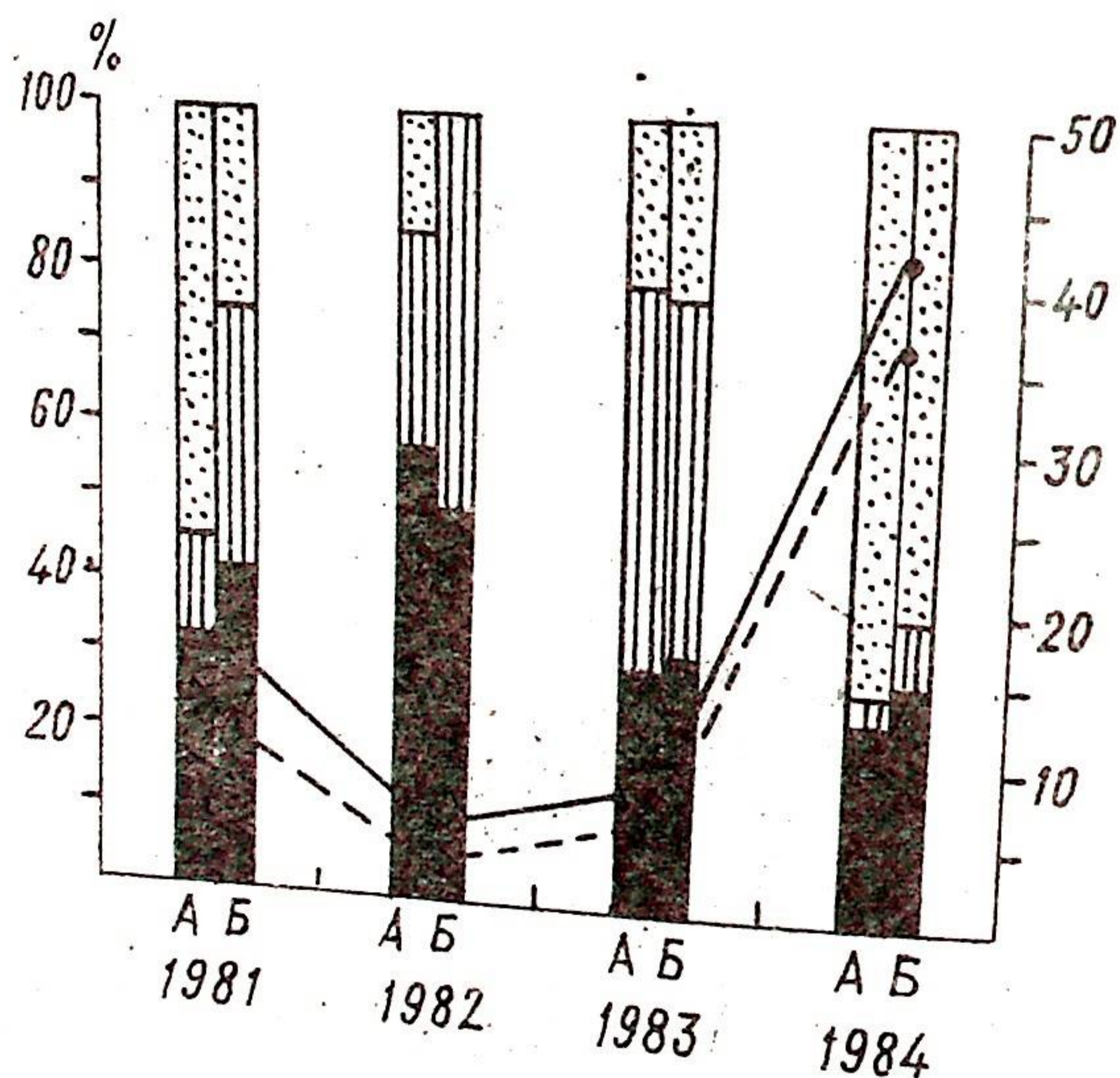


Рис. 3. Возрастная структура контрольной и опытной популяций полевок в июле-августе 1981-1984 гг. По оси абсцисс: годы исследования; по оси ординат: количество полевков на 100 ловушко-суток. А — опытная популяция, Б — контрольная популяция. 1 — перезимовавшие зверьки; 2 — сеголетки половозрелые; 3 — сеголетки неполовозрелые; 4 — относительная численность полевок опытного участка; 5 — относительная численность полевок контрольного участка.

ному весу печени (перезимовавшие зверьки). Анализ результатов относительного веса органов по годам контрольной и опытной групп показывал, что в опытной группе за все годы исследования как у самцов, так и у самок относительный вес сердца, печени и почки хоть и ненамного, но превышает контрольные значения во всех сравниваемых группах. Относительный вес органов так же, как и в большинстве случаев у опытных животных превышает таковой контрольной популяции.

Важно принять к сведению указание Н.В.Башениной [1], что увеличение относительного веса органов связано с возрастанием моторной активности полевок, то есть с увеличением двигательной активности. Более высокий вес печени, сердца и надпочечников свидетельствует о том, что организм полевок, обитающих на участках с повышенной естественной радиактивностью, работает неэкономно, тратит много энергии [2,10].

Важно отметить, что у полевок, обитающих в условиях повышенного уровня гамма-радиации, возрастает коэффициент вариации морфофизиологических показателей, что указывает на увеличение степени индивидуальной изменчивости в условиях опытного участка. Можно предположить, что это происходит за счет постоянного притока животных на участок с близлежащих территорий. Адаптация этих полевок к новому дополнительному фактору радиации дает более высокую изменчивость их морфофизиологических показателей.

Полученные данные показали, что у полевок опытного участка по многим параметрам наблюдаются существенные отклонения от контрольных значений, но характер зависимости этих отклонений у животных различен в зависимости от пола и возраста от фазы популяционного цикла для разных показателей. Так, для одной группы показателей опытных животных характерно то, что они во все фазы динамики численности либо превышают контрольные значения, либо ниже их (например, масса тела перезимовавших полевок, количество неполовозрелых самок и др.). Показатели другой группы, имея максимальные отклонения от контрольных значений при высокой численности (к ним относятся, например, индекс плодовитости перезимовавших самок). Причем некоторые из показателей, сохраняя зависимость от численности популяции, имеют существенные различия по полу и возрасту. Так, например, индекс печени перезимовавших опытных самцов во все фазы численности ниже или равен контрольным значениям, а этот же показатель у опытных самок при любой численности превышает значения индекса печени самок с контрольного участка.

Таким образом, отмечается разнонаправленность действия комплексного и сопутствующих ему факторов нерадиационной природы, в зависимости от возраста, пола и фазы популяционного цикла, что необходимо учитывать при прогнозировании действия малых доз естественной радиации на популяции животных.

1. Башенна Н.В. Адаптивные особенности теплообмена мышегрызунов. М.: Изд-во МГУ.— 294 с.
2. Галактионов Ю.К. Дискретный полиморфизм по скорости природной популяции водяной полевки.— Науч.-техн. бюл. ВАСХИотд.— 1981, вып.37, с.17-26.
3. Ивантер Э.В., Ивантер Т.В., Туманов И.Л. Адаптивные особенности мелких млекопитающих. Эколого-морфологические аспекты. Л., 1985. — 318 с.
4. Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов цезия на популяцию. М.: Наука, 1974.— 166 с.
5. Маслова К.И., Верховская И.П. Биологическое действие повышенной радиоактивности на организм животных в природных условиях.— В кн.: Проблемы радиозологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976, с.127-141.
6. Монастырский О.А., Половинкина Р.А. Некоторые особенности размножения полевки узкочерепной при действии повышенной радиоактивности в природных условиях и эксперименте.— В кн.: Вопросы радиозологии. Материалы к III совещанию зоологов Сибири. Томск, 1966, с.224-225.
7. Рокицкий П.Ф. Биологическая статистика. Минск: Вышш. шк., 1976.— 328 с.
8. Тупикова Н.В., Коновалова Э.А. Размножение и смертность полевки в южно-таежных лесах Вятско-Камского междуречья.— В кн.: Проблемы радиозологии и экология грызунов. М.: Изд-во МГУ, вып.10, 1971, с.145-171.
9. Чернявский Ф.Б., Ткачев А.В. Популяционные циклы леммингов в Арктике: Экологические и эндокринные аспекты. М.: Наука, 1980.— 278 с.
10. Шварц С.С. Экологические закономерности эволюции. М.: Наука, 1980.— 278 с.
11. Krebs C.J., Myers J.U. Population cycles in small mammals.— Res., 1974, v.8, p.267-399.

РЕПРОДУКЦИЯ ПОЛЕВОК В РАЗЛИЧНЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

Б.В.Тестов

Основная репродукция зверьков — основное условие существования при-
родной популяции животных, и у этого процесса существует свой оптималь-
ный уровень, позволяющий поддерживать численность популяции на определен-
ном уровне. Этот оптимальный уровень сформировался в ходе длительного
эволюционного процесса и поддерживается механизмами популяционного го-
меостаза [16, 17]. К настоящему времени в литературе накоплен обширный
материал, отражающий явление влияния популяционного гомеостаза на попу-
ляционные и физиологические характеристики диких зверьков. Так, пока-
зано, что в зависимости от численности могут изменяться выживаемость
и участие в размножении [10, 15, 17], величина помета [10, 18],
смертность [2, 10, 18], возрастной и половой состав [5, 16], тер-
риториальное размещение [4, 12] и т.д.

Кроме того, на эти характеристики может оказывать влияние и ионизи-
рующее излучение. В частности, большие дозы облучения в значительной сте-
пени снижают выживаемость [14, 19], плодовитость (вплоть до полного
прекращения размножения) [6], увеличивают эмбриональную смертность.
Поэтому при проведении радиозоологических исследований особую
важность приобретает вопрос сравнения силы воздействия различных причин,
вызывающих изменения на организменном и популяционном уровне.

Основной задачей нашей работы является оценка влияния повышенной естественной
радиоактивности на репродукцию природной популяции полевки на фоне
колебания ее численности.

Для облегчения оценки рассмотрим упрощенную модель репродуктивно-
го цикла полевки на изолированной территории.

МОДЕЛЬ РЕПРОДУКТИВНОГО ЦИКЛА

Известно, что размножение полевки начинается в конце зимы — начале
весны, когда зимующие под снегом зверьки достигают половой зрелости.
В упрощенной модели предположим, что все зимующие под снегом
зверьки созрели и вступили в размножение в момент $t = 0$, с которого мы
начинаем отсчет времени репродуктивного цикла. Обозначим численность
зверьков в это время на рассматриваемом изолированном участке через

Модель нарастания численности популяции полевок

| Исследуемые группы | Время с начала размножения | | | Численность |
|--------------------|---|---|---|---|
| | 30 суток | 60 суток | 90 суток | |
| | H_1 | H_2 | H_3 | H_4 |
| | $H_0 V_0^1$ | $H_0 V_0^2$ | $H_0 V_0^3$ | $H_0 V_0^4$ |
| 1 генерация | Зачатие генерации 2 $1/2 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1$ | Зачатие генерации 3 $1/2 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1$ | Зачатие генерации 4 $1/2 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1$ | Зачатие генерации 5 $1/2 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1$ |
| 2 генерация | Зачатие генерации 3 $1/2 H_0 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ | Зачатие генерации 4 $1/2 H_0 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ | Зачатие генерации 5 $1/2 H_0 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ | Зачатие генерации 6 $1/2 H_0 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ |
| 3 генерация | Зачатие генерации 4 $1/2 H_0 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3 +$ $1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ | Зачатие генерации 5 $1/2 H_0 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3 +$ $1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ | Зачатие генерации 6 $1/2 H_0 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3 +$ $1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ | Зачатие генерации 7 $1/2 H_0 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3 +$ $1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ |
| 4 генерация | Зачатие генерации 5 $1/2 H_0 R_0^4 P_0^4 V_0^3 v_4 +$ $+ 1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3$ | Зачатие генерации 6 $1/2 H_0 R_0^4 P_0^4 V_0^3 v_4 +$ $+ 1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3$ | Зачатие генерации 7 $1/2 H_0 R_0^4 P_0^4 V_0^3 v_4 +$ $+ 1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3$ | Зачатие генерации 8 $1/2 H_0 R_0^4 P_0^4 V_0^3 v_4 +$ $+ 1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3$ |

Численность H_5

| | |
|----------------|---|
| Перезимовавшие | $H_0 V_0^5$ |
| 1 генерация | $1/2 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1$ |
| 2 генерация | $1/2 H_0 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ |
| 3 генерация | $1/2 H_0 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3 + 1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2$ |
| 4 генерация | $1/2 H_0 R_0^4 P_0^4 V_0^3 v_4 + 1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3$ |
| 5 генерация | $1/2 H_0 R_0^5 P_0^5 V_0^4 v_5 + 1/4 H_0 R_0^1 P_0^1 V_0^1 v_1 R_0^2 P_0^2 V_0^1 v_2 R_0^3 P_0^3 V_0^2 v_3 R_0^4 P_0^4 V_0^3 v_4$ |

N_0 . Предположим далее, что половое соотношение (отношение к числу самок) равно единице и самки приносят приплод 1 раз в год, т.е. леднее не совсем верно, поскольку продолжительность беременности составляет примерно 21 день, причем следующая беременность у самок зверьков начинается сразу после предыдущей, без сколько-нибудь заметного перерыва [9]). Однако это характерно не для всех популяций, поэтому для упрощения модели мы приняли месяц в качестве интервала между двумя последовательными пометами. Тогда через месяц после размножения численность зверьков на участке будет составлять:

$$N_1 = N_0 V_0^1 + 1/2 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 v_1$$

где N_1 — численность зверьков на участке в момент появления пометов 1-й генерации; N_0 — численность перезимовавших зверьков в начале периода; V_0^1 — доля выживших зверьков из группы N_0 к моменту появления пометов первой генерации сеголеток; P_0^1 — доля перезимовавших самок, принимавших участие в рождении зверьков 1-й генерации; Π_0^1 — средняя величина помета перезимовавших зверьков (0-й генерации) при рождении зверьков 1-й генерации; v_1 — выживаемость зверьков 1-й генерации в возрасте 1 месяца.

В таблице представлены выражения, показывающие в общем виде численность пометов на изолированном участке в каждой генерации, которые использовались в формуле 1. Следует отметить, что индексом i обозначается генерация зверьков, участвующих в размножении, а индексом j — генерация, которой соответствует данный помет. Например, Π_2^4 соответствует средней величине помета при рождении зверьков 4-й генерации от самок 2-й генерации.

Из данных, представленных в таблице, следует:

$$\begin{aligned}
 N_1 &= N_0 V_0^1 + 1/2 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 v_1; \\
 N_2 &= N_0 V_0^2 + 1/2 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 V_1^1 v_1 + 1/2 N_0 P_0^2 \Pi_0^2 V_0^1 v_2; \\
 N_3 &= N_0 V_0^3 + 1/2 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 V_1^1 v_1 + 1/2 N_0 P_0^2 \Pi_0^2 V_0^1 V_2^1 v_2 + 1/2 N_0 P_0^3 \Pi_0^3 V_0^1 V_1^1 v_3; \\
 N_4 &= N_0 V_0^4 + 1/2 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 V_1^1 v_1 + 1/2 N_0 P_0^2 \Pi_0^2 V_0^1 V_2^1 v_2 + 1/4 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 V_1^1 V_2^1 v_3 + \\
 &+ 1/2 N_0 P_0^3 \Pi_0^3 V_0^1 V_1^1 v_4 + 1/4 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 V_1^1 V_2^1 V_3^1 v_4 + 1/4 N_0 P_0^2 \Pi_0^2 V_0^1 V_2^1 V_3^1 v_4 + 1/2 N_0 P_0^4 \Pi_0^4 V_0^1 V_1^1 V_2^1 v_5; \\
 N_5 &= N_0 V_0^5 + 1/2 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 V_1^1 v_1 + 1/2 N_0 P_0^2 \Pi_0^2 V_0^1 V_2^1 v_2 + 1/2 N_0 P_0^3 \Pi_0^3 V_0^1 V_1^1 v_3 + \\
 &+ 1/4 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 V_1^1 V_2^1 v_4 + 1/2 N_0 P_0^4 \Pi_0^4 V_0^1 V_1^1 V_2^1 v_5 + 1/4 N_0 P_0^2 \Pi_0^2 V_0^1 V_2^1 V_3^1 v_5 + 1/4 N_0 P_0^3 \Pi_0^3 V_0^1 V_1^1 V_2^1 v_5 + \\
 &+ 1/4 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 V_1^1 V_2^1 V_3^1 v_5 + 1/4 N_0 P_0^4 \Pi_0^4 V_0^1 V_1^1 V_2^1 V_3^1 v_6 + 1/8 N_0 P_0^1 \Pi_0^1 V_1^1 V_2^1 V_3^1 v_6 + 1/8 N_0 P_0^2 \Pi_0^2 V_0^1 V_2^1 V_3^1 v_6 + 1/8 N_0 P_0^3 \Pi_0^3 V_0^1 V_1^1 V_2^1 v_6 + 1/8 N_0 P_0^4 \Pi_0^4 V_0^1 V_1^1 V_2^1 V_3^1 v_7.
 \end{aligned}$$

В выражениях полученных выражений введем некоторые ограничения. Пусть $V_0^1 = V_0^2 = \dots = V_0^5 = V$, т.е. предположим, что все перезимовавшие зверьки участвуют в размножении до конца периода, что, в общем, соответствует действительности. Тогда, в общем, $P_0^1 = P_0^2 = \dots = P_0^5 = P$, т.е. предположим, что все зверьки участвуют в размножении до конца периода, что, в общем, соответствует действительности. Тогда, в общем, $\Pi_0^1 = \Pi_0^2 = \dots = \Pi_0^5 = \Pi$, т.е. предположим, что все зверьки участвуют в размножении до конца периода, что, в общем, соответствует действительности. Тогда, в общем, $v_1 = v_2 = \dots = v_5 = v$, т.е. предположим, что все зверьки участвуют в размножении до конца периода, что, в общем, соответствует действительности. Тогда, в общем, $N_1 = N_0 V^5 + 1/2 N_0 P \Pi V^4 = N_0 V^3$.

Теперь, разделив обе части выражений на N_0 , чтобы получить безразмерные величины, при этом обозначим $N_1/N_0 = n_1$. Тогда:

$$\begin{aligned}
 n_1 &= V^5 + 1/2 P \Pi V^4; \\
 n_2 &= V^5 + 1/2 P \Pi V^4 + 1/2 P \Pi V^4; \\
 n_3 &= V^5 + 3/2 P \Pi V^4 + (1/2 P \Pi)^2 P \Pi V^3; \\
 n_4 &= V^5 + 2 P \Pi V^4 + (1/2 P \Pi)^2 P \Pi V^3 + P \Pi V^4; \\
 n_5 &= V^5 + 5/2 P \Pi V^4 + (1/2 P \Pi)^2 P \Pi V^3 + P \Pi V^4 + P \Pi V^4 + (1/2 P \Pi)^3 P \Pi V^2 P \Pi V^3.
 \end{aligned} \tag{3}$$

Правый член уравнений в выражениях (3) отражает долю перезимовавших зверьков к данному моменту. Второй член соответствует отношению помета сеголеток, рожденных перезимовавшими самками, к исходному помету на начало рождения, т.е. это средний приплод на одну перезимовавшую самку. Остальные члены — количество зверьков, рожденных сеголетками, отнесенное к количеству зверьков на начало размножения.

АНАЛИЗ ПАРАМЕТРОВ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИХ РЕПРОДУКТИВНОСТЬ

Анализируя уравнения (3), легко заметить, что при равнозначности параметров наибольшее влияние на N будет оказывать параметр выживаемости, который имеет наибольший показатель степени. По данным [11], через месяц после рождения выживает от 8 до 12% зверьков. Через 2 месяца остается в живых от 1 до 48% самцов и от 2 до 10% самок. Многие авторы считают, что в первый месяц гибнет около 50% зверьков, в дальнейшем гибель их составляет от 1 до 2% в сутки и зависит, в основном, от возраста зверьков [3]. Основываясь на этих данных, мы считаем, что при расчетах, что гибель зверьков в первый месяц жизни составляет около 50%, а в последующее время — 20% от имеющегося количества зверьков.

Величина помета П и участие зверьков в размножении Р в уравнениях входят с одинаковым показателем степени, поэтому сила влияния параметров на численность будет определяться вариабельностью этих параметров.

Сравнение реальных величин помета зверьков сибирской красной полевки (*Clethrionomys rutilus*) за период с 1974 по 1984 гг. показывает, что количество живых эмбрионов в рогах самки в различные фазы репродуктивного цикла находятся в пределах 5,75 – 6,34 на радиоактивных и на контрольных участках (рис.1), отклоняясь не более чем на 10% от годового среднего. В то же время доля зверьков, участвующих в размножении (Р), изменяется от 87% (в фазу депрессии) до 32,5% (в фазу пика). Доля сеголеток, участвующих в размножении, может составлять 56% в фазу пика и 56% в фазу депрессии (рис.2). Расчеты, сделанные на основе вышеизложенной модели, показывают, что изменение численности популяции за счет имеющейся вариабельности величины помета не превышает 2%. Степень вовлечения сеголеток в репродукцию позволяет популяцию поддерживать в 3,5 (когда размножаются лишь перезимовавшие зверьки) – 12,5 раз (при условии размножения сеголеток первых трех генераций).

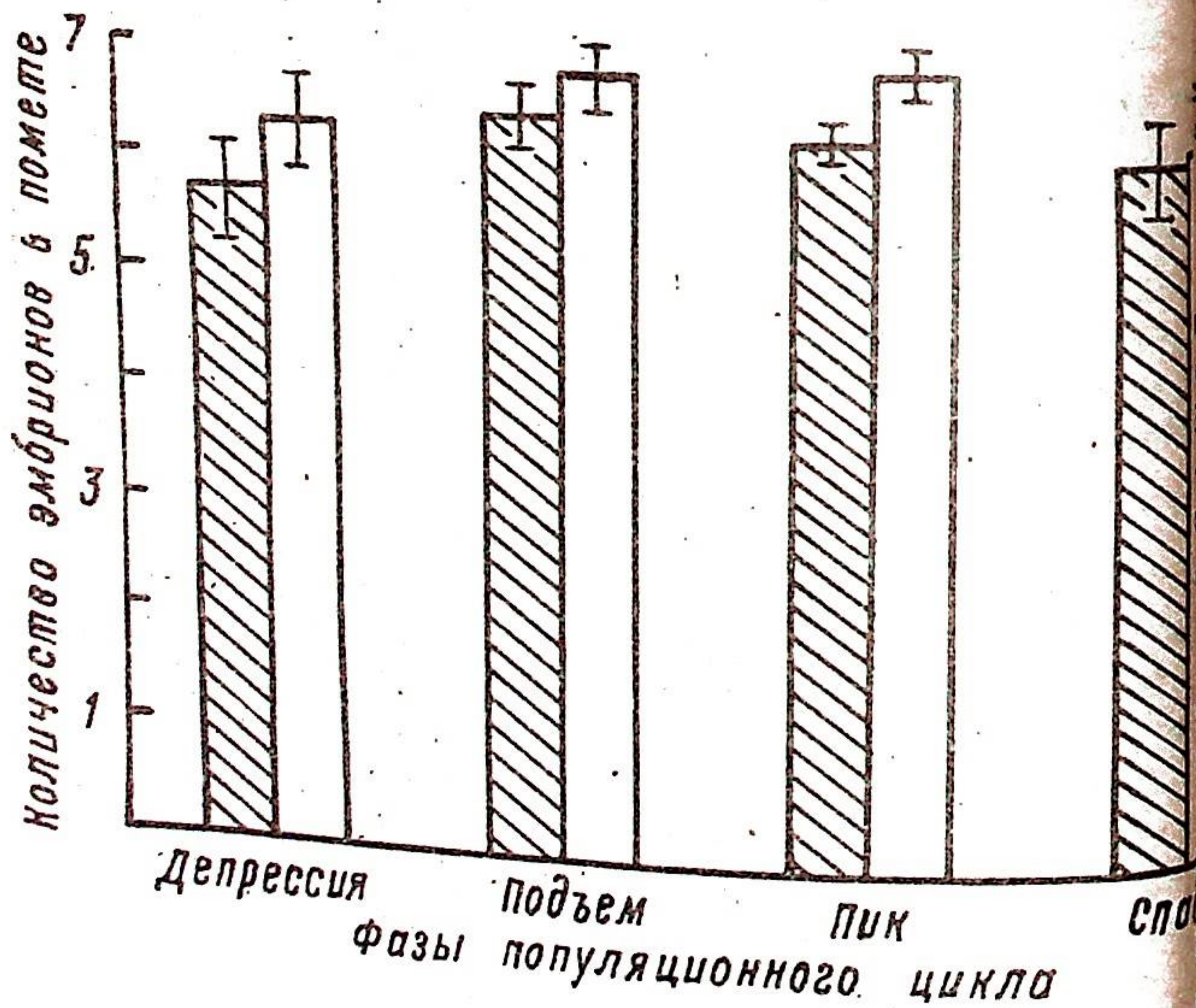


Рис.1. Динамика величины помета в различные фазы цикла на радиоактивных (заштриховано) и контрольных участках.

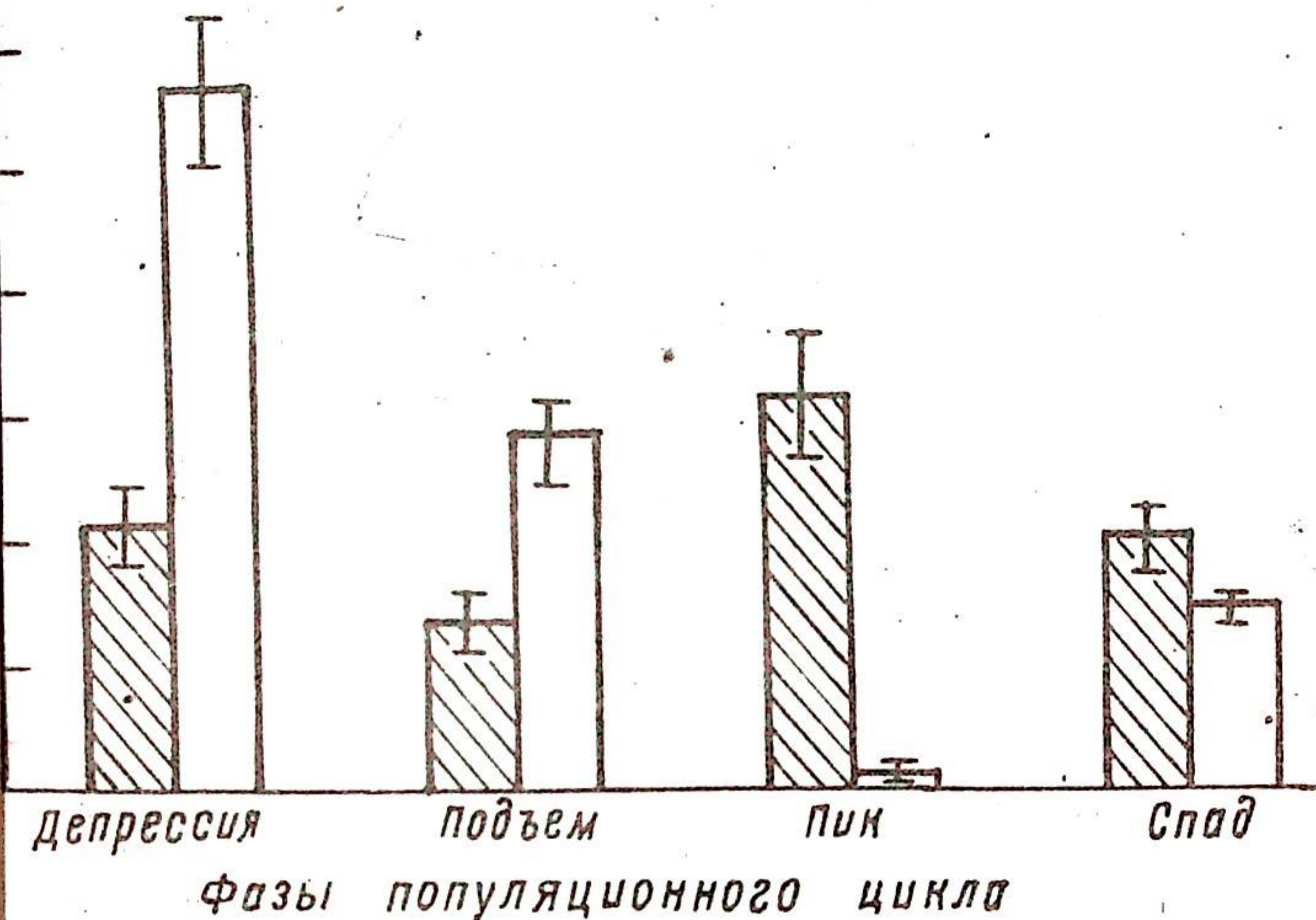


Рис.2. Доля перезимовавших (заштриховано) и половозрелых сеголеток в различные фазы популяционного цикла.

ВЛИЯНИЕ РАДИАЦИОННОГО ФАКТОРА НА РЕПРОДУКЦИЮ ПОЛЕВОК

Используем выше рассмотренную модель для анализа репродуктивности красных полевок, обитающих в различных радиоэкологических условиях. Зверьки, постоянно обитающие на радиоактивном участке, получают дозу в среднем 2 сГр в год, а полевки на контрольных участках, расположенных вдали от радиоактивного участка, получают дозу в среднем примерно 0,15 сГр в год. Очевидно, влияние фактора хронического облучения будет сказываться на репродуктивности сравниваемых групп полевки. Если при этом будут изменяться показатели выживаемости В, то величины П или степень участия зверьков в размножении Р. Мы не располагаем данными по выживаемости полевок на исследуемых участках, однако литературные данные [8,9] показывают, что дозы гамма-облучения порядка 2 Гр в год и ниже не должны приводить к снижению продолжительности жизни различных видов мышей. При введении ^{90}Sr крысам наблюдали сокращение продолжительности их жизни при мощности поглощенной дозы $\sim 2 \text{ Гр/сут}$ [19]. Исходя из этого, мы приняли, что мощность дозы порядка $5,6 \cdot 10^{-5} \text{ Гр/сут.}$, характерная для исследуемых нами участков, также не должна привести к изменению продолжительности жизни животных.

Величина помета на фоне ее вариации в различные фазы численности полевков с радиоактивных участков постоянно ниже, чем на контрольных (рис.1). В связи с этим среднее количество живых эмбрионов у полевков на радиоактивных участках достоверно ($p < 0,05$) ниже, чем на контрольных, примерно на 8%. Это прежде всего обусловлено более высокой дозиметрической гибелью эмбрионов у этих зверьков (рис.3), которая примерно в 2 раза выше, чем у полевков с контрольных участков. По данным авторов, хроническое внутреннее облучение мышей приводит к увеличению эмбриональной смертности при дозах, больших 0,1 Зв, полученной за 3 мес. затравки [7], а внешнее облучение самок через 9 и 16 ч. после облучения вызывает достоверное увеличение гибели эмбрионов

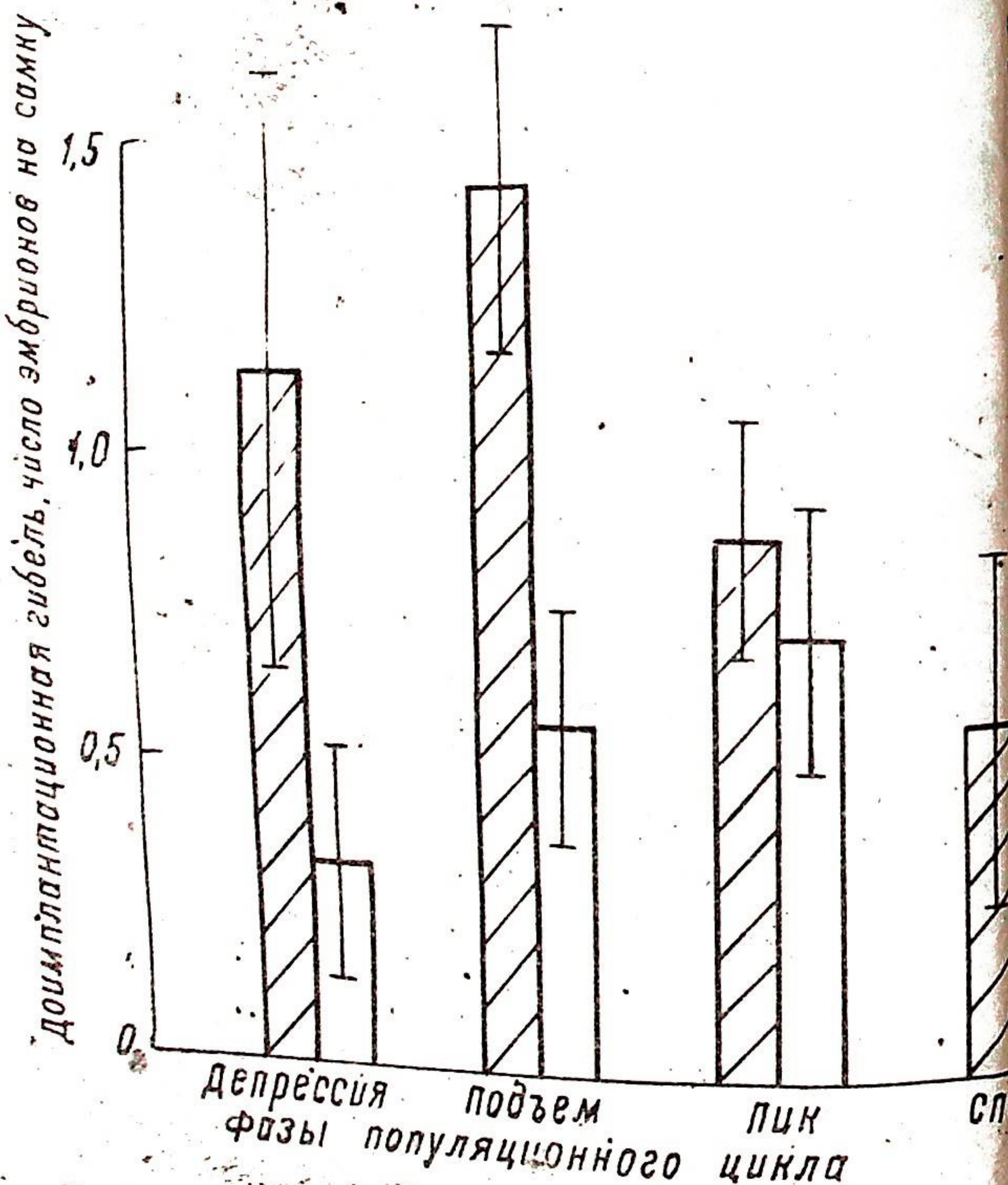


Рис.3. Доимплантационная гибель эмбрионов на радиоактивных участках (затриховано) и контрольных участках в различные фазы популяционного цикла.

[21]. Наши данные показывают, что достоверное увеличение эмбриональной смертности у полевков обнаруживается при кумулятивных дозах, в 5 раз меньших (2 сГр за год), и при значительно меньших мощностях дозы ($5,6 \cdot 10^{-5}$ Гр/сут.). Объяснение такой разницы в величинах, при которых наблюдается повышение эмбриональной гибели, мы видим в том, что облучение популяционных групп полевков на исследуемых участках в течение многих поколений привело к увеличению генетической нагрузки, который проявился, в частности, в увеличении числа летальных мутаций [1, 20].

При сравнении показателей, характеризующих участие полевков в репродукции, мы не получили достоверных различий между зверьками на радиоактивных и контрольных участках. Перезимовавшие полевки как на радиоактивных, так и на контрольных участках почти все принимали участие в размножении, а степень вовлечения сеголеток в размножение зависела лишь от фазы популяционного цикла. Вовлечение сеголеток в размножение, по нашим (рис.2) и литературным данным [10,17], является наиболее действенным "инструментом" популяционного гомеостаза, позволяющим поднять численность в 12,5 раз. Полученные данные позволяют сделать заключение, что хроническое облучение зверьков в дозе 2 сГр в год за счет повышенной естественной активности не оказывает существенного влияния на репродуктивную способность полевков. Последняя определяется, главным образом, вовлечением сеголеток в размножение, которое в основном регулируется механизмом популяционного гомеостаза.

ЛИТЕРАТУРА

- Алтухов Ю.П., Курбатова О.Л. Наследственность человека и окружающая среда.— В кн.: Наследственность человека и окружающая среда.— М.: Наука, 1984, с.7-35.
- Артемьев Ю.Т. О регуляции плодовитости в популяциях лесных мышевидных грызунов в Раифском участке заповедника.— В кн.: Природные ресурсы Волжско-Камского края.— Казань, 1978, вып.5; с.44-58.
- Башенина Н.В. Экология обыкновенной полевки и некоторые аспекты ее географической изменчивости.— М.: Изд-во МГУ, 1962.— 308 с.
- Бердюгин К.И. Территориальные взаимоотношения грызунов — обитателей каменистых россыпей Урала.— В кн.: Внутри- и межпопуляционная изменчивость млекопитающих Урала. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1978, с.37-53.
- Большаков В.Н., Кубанцев В.С. Половая структура популяций мышевидных грызунов и ее динамика.— М.: Наука, 1984.— 232 с.
- Голощапов П.В. Репродуктивная способность крыс в зависимости от дозы облучения.— В кн.: Биологические эффекты облучения.— М.: Наука, 1983, с.135-137.
- Ермолаева-Маковская А.П., Рамзаев П.В., Троицкая Н.М. Влияние на потомство хронического внутреннего облучения экспериментальных животных.

тальных животных.— В кн.: Биологические эффекты малых доз
М.: Наука, 1983, с.147-148.

8. Москалев Ю.И., Журавлев В.Ф. Уровни риска при
условиях лучевого воздействия.— М.: Энергоатомиздат, 1988

9. Москалев Ю.И. Зависимость биологических эффектов и
щей радиации от мощности дозы.— В кн.: Биологические эффек
доз радиации. М.: Наука, 1983, с.149-160.

10. Окулова Н.М. Размножение и смертность в популяции
(*Clethrionomys rutilus*) и основные факторы, воздействующи
процессы.— Зоол. журн., 1975, вып.11, с.1703-1714.

11. Пантелеев П.А. Биоэнергетика мелких млекопитающих.—
ка, 1983.— 269 с.

12. Садыков О.Ф. Пространственная структура горных
полевых рода *Clethrionomys*.— В кн.: Популяционная экология
логия млекопитающих. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1984, с. 20-36

13. Тупикова Н.В. Изучение размножения, возрастного сост
ляции мелких млекопитающих.— В кн.: Методы изучения приро
гов болезней человека. М.: Медицина, 1964, с. 154-191.

14. Тяжелова В.Г., Акоев И.Г. Эквивалентные условия
млекопитающих.— Радиобиология, 1975, т.15, № 3, с.411-414.

15. Чередование поколений и продолжительность жизни
С.С. Шварц, В.Г.Ищенко, Н.А.Овчинникова, В.Г.Оленев, А.В.По
О.А.Пястолова.— Журн. общ. биол., 1964, № 6, с.417-433.

16. Шилов И.А. Эколого-физиологические основы попул
отношений у животных.— М.: Изд-во МГУ, 1977.— 262 с.

17. Шилов И.А. Физиологическая экология животных.— М
шк., 1985.— 328 с.

18. Шушпанова Н.Ф. Исследование плодовитости, эмбри
смертности и морфологических особенностей водяной полевки
фазах динамики численности.— В кн.: Интегрированная защита
от болезней и вредителей в Сибири. Новосибирск, 1985, с.107-115.

19. Шведов В.А., Пантелеев Л.И. Зависимость средней пр
тельности жизни, смертности и частоты остеосарком у крыс от п
ной дозы, обусловленной стронцием-90.— Радиобиология, 1975,
с.402-406.

20. Четвериков С.С. О некоторых моментах эволюционн
са с точки зрения современной генетики.— Журн. эксп. биол., 192
с.3-54.

21. Roux C., Howath C., Dupuis R. Effects of pre-implant
dose radiation on rat embryos.— Health Physics, 1983, v.45, N 5, p. 998

АКТИВНОСТЬ ДЕГИДРОГЕНАЗ В ТКАНЯХ ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК, ОБИТАЮЩИХ В УСЛОВИЯХ ПОВЫШЕННОЙ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ

А.Г.Кудяшева

Экспериментальными исследованиями установлено, что длительное совмест
действие повышенного в 50-300 раз внешнего фона гамма-радиации и
присутствия в окружающей среде радионуклидов не является для него без
вредным и может вызвать сложный комплекс нарушений в системе крове
обращения и морфологии органов у полевок-экономок [5].

Большую значимость имеют исследования метаболических изменений в
различных тканях животных, которые могут служить одним из дополнитель
ных биохимических показателей, уточняющих состояние облученного организ
ма. В таком организме четкая слаженность и последовательность биохим
ических процессов, зависящая в значительной мере от действия ферментов,
может быть нарушена [3].

Основной задачей настоящей работы являлось изучение природы изменения актив
ности киназ дегидрогеназы (КФ., 1.99.1., СДГ), пируватдегидрогеназы
(КФ., 2.4.1., ПДГ), лактатдегидрогеназы (КФ., 1.1.1.27., ЛДГ) в тканях
головного мозга, печени и сердечной мышце полевок-экономок (*Microtus
pall.*), обитающих в условиях повышенной естественной радиоак
тивности в разные фазы популяционного цикла.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исследования проводили на самцах и самках полевок-экономок, отлав
ливаемых в июле и августе в период с 1981 по 1984 г. Возраст полевок опре
делялся по комплексу признаков, на основе которых животные были разде
лены на две возрастные группы: неполовозрелые сеголетки (возраст от од
ного до двух месяцев) и половозрелые сеголетки (от двух до пяти месяцев).
Изучение биохимических показателей проводили по двум возрастным груп
пам независимо от фаз популяционного цикла на участках с нормальным
фоном радиации — 2 участка) и повышенным (опытный — 1 участок) фоном
естественной радиоактивности (табл.1). Всего в полевых исследованиях
участвовало 285 полевок с контрольных и опытных участков.

Относительная численность полевков-экономок на контрольных и опытном участках, число особей на 100 ловушко-суток

| Год, фаза популяционного цикла | Контрольный участок | Опытный участок |
|--------------------------------|---------------------|-----------------|
| 1981 Пик численности | 11,1 | 11,1 |
| 1982 Депрессия | 2,3 | 2,3 |
| 1983 Подъем численности | 6,9 | 6,9 |
| 1984 Пик численности | 36,6 | 36,6 |

Средняя мощность дозы внешнего гамма-облучения на опытном участке приведена ранее в работе [2]. Количество инкорпорированного ^{226}Ra в организме опытных полевков колебалось в пределах 2,27 до $5,02 \cdot 10^{-13}$ г/г живого веса животных и было в среднем на 20% выше, чем у контрольных.

Активность дегидрогеназ изучали в гомогенатах тканей (головной мозг, печень и сердечная мышца). Животных декапитировали в одно и то же время суток. Выделение гомогенатов тканей проводили в 0,25 М растворе сахарозы при pH 7,4 и при температуре $0 \pm 4^\circ\text{C}$. Методы определения активности дегидрогеназ приведены в работе [2]. Активность СДГ измеряли в пикат пировиноградной кислоты на 1 мг белка, активность ПДГ — в пикат формазана на 1 мг белка.

Полученные данные обработаны методами вариационной статистики [8].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение активности дегидрогеназ в тканях полевков-экономок в зависимости от возраста, пола и фаз популяционного цикла. Анализ активности исследуемых ферментов в тканях полевков с контрольных и опытных участков выявил в обеих возрастных группах органный специфичность, которой упоминалось ранее [2]. Обнаруженные нами изменения активности ферментов в зависимости от функционального состояния органов полевков-экономок соответствуют таковым у других видов млекопитающих, которые отмечены у лабораторных животных [6,7].

Биохимический анализ тканей полевков контрольных участков выявил высокую возрастную лабильность активности СДГ, ПДГ и ЛДГ. Аналогичное явление наблюдали у животных опытного стационара, что по-

свидетельствует об изменении активности исследуемых дегидрогеназ у данного вида в связи с возрастом зверьков. Для полевков контрольных и опытных участков характерна общая черта: во всех тканях у половозрелых самцов активность дегидрогеназ, как правило, более высокая, чем у неполовозрелых (рис.1 а,б). Выявленная у половозрелых полевков высокая активность СДГ и ПДГ в головном мозге, а в отдельных случаях в печени и сердечной мышце, подтверждает имеющиеся данные о том, что во взрослом

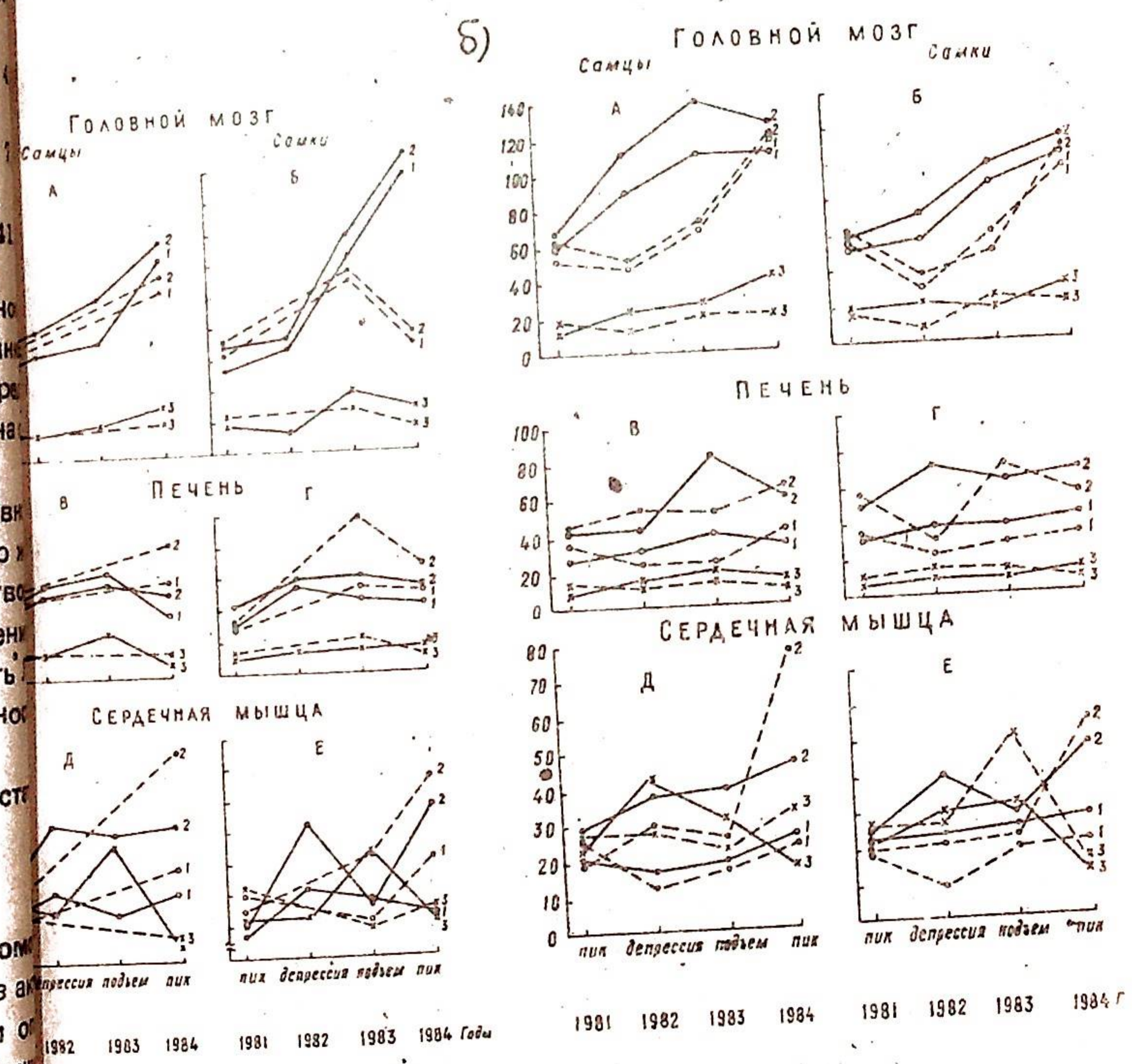


Рис.1. Активность дегидрогеназ в тканях полевков контрольного участка (а) и полевков опытного участка (б) в разные фазы популяционного цикла: 1 — сукцинатдегидрогеназа; 2 — пировинограддегидрогеназа; 3 — лактатдегидрогеназа. По оси ординат — активность дегидрогеназ в пикат на 1 мг белка, по оси абсцисс — фазы популяционного цикла, годы исследования. Сплошная линия — половозрелые самцы; пунктирная линия — неполовозрелые самцы; штриховая линия — половозрелые самки; штрихпунктирная линия — неполовозрелые самки.

состоянии активность ферментов наибольшая [1].

При анализе изменений активности дегидрогеназ в тканях обоих полов у животных разных групп самцов и самок с контрольных и опытного участка обнаружены различия по полу в головном мозге и сердечной мышце ($P \leq 0,01$), в печени они менее выражены ($P \leq 0,05$).

Полученные данные позволили выявить зависимость изменений активности ферментов и от фаз популяционного цикла животных на исследуемых участках. Интересно отметить, что характер изменений активности дегидрогеназ в различных тканях половозрелых и неполовозрелых полевых животных в зависимости от популяционных фаз оказался неодинаковым (рис. 1). Если в головном мозге и сердечной мышце полевых животных контрольного участка наибольшая выраженность изменений активности ферментов проявилась в фазы подъема и пика, то в печени направленность и характер изменений активности дегидрогеназ в зависимости от фаз цикла были менее выраженными. Направленность и выраженность изменений активности дегидрогеназ в тканях полевых животных на опытном участке, в зависимости от фаз популяционного цикла животных сходны с таковыми для полевых животных контрольных участков. Но, в отличие от зверьков с контрольных участков, в головном мозге характер изменений активности дегидрогеназ был одинаковым для самцов и самок опытного участка обеих возрастных групп (рис. 1).

Следует обратить внимание на то, что в печени животных опытного участка более выражены изменения активности ПДГ в зависимости от популяционных фаз, а в сердечной мышце характер изменений активности ферментов у животных с опытного участка повторял изменения, наблюдаемые у контрольных животных.

Таким образом, исследования активности ферментов в тканях полевых животных опытного участка, с одной стороны, подтвердили результаты, полученные на животных с контрольных участков, свидетельствующие о том, что активность дегидрогеназ зависит от возраста, пола и фаз популяционного цикла грызунов, обитающих на данных участках. С другой стороны, было установлено, что уровень активности исследуемых дегидрогеназ у полевых животных опытного участка в разные фазы популяционного цикла не совпадал с уровнем активности данных ферментов в тканях полевых животных с контрольных участков.

Для того, чтобы вычлнить эффект радиационной природы и исключить ту долю изменений, которая обусловлена влиянием на их величину демографических факторов (пола, возраста, фаз популяционного цикла животных), мы проанализировали относительный биохимический показатель. Для этого исходную активность дегидрогеназ в тканях контрольных животных в каждый исследуемый год принимали за 100%, а уровень активности ферментов опытных зверьков в этот же год вычисляли в процентах к значениям животных контрольных участков.

Изменение активности дегидрогеназ в тканях полевых животных опытного участка по отношению к активности ферментов полевых животных контрольных участков. Сравнительное изучение активности ферментов, активирующих процессы дегидрирования, у двух популяций полевых животных, обитающих в различных экологических условиях, показало, что активность СДГ, ПДГ и ЛДГ в различных тканях существенно отличается у животных в зависимости от уровня гамма-радиации участка их обитания и сопутствующего ему количества инкорпорированных в их организме естественных радионуклидов.

Следует отметить, что у полевых животных, обитающих в условиях повышенного гамма-фона, увеличена степень изменчивости показателей активности исследуемых ферментов в результате воздействия на организм животных внешнего и внутреннего облучения, с чем свидетельствуют величины коэффициента вариации. Если у половозрелых самцов контрольного участка величины коэффициента вариации активности дегидрогеназ находились в пределах от 17 до 26%, то у полевых животных опытного участка они варьировали от 18 до 36%.

О наличии сдвигов в активности исследуемых дегидрогеназ и наступающей дискоординации процессов дегидрирования у животных опытного участка можно судить по различной направленности у них отклонений показателей от таковых у зверьков контрольных участков и по низким величинам коэффициентов линейной корреляции сравниваемых активностей дегидрогеназ (табл. 2). Эти данные хорошо согласуются с наблюдаемыми изменениями активности дегидрогеназ в тканях лабораторных животных при действии относительно небольших доз хронического рентгеновского облучения [10].

У неполовозрелых и половозрелых полевых животных, обитающих на участке повышенной радиоактивности, сдвиги активности дегидрогеназ по отношению к контрольным оказались неодинаковыми. Для неполовозрелых самок опытного участка в фазы пика и подъема в большинстве случаев характерно угнетение активности СДГ и ПДГ во всех тканях самцов (при максимальной численности, 1984 г.) и самок (при средней численности, 1983 г.) (рис. 2 А). Степень отклонений от контрольных значений в разные фазы популяционного цикла оказалась неодинаковой. Достоверные отклонения были обнаружены в головном мозге неполовозрелых самок в фазы подъема и пика (снижение активности СДГ и ПДГ на 43 и 55% при $P \leq 0,001$ соответственно в 1983 г. и повышение активности СДГ, ПДГ и ЛДГ на 51, 46 и 69% при $P \leq 0,01$, $P \leq 0,05$ соответственно в 1984 г.).

В печени сдвиги активности дегидрогеназ были в основном в сторону ее снижения, лишь активность ПДГ в одном случае была повышена (у самок на 94% при $P \leq 0,05$). У молодых самцов в печени наблюдали достоверное снижение активности дегидрогеназ в фазу пика (на 25% для СДГ, на 30% для ПДГ при $P \leq 0,05$), а у самок в фазу подъема (на 50% для СДГ, на 30% для ПДГ и на 45% для ЛДГ при $P \leq 0,001$ и $P \leq 0,05$) (рис. 2 А).

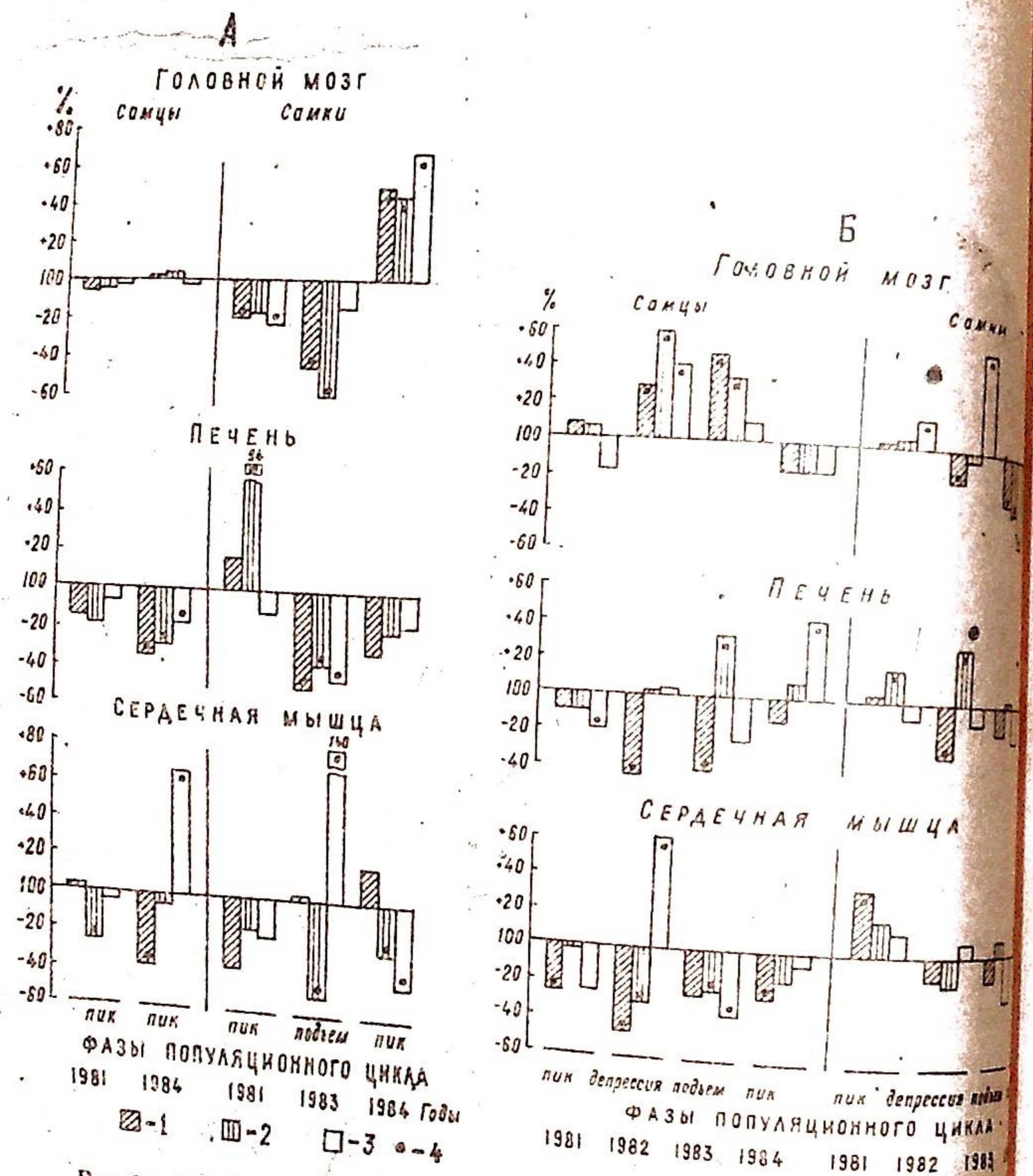


Рис.2. Активность дегидрогеназ в тканях неполовозрелых полевок и половозрелых полевок (Б) опытного участка, % к контрольным значениям. 1 — сукцинатдегидрогеназа, 2 — пируватдегидрогеназа, 3 — лактатдегидрогеназа, 4 — достоверные различия при $P \leq 0,05$.

В сердечной мышце отклонения активности ферментов у данной растной группы полевок характеризовались снижением процессов дегидрогенирования сукцината и пирувата, а активность ЛДГ, напротив, была повышенной как у самцов (на 70% в фазу пика, 1984 г.), так и у самок (на 14% в фазу подъема, 1983 г.). Таким образом, из всех рассмотренных вариантов снижение активности ферментов наблюдается в 73% случаев, что указывает на угнетение процессов дегидрогенирования.

Таблица 2

Коэффициенты линейной корреляции (r) между сравнимыми активностями дегидрогеназ у полевок контрольного и опытного участков

| Ткань | Контрольный участок | | | | Опытный участок | | | |
|-----------------|--------------------------|---------|---------|---------|-----------------|---------|---------|---------|
| | ПДГ-СДГ | ПДГ-ЛДГ | СДГ-ЛДГ | ПДГ-ЛДГ | ПДГ-СДГ | ПДГ-ЛДГ | СДГ-ЛДГ | ПДГ-ЛДГ |
| Сердечная мышца | Неполовозрелые сеголетки | | | | | | | |
| | 0,972* | 0,942* | 0,758* | 0,409 | 0,409 | 0,409 | 0,398 | 0,398 |
| | 0,943* | 0,815* | 0,650* | 0,838 | 0,838 | 0,223 | 0,288 | 0,288 |
| | 0,987* | 0,850* | 0,884* | 0,921* | 0,921* | 0,387 | 0,633 | 0,633 |
| Головной мозг | Половозрелые сеголетки | | | | | | | |
| | 0,678 | 0,503 | 0,775* | 0,353* | -0,179 | 0,353* | 0,395 | 0,395 |
| | 0,950* | 0,914* | 0,795* | 0,444 | 0,780* | 0,444 | 0,062 | 0,062 |
| | 0,988* | 0,723* | 0,664 | 0,887* | 0,423 | 0,887* | 0,934* | 0,934* |

* Достоверные различия между сравнимыми активностями дегидрогеназ при $P \leq 0,05$.

дегидрирования у молодых опытных полевок.

В отличие от неполовозрелых, у половозрелых полевок доля сдвига активности дегидрогеназ была несколько меньше (50% по сравнению с 73%). У половозрелых самцов в головном мозге наблюдали повышение активности всех дегидрогеназ, в печени — снижение активности ПДГ, а в сердечной мышце — снижение активности ферментов (рис. 2 Б). Активизацию процессов дегидрирования в тканях животных после действия хронического облучения в относительно малых дозах радиации мы, как и другие авторы [9], объясняем компенсаторной ответной реакцией.

В целом проведенные исследования позволяют сделать вывод о сдвиге активности дегидрогеназ у полевок с опытного участка, с одной стороны, свидетельствуют о наличии начальных нарушений в процессе дегидрирования и о неполноценном восстановлении нарушенных функций. Сколько в большинстве случаев в тканях неполовозрелых и в ряде случаев у половозрелых полевок отмечено угнетение активности дегидрогеназ. С другой стороны, выявлены и отклонения активности дегидрогеназ от контрольных значений, а именно, повышение активности дегидрогеназ в различных тканях, наблюдаемое в большинстве случаев у половозрелых полевок опытного участка. Последние изменения не что иное, как ответная компенсаторная реакция на воздействие факторов лучевой природы, которая имеет адаптивное значение для всего организма. У полевок с опытного участка изменения активности дегидрогеназ происходят сильнее в фазы депрессии, что исключает экологические стрессы на уровне организма. Известно, что в разные фазы популяционного цикла зверьки природных популяций отличаются по гормональному статусу. Этим, по-видимому, можно объяснить выявленную неодинаковую направленность сдвигов активности дегидрогеназ в тканях полевок с опытного участка в разные фазы популяционного цикла животных.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гирля Ю.И. Особенности нарушений активности дегидрогеназ и кетокислот при антенатальном и постнатальном облучении: Автореф. диссерт. соиск. учен. степени канд. биол. наук.— Одесса, 1973.— 18 с.
2. Кудяшева А.Г. Изучение некоторых сторон энергетического обмена полевок-экономки при обитании в природных биогеоценозах повышенной естественной радиоактивности.— В кн.: Радиация как экологический фактор при антропогенном загрязнении. Сыктывкар, 1984, с.63-70. (Тр. Коми АН СССР, вып.67).
3. Кузин А.М. Структурно-метаболическая гипотеза в радиобиологии. М.: Наука, 1970.— 222 с.
4. Манойлов С.Е. Первичные механизмы биологического действия ионизирующей радиации.— Л.: Наука, 1968.— 183 с.

5. Маслова К.И. Повышенная естественная радиоактивность как радиологический фактор среды обитания.— В кн.: Радиозкологические исследования почв, растений и животных в биогеоценозах Севера. Сыктывкар, 1983, с.21-30. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып.60).

6. Островский Ю.М., Величко М.Г., Якубчик Т.Н. Пируват и лактат в организме.— Минск: Наука и техника, 1984.— 173 с.

7. Путилина Ф.Е., Ещенко Д.И. Активность некоторых дегидрогеназ в тканях Кребса в мозгу, печени, почках.— Вест. ЛГУ, 1969, № 21, с.112-116.

8. Рокицкий П.П. Биологическая статистика.— Минск: Высш. шк., 1967.— 328 с.

9. Тайц М.Ю. К механизму компенсации метаболических сдвигов в центральной нервной системе при стрессе.— Докл. АН БССР, 1970, т.14, № 10, с.952-955.

10. Черкасова Л.С., Пикулев А.Т., Тайц М.Ю. Метаболические сдвиги в митохондриях облученного организма, связанные с циклом трикарбоновых кислот.— Минск: Наука и техника, 1977.— 152 с.

11. Чернявский Ф.Б., Ткачев А.В. Популяционные циклы леммингов в Арктике. Экологические и эндокринные аспекты.— М.: Наука, 1982.— 14 с.

ИЗМЕНЕНИЯ В КРОВИ ПОЛЕВОК, ПОДВЕРГНУТЫХ ХРОНИЧЕСКОМУ ВНЕШНЕМУ ГАММА-ОБЛУЧЕНИЮ ДОЗОЙ МАЛОЙ МОЩНОСТИ

Л.Д.Материй, В.И.Сусликов

Как показали наши ранние исследования, связанные с изучением биологической эффективности малых доз ионизирующей радиации в природной среде, у полевок-экономок наблюдаются серьезные морфологические изменения в системе крови, обусловленные как поражающему действию радиационного фактора, так и ответной (защитной) реакции самого организма на его воздействие [8]. Исследованиями установлено, что в биогеоценозах повышенной радиоактивностью ионизирующая радиация выступает не как самостоятельный раздражитель, а как радиозкологический фактор среды. Под воздействием последнего процессы гемопоза у полевок носят патологический характер, о чем свидетельствуют патоморфологические нарушения в клетках крови, костного мозга и селезенки [8]. Предстояло определить, к чему обязано такое состояние крови — внешнему или внутреннему воздействию радиации. Данная работа преследовала узкую цель — показать влияние малых доз радиации, близкой к уровню природного повышенного фона территорий, загрязненных радиоактивными радионуклидами, с тем, чтобы уяснить вклад внешнего облучения в развитие биологических эффектов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Полевки-экономки (половозрелые сеголетки, самцы и самки), выращенные на участках с нормальным (0,72 — 1,08 пКл/кг.с) и с повышенным (3,6 — 144 пКл/кг.с) уровнями гамма-фона, были размещены в условиях вивария.

В первой серии эксперимента половина контрольных и опытных животных (1-я группа) была подвергнута в течение 3,5 мес. хроническому внешнему гамма-облучению от двух закрытых источников ^{226}Ra активной мощностью 3,5 · 10⁷ Б/к (соответственно варианты 1 и 2). Средняя мощность эквивалентной дозы при этом составляла 46,2 пКл/кг.с. Геометрия опыта обеспечивала сравнительно однородное облучение всех особей (неравномерность превышала 6%). Другую половину контрольных и опытных полевок (2-я группа) содержали в условиях фонового облучения при мощности

равной 0,86 пКл/кг.с. (соответственно варианты 3 и 4). В итоге животные 1-й группы получили дозу, равную 1,62 сГр, а 2-й группы — 0,03 сГр.

Во второй серии эксперимента хроническому облучению в условиях вивария подвергали полевок первого, второго и третьего поколений, полученных от животных, отловленных на тех же контрольных и радиоактивных участках (соответственно варианты 5 и 6). За 6 мес. внешнего гамма-облучения полевок получили дозу, равную 2,78 сГр. Животные, содержащиеся в условиях фонового облучения (варианты 7 и 8), получили дозу, равную 0,05 сГр.

Для проведения гематологических анализов зверьков декапитировали, кровь брали из тушки. О морфологическом состоянии периферической крови судили на основании знания уровня гемоглобина, количества эритроцитов и лейкоцитов в единице объема ткани, формулы крови и числа ретикулоцитов. Указанные выше параметры состояния крови определяли общепринятыми методами клинического и цитоморфологического анализов крови [8,9]. Полученные данные обработаны методом вариационной статистики с учетом малого объема выборок. Коэффициент достоверности различий между крайними вариантами гематологических показателей определяли методом Стьюдента (достоверным считали различия при $P \leq 0,05$). Одновременно использовали более подробный метод математического анализа — критерий знаков [10].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В табл. 1 и 2 представлены результаты гематологических анализов, проведенных у полевок-экономок первой серии эксперимента. Эти данные довольно наглядно демонстрируют состояние периферической крови у облучавшихся и необлучавшихся животных. Так, у облучавшихся в течение 3,5 мес. контрольных и опытных самцов не удалось выявить каких-либо существенных отклонений от нормы (табл. 1). У самок же первых двух вариантов поглощенная доза, равная 1,62 сГр, приводила к отклонениям от нормы в соотношении циркулирующих клеток (табл.2). У контрольных облученных самок обнаружено достоверное увеличение относительного числа палочкоядерных форм нейтрофилов. Уровень же лимфоцитов у них, наоборот, оказался достоверно ниже по сравнению с необлученными животными. У самок с радиоактивного участка после хронического гамма-облучения достоверно возрастало количество сегментоядерных лейкоцитов и одновременно снижался процент моноцитов. Индексы ядерного сдвига у самок во всех вариантах эксперимента оставались почти одинаковыми. Следовательно, наблюдаемые сдвиги в соотношении нейтрофилов разной степени зрелости после облучения носят случайный характер и не являются проявлением каких-либо серьезных изменений в миелопоэзе. На основании достоверного снижения относительного количества лимфоцитов в периферической крови самок контрольного участка и тенденции к их снижению у опытных самок контрольных самцов после внешнего лучевого воздействия (табл. 1 и 2)

Таблица 1

Клеточный состав периферической крови
у самок полевок-экономок
в эксперименте по хроническому гамма-облучению
в течение 3,5 мес. (1-я серия)

| Показатели | Контрольный участок | | Опытный участок | | | | | |
|----------------------------------|------------------------|--------|-------------------------|-------|--------------------------|--------|--------------------------|--------|
| | 3 (n=5) D = 0,03сГр | | 1 (n=4) D = 1,62 сГр | | 4 (n=11) D = 0,03 сГр | | 2 (n=16) D = 1,62 сГр | |
| | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % |
| Гемоглобин, г% | 15,0±0,4 | 5,75 | 15,2±0,3 | 3,92 | 15,3±0,2 | 3,57 | 15,4±0,2 | 5,25 |
| Эритроциты, млн./мм ³ | 8,0±0,4 | 12,49 | 8,7±0,4 | 9,66 | 8,5±0,1 | 5,93 | 8,3±0,2 | 9,52 |
| Ретикулоциты, % | 26,6±1,0 | 8,99 | 2,67±1,28 | 8,29 | 27,0±0,8 | 9,37 | 26,4±0,5 | 8,05 |
| Лейкоциты, тыс./мм ³ | 6,8±0,4 | 13,15 | 7,2±0,3 | 8,75 | 6,9±0,3 | 13,14 | 7,1±0,2 | 18,57 |
| Нейтрофилы: | | | | | | | | |
| юные | 0,8±0,2 | 55,99 | 1,0±0,2 | 42,6 | 0,7±0,2 | 71,21 | 0,6±0,1 | 80,0 |
| палочкоядерные | 20,0±0,3 | 3,06 | 20,2±0,2 | 1,43 | 21,9±0,3 | 5,19 | 21,4±0,3 | 5,34 |
| сегментоядерные | 15,0±0,3 | 5,27 | 15,1±0,5 | 5,64 | 14,8±0,3 | 5,32 | 15,3±0,3 | 7,11 |
| Эозинофилы | 0,8±0,1 | 34,23 | 0,7±0,2 | 38,49 | 0,7±0,2 | 71,21 | 0,4±0,1 | 124,32 |
| Базофилы | 0,4±0,2 | 104,58 | 0,4±0,3 | 127,6 | 0,4±0,1 | 106,81 | 0,4±0,1 | 102,67 |
| Лимфоциты | 54,7±0,6 | 52,29 | 53,0±0,4 | 1,33 | 53,2±0,4 | 2,28 | 54,0±0,4 | 2,61 |
| Моноциты | 8,3±0,5 | 13,87 | 9,5±0,5 | 9,60 | 8,3±0,4 | 14,29 | 7,7±0,2 | 9,99 |
| Индекс ядерного сдвига | 1,3 | | 1,4 | | 1,3 | | 1,4 | |

Примечание. n — число животных в варианте.

Таблица 2

Клеточный состав периферической крови
у самок полевок-экономок
в эксперименте по хроническому гамма-облучению
в течение 3,5 мес. (1-я серия)

| Показатели | Контрольный участок | | Опытный участок | | | | | |
|----------------------------------|-------------------------|--------|-------------------------|-------|-------------------------|--------|-------------------------|--------|
| | 3 (n=9) D = 0,03 сГр | | 1 (n=5) D = 1,62 сГр | | 4 (n=4) D = 0,03 сГр | | 2 (n=8) D = 1,62 сГр | |
| | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % |
| Гемоглобин, г% | 15,4±0,3 | 5,59 | 15,5±0,4 | 5,45 | 15,2±0,4 | 5,29 | 15,4±0,8 | 5,35 |
| Эритроциты, млн./мм ³ | 8,3±0,3 | 10,41 | 8,7±0,3 | 8,56 | 8,3±0,3 | 8,23 | 8,6±0,2 | 7,73 |
| Ретикулоциты, % | 26,6±0,5 | 5,68 | 26,0±0,7 | 6,08 | 26,7±1,1 | 8,29 | 27,1±0,8 | 8,23 |
| Лейкоциты, тыс./мм ³ | 7,5±0,3 | 10,61 | 7,4±0,3 | 9,68 | 7,1±0,4 | 12,38 | 7,2±0,2 | 9,86 |
| Нейтрофилы: | | | | | | | | |
| юные | 1,0±0,1 | 43,30 | 0,6±0,1 | 37,27 | 1,0±0,2 | 40,82 | 0,9±0,1 | 44,5 |
| палочкоядерные | 20,0±0,2 | 3,06 | 21,9±0,6 | 6,33* | 20,2±0,1 | 1,43 | 21,0±0,2 | 3,12 |
| сегментоядерные | 15,1±0,3 | 5,17 | 15,0±0,3 | 5,17 | 15,1±0,4* | 5,65 | 16,6±0,3 | 5,51 |
| Эозинофилы | 1,0±0,1 | 43,30 | 0,7±0,1 | 39,12 | 0,7±0,1 | 38,49 | 0,7±0,1 | 54,11 |
| Базофилы | 0,4±0,1 | 107,14 | 0,3±0,1 | 91,29 | 0,4±0,2 | 127,66 | 0,3±0,2 | 151,19 |
| Лимфоциты | 55,3±0,3 | 1,87 | 54,2±0,4 | 1,68 | 53,2±0,3 | 1,21 | 52,9±0,3 | 1,47 |
| Моноциты | 7,2±0,3 | 12,53 | 7,3±0,1 | 3,75 | 9,5±0,5* | 9,61 | 7,5±0,2 | 7,13 |
| Индекс ядерного сдвига | 3 | | 1,5 | | 1,4 | | 1,3 | |

* — Различия достоверны (по t -критерию Стьюдента).

можно было бы предположить наличие процесса развития характерной лучевой реакции, тем более, что эти клетки считаются наиболее радиочувствительными [5]. Однако тот факт, что общий уровень лейкоцитов в крови у этих же полевок находится в пределах физиологической нормы, свидетельствует лишь в пользу развития перераспределительных реакций в системе крови под влиянием хронического внешнего гамма-облучения.

К тому же, как известно [2], при хроническом лучевом воздействии на организм в малых дозах радиационные эффекты в крови имеют длительный латентный период развития. Более того, по литературным данным [6], для каждого вида клеток крови существует свой определенный дозовый порог, при котором наступают четкие количественные сдвиги. У лабораторных мышей выраженная лимфоцитопения в ответ на хроническое гамма-облучение с мощностью дозы, равной 0,05 Р/сут., проявилась при суммарной дозе, равной 9Р (0,05 Р/сут. x 30 сут. x 6 мес.), через 6 мес. начала облучения.

Таким образом, и временные параметры, и поглощенная доза в нашем эксперименте были существенно меньше тех, при которых обычно фиксируются лейко- и лимфоцитопения. Тем не менее, в условиях проведенного эксперимента у облучавшихся полевок, как правило, можно было наблюдать снижение доли лимфоцитов в крови. Весьма возможно, что на определенных стадиях развития лучевой реакции крови при таком слабом хроническом радиационном воздействии, как в нашем эксперименте, возникают сдвиги перераспределительного характера, что мы и обнаруживаем у полевок при поглощенной дозе, равной 1,62 сГр. Тот факт, что у самок в ответ на хроническое облучение в малых дозах в периферической крови возникают более заметные отклонения от нормы, чем у самцов, позволяет считать систему крови самок более радиочувствительной.

Данные табл. 3 и 4 иллюстрируют состояние периферической крови полевок, подвергнутых облучению в течение 6 мес.

В состоянии красной крови после длительного гамма-облучения отклонений от нормы ни у самцов, ни у самок не обнаружено, как и в первой серии экспериментов. Различия же со стороны белой крови между облучавшимися и необлучавшимися животными — налицо. Во-первых, у самцов с контрольного участка после хронического лучевого воздействия обнаружено достоверное увеличение в периферической крови юных и промежуточных клеток у полевок, ведущих родословную от животных с активной функцией тимуса. Одновременно установлен небольшой сдвиг влево формулы лейкоцитов. Данный факт можно считать сигнализацией об активизации процессов миелопоэза в ответ на поглощенную дозу, равную 2,78 сГр.

Во-вторых, после 6-месячного хронического внешнего гамма-облучения животных обнаружены достоверное уменьшение процента циркулирующих лимфоцитов, слабо выраженная тенденция к снижению общего количества лейкоцитов как у самок, так и у самцов. Это можно рассматривать как последующий этап развития реакции белой крови на облучение. Интересным моментом этой реакции является появление юных форм лимфоцитов (крупные клетки с рыхлой структурой хроматина в ядре и с ядрышками). Уровень таких клеток в периферической крови был невелик и варьировал в пределах от 0,5 до 0,8%. У животных 1-ой серии опыта, облучавшихся всего 3,5 мес., подобные формы не обнаруживались. Весьма возможно, что поглощенная доза, равная 2,78 сГр, с одной стороны, усиливает перераспределительные клеточные реакции в системе крови, а с другой — вызывает раздражение лимфопоэтической ткани и способствует выбросу в периферическое русло таких юных форм лимфоцитов.

Далее, у полевок с контрольного и опытного участков в ответ на облучение происходило небольшое увеличение процента моноцитов в периферической крови — клеток, которые, как известно, ответственны за посттравматическую репарацию тканей [1]. Это явление можно рассматривать, по нашему мнению, как защитную реакцию организма на хроническое лучевое воздействие в малых дозах.

Таким образом, морфологический анализ крови полевок с контрольного и опытного участков как в первой серии экспериментов, так и во второй, показал, что хроническое внешнее гамма-облучение такими малыми мощностями доз, как 46,2 пКл/кг. с., не безразлично для организма и способно вызывать более или менее заметные сдвиги в периферической крови. Причем наличие сравнительно продолжительного латентного периода, а также элементов фазности в развитии клеточных реакций у облучавшихся полевок позволяют считать, что эти сдвиги имеют лучевую природу, поскольку именно такие особенности в развитии лучевой реакции крови присущи хроническому радиационному воздействию в малых дозах у млекопитающих [2].

Лучевая природа выявленных нами гематологических сдвигов была показана и с помощью метода "критерия знаков". С этой целью абсолютные и относительные величины, характеризующие клеточный состав периферической крови необлучавшихся в виварии животных, были объединены с аналогичными показателями облучавшихся полевок (табл. 1 и 2, рис. 1 и 4) и вычислены их усредненные значения. Построенные на основании этих данных кривые (рис. А, Б, В) показали, что характер изменения исследуемых параметров крови как у самцов, так и у самок, как правило, практически всегда один и тот же. Исключение составили данные по изменчивости уровня эритроцитов (см. рис. А). Установленное сходство в поведении 12-ти кривых, характеризующих морфологию крови исследуемых групп полевок, вряд ли может быть случайным. Последнее могло бы прои-

Таблица 3

Клеточный состав периферической крови
у самок полевок-экономок
в эксперименте по хроническому гамма-облучению
в течение 6 мес. (II-я серия)

| Показатели | Контрольный участок | | | | Опытный участок | | | |
|---------------------------------|---------------------|-------|-----------------|-------|-----------------|--------|-----------------|--------|
| | 7 (n=2) | | 5 (n=3) | | 8 (n=14) | | 6 (n=24) | |
| | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % |
| Гемоглобин, г% | 14,7±0,1 | 0,96 | 14,3±0,4 | 4,92 | 14,4±0,2 | 5,89 | 13,9±0,2 | 5,69 |
| Эритроциты, млн/мм ³ | 7,3±0,3 | 5,81 | 7,3±0,2 | 5,68 | 7,4±0,2 | 10,85 | 7,3±0,2 | 11,86 |
| Ретикулоциты, % | 25,5±1,5* | 8,32 | 27,0±0,6 | 3,7 | 26,6±0,6 | 8,15 | 28,2±0,8 | 13,26 |
| Лейкоциты, тыс/мм ³ | 7,0±0,2* | 4,04 | 6,9±0,2 | 6,0 | 7,2±0,2 | 11,51 | 6,8±0,2 | 12,45 |
| Нейтрофилы: | | | | | | | | |
| юные | 0,7±0,2 | 47,14 | 1,7±0,4 | 45,83 | 0,6±0,1 | 88,57 | 0,9±0,1 | 75,94 |
| палочкоядерные | 19,5±0,5 | 3,63 | 24,2±0,6* | 4,31 | 21,9±0,5* | 7,81 | 23,8±0,2* | 3,71 |
| сегментоядерные | 17,0±0,5 | 4,16 | 14,3±0,4 | 5,33 | 15,6±0,3 | 6,30 | 14,2±0,2 | 6,21 |
| Эозинофилы | 0,5 | | 0,8±0,2 | 34,63 | 0,7±0,2 | 98,47 | 0,5±0,1 | 106,29 |
| Базофилы | 0,5 | 2,50 | 1,2±0,2 | 24,74 | 0,4±0,1 | 115,56 | 0,5±0,07 | 66,26 |
| Лимфоциты: | 56,5±1,0* | 0 | 51,8±0,4* | 1,47 | 54,1±0,5* | 3,16 | 52,2±0,3 | 2,71 |
| большие | 0 | 0 | 0,8±0,3 | 69,28 | 0 | 0 | 0,6±0,1 | 93,44 |
| средние + малые | 56,5±1,0 | 2,50 | 51,0±0,8 | 2,59 | 54,1±0,5 | 3,16 | 51,6±0,4 | 4,29 |
| Моноциты | 5,2±0,2 | 6,73 | 6,0±0,5 | 14,43 | 6,6±0,3 | 19,99 | 7,7±0,2 | 14,49 |
| Индекс ядерного сдвига | 1,1 | | 1,8 | | 1,4 | | 1,7 | |

* — Различия достоверны (по t-критерию Стьюдента).

Таблица 4

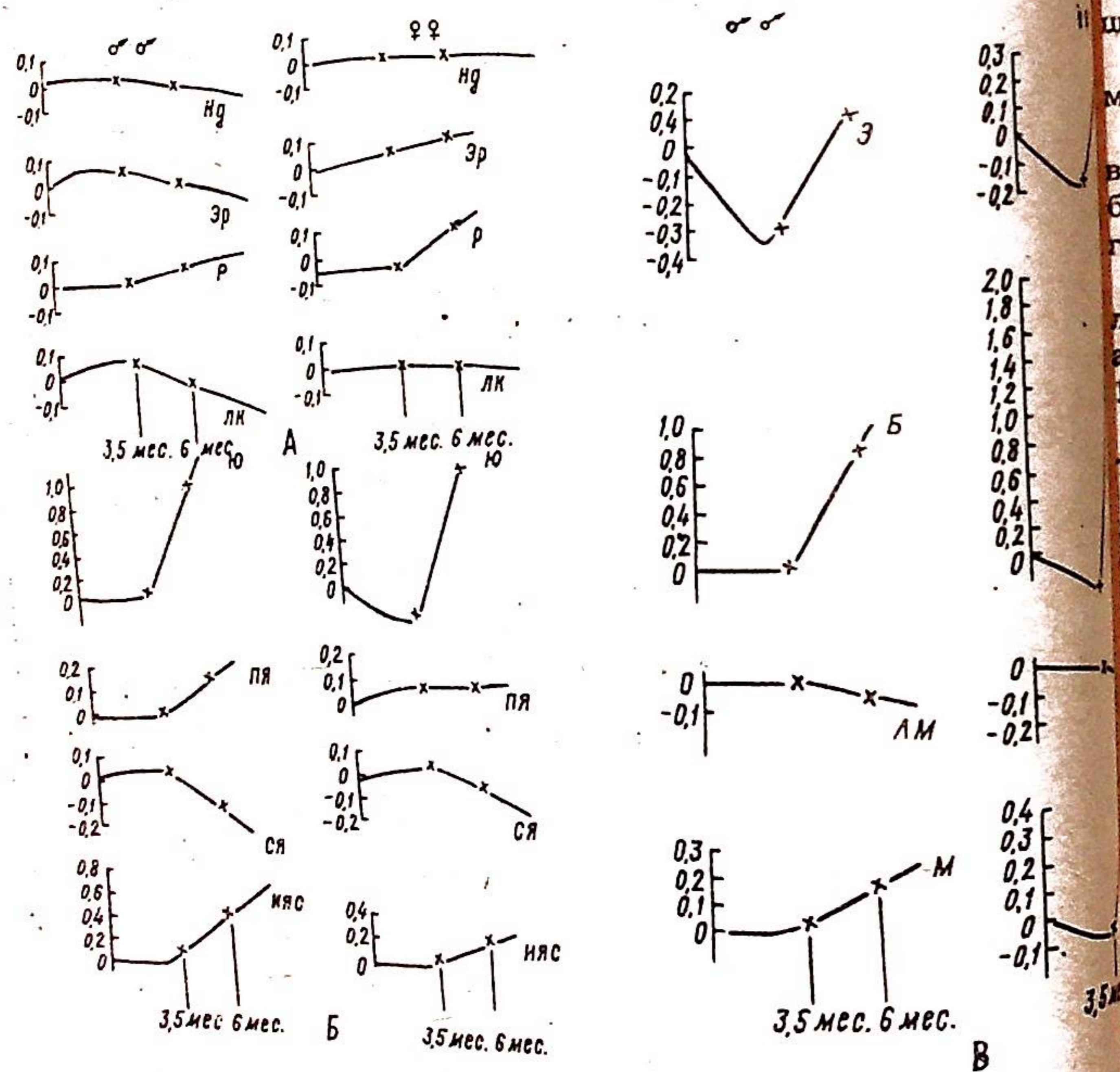
Клеточный состав периферической крови
у самок полевок-экономок
в эксперименте по хроническому гамма-облучению
в течение 6 мес. (II-я серия)

| Показатели | Контрольный участок | | | | Опытный участок | | | |
|---------------------------------|---------------------|-------|-----------------|-------|-----------------|--------|-----------------|--------|
| | 7 (n=3) | | 5 (n=2) | | 8 (n=9) | | 6 (n=11) | |
| | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % | $\bar{X} \pm m$ | V, % |
| Гемоглобин, г% | 14,3±0,3 | 4,26 | 14,8±0,6 | 5,73 | 14,4±0,2 | 5,09 | 14,0±0,3 | 6,89 |
| Эритроциты, млн/мм ³ | 7,3±0,2 | 5,68 | 8,7±0,5 | 8,12 | 7,4±0,3 | 10,81 | 7,2±0,3 | 13,53 |
| Ретикулоциты, % | 26,3±1,4 | 9,56 | 30,5±1,5 | 6,95 | 25,9±0,7 | 8,29 | 23,6±0,9 | 10,85 |
| Лейкоциты, тыс/мм ³ | 7,0±0,5 | 13,09 | 6,8±0,4 | 8,32 | 7,0±0,3 | 12,20 | 7,1±0,3 | 14,27 |
| Нейтрофилы: | | | | | | | | |
| юные | 0,7±0,2* | 43,30 | 1,7±0,2* | 20,20 | 0,7±0,2 | 78,26 | 1,1±0,2 | 73,87 |
| палочкоядерные | 21,7±0,6* | 4,80 | 23,7±0,2 | 1,48 | 22,6±0,3* | 4,66 | 23,9±0,2 | 2,91 |
| сегментоядерные | 15,7±0,2 | 1,84 | 14,5 | 28,28 | 15,7±0,3 | 5,76 | 15,6±0,2 | 4,72 |
| Эозинофилы | 0,7±0,2 | 43,30 | 1,2±0,2 | 28,28 | 0,6±0,1 | 70,36 | 0,6±0,1 | 63,53 |
| Базофилы | 0,3±0,2 | 86,60 | 1,5 | 2,11 | 0,5±0,2 | 111,80 | 0,5±0,1 | 77,07 |
| Лимфоциты | 56,5±0,8* | 2,34 | 50,2±0,7* | 2,11 | 53,8±0,5 | 2,67 | 51,0±0,4* | 2,85 |
| большие формы | 0 | 0 | 0,5 | 0 | 0 | 0 | 0,5±0,2 | 104,15 |
| средние и малые | 56,5±0,8 | 2,34 | 49,7±0,7 | 2,13 | 53,8±0,5 | 2,67 | 50,5±0,4 | 2,46 |
| Моноциты | 5,0±0,3 | 10,0 | 7,0±0,5 | 10,10 | 6,1±0,2 | 12,6 | 7,4±0,3 | 15,21 |
| Индекс ядерного сдвига | 1,4 | | 1,8 | | 1,4 | | 1,6 | |

* — Различия достоверны (по t-критерию Стьюдента).

зойти лишь с вероятностью, меньшей 0,004 $[2^{-12} (1 + \frac{1}{12})] = 2 \cdot 10^{-13}$. Эта оценка верна, если справедливо принятое нами допущение о том, что при таких малых абсолютных изменениях показателей каждый из них независимо от изменения любого другого.

Таким образом, полученные с помощью метода "критерия Эдвардса" данные позволяют сделать вывод, что выявленные нами количественные сдвиги в периферической крови облучавшихся зверьков, несмотря на низкие их значения, не случайны, а вызваны именно хроническим воздействием гамма-облучением.



ЛИТЕРАТУРА

1. Акоев И.Г., Матлох Н.Н. Биофизический анализ предпатологических и предлейкозных состояний. — М.: Наука, 1984. — 287 с.
2. Блэкет Н.М. Гематологические эффекты при длительном лучевом воздействии. Руководство по радиационной гематологии. Перевод с английского. — М.: Медицина, 1974, с. 106-111.
3. Гольдберг Д.И., Гольдберг Е.Д., Шубин Н.Г. Гематология животных. — Томск: Изд-во Томского университета, 1973. — 179 с.
4. Илюхин А.В., Шишков В.С., Бурковская Т.Е. Цитокинетика и морфология кроветворения при хроническом облучении. — М.: Энергоиздат, 1982. — 136 с.
5. Инграм М. Малые дозы, хроническое облучение и отдельные эффекты. Руководство по радиационной гематологии. Перевод с англ. — М.: Медицина, 1974, с. 221-230.
6. Конылова Е.Н. Действие хронического гамма-облучения на кровь мышцей. — ДАН СССР, 1959, т.124, № 4, с.930-932.
7. Маслов В.И. Действие экологического фактора повышенной естественной радиоактивности на организм и популяции животных в природных биогеоценозах. — Информ. бюл. науч. Совета по проблемам радиобиологии, 1976, вып. 19, с.23-25.
8. Материй Л.Д., Маслова К.И. Состояние организма и популяции полевок-экономок, обитающих в условиях повышенной естественной радиоактивности. — Информ. бюл. науч. Совета по проблемам радиобиологии, 1983, вып.28, с.41-44.
9. Никитин В.Н. Атлас клеток крови сельскохозяйственных и лабораторных животных. — М.: Сельскохозяйственная литература, 1949. — 47 с.
10. Рокицкий П.Ф. Биологическая статистика. — Минск: Вышшая школа, изд. 2-е испр., 1957. — 328 с.

Рис. Зависимость изменений морфологических характеристик крови от величины накопленной дозы за время хронического гамма-облучения взрослых полевок в эксперименте (А, Б, В).
 Ось ординат — изменение показателя в долях от его величины у животных, не подвергавшихся внешнему гамма-облучению.
 Ось абсцисс — временные параметры — 3,5 и 6,0 мес. облучения. Ю — гемоглобин, Эр — эритроциты, Р — ретикулоциты, ЛК — лейкоциты, Б — палочкоядерные, СЯ — сегментоядерные, Э — эозинофилы, Б — лимфоциты, ЛМ — лимфоциты, М — моноциты, ИЯС — индекс ядерного сдвига.

ГИСТОМОРФОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ПЕЧЕНИ ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК, ОБИТАЮЩИХ В РАЗНЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

Н.Г. Загорская

В экологии метод морфофизиологических индикаторов давно используется как показатель физиологического состояния отдельного организма и как средство изучения реакции популяций животных в целом на изменение условий среды обитания [9]. В ряде работ показано, что действие радиологического фактора среды прослеживается у мышевидных грызунов в изменении многих морфофизиологических показателей ряда органов, среди которых особого внимания заслуживает печень [2,4]. Известно, что печень будучи своеобразной "химической лабораторией тела", одновременно служит и энергетическим депо. Ее масса тесно связана с обменом веществ, причем в общем комплексе факторов, определяющих размеры печени, характер питания не является ведущим [8]. Так, экспериментально было показано, что вес печени изменяется преимущественно за счет накопления или расщепления углеводов и жира. Причем, если при кратковременных благоприятных условиях расходуются, главным образом, запасы гликогена, то в более длительном воздействии тех же условий — жировые резервы [9]. Физиологическая активность органа тесно взаимосвязана с его гистоморфологией. В частности, установлена прямая зависимость между уровнем двуядерных клеток и запасами гликогена в печени, т.е. двуядерные клетки могут служить показателем физиологической активности органа [3].

В данном сообщении представлены результаты многолетних исследований по изучению возрастной динамики массы печени полевок-экономок числа двуядерных клеток в зависимости от радиологических условий обитания животных.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Объектом исследования служили полевки-экономки (*Microtus oeconomus* Pall). Отлов животных проводили живоловушками в период с 1961 по 1975 гг. в один и тот же сезон года (июль-август) на контрольных (I) и опытных (II, III) участках, расположенных на расстоянии от 2 до 5 км друг от друга и различавшихся лишь по уровню радиоактивности. Диапазон колебаний внешнего гамма-облучения мышевидных грызунов на опытных участ-

ках варьировал от 1,43 до 143 пА/кг (20-2000 мкр/час), на контрольных мощность экспозиционной дозы не превышала 10-15 мкр/час. Радиационная обстановка на радиевом (II) и урано-радиевом (III) участках подробно описана ранее [1, 5]. Содержание и соотношение радиоактивных элементов в почвах и растительном покрове на опытных участках было различным. Именно это обстоятельство явилось причиной для их условного разделения на радиевый и урано-радиевый [4].

Исследовали пять возрастных групп полевок (до 1 мес., 1 мес., 2 мес., 3 мес., перезимовавшие). Разбивку животных на возрастные группы осуществляли по весу животных с учетом времени отлова, наличие у них тимуса. Одновременно с этим проводили гистологические исследования ряда органов (селезенки, печени, гонад), в структуре ткани которых довольно четко прослеживалась возрастная морфология [4]. Всего было проанализировано 250 животных обоего пола (на контрольном — 88 животных, радиевом — 89, урано-радиевом — 73). Полученные препараты печени окрашивали гематоксилином. На срезах толщиной 4-5 мкм (ок. 12^х, об. 100/1,3), на поляризационно-интерференционном микроскопе Biolar, проводили подсчет двуядерных гепатоцитов в 1000 клетках.

Данные обработаны статистически (n — количество животных; \bar{X} — среднее; m — ошибка среднего). Достоверность различий определяли по критерию Стьюдента. Сравнительный анализ динамики изменения веса печени и числа двуядерных гепатоцитов у животных контрольной и опытных групп проводили по особому варианту двухфакторного дисперсионного комплекса, предложенного Плохинским [6].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Результаты изменений некоторых показателей печени (масса печени, количество клеток в одном поле зрения, число двуядерных гепатоцитов) с возрастом у животных с контрольного и опытных участков представлены в табл. 1, 2. Анализ динамики изменения массы печени у полевок (самцов и самок), обитающих в разных радиологических условиях, в целом не показал каких-либо существенных различий между ними как в уровне протекания процесса изменения этого показателя, так и в его направленности. Следует отметить, что с возрастом как у контрольных, так и у опытных животных происходит закономерное нарастание массы органа. Далее проведенное попарное сравнение этого показателя у контрольных и опытных животных позволило обнаружить, что у самцов с радиевого участка в возрасте до 1 мес. масса печени была достоверно ниже, чем у одновозрастных животных с контрольной территории. По-видимому, это можно связать с большей интенсивностью обмена веществ у полевок с опытного участка, поскольку хорошо известно, что у молодых животных довольно часто наблюдается повышенное расходование запаса питательных веществ при попадании их в неблагоприятные условия среды [9].

Таблица 1

Возрастные изменения некоторых показателей печени самок полевок-экономок, обитающих на участках с нормальным (I) и повышенным (II и III) гамма-фоном

| Возраст животных | Стат. параметры | Контроль (I) | | | | Радиовый (II) | | | | Урано-радиевый (III) | | | |
|------------------|-----------------|---------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------|-----------------------------------|------------------------------|
| | | Вес печени, г | Кол-во клеток в одном поле зрения | Число двуядерных гепатоцитов | Вес печени, г | Кол-во клеток в одном поле зрения | Число двуядерных гепатоцитов | Вес печени, г | Кол-во клеток в одном поле зрения | Число двуядерных гепатоцитов | Вес печени, г | Кол-во клеток в одном поле зрения | Число двуядерных гепатоцитов |
| | | | | | | | | | | | | | |
| До 1 мес. | п | 10 | 10 | 10 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 |
| | Х | 0,86* | 37,4 | 17,9* | 0,70* | 42,8 | 6,7* | 0,70* | 42,8 | 6,7* | 0,70* | 42,8 | 6,7* |
| | т | 0,04 | 2,6 | 3,2 | 0,05 | 3,4 | 0,5 | 0,05 | 3,4 | 0,5 | 0,05 | 3,4 | 0,5 |
| 1 мес. | п | 10 | 9 | 9 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | Х | 0,96 | 38,3 | 11,8* | 1,07 | 37,0 | 6,8 | 1,07 | 37,0 | 6,8 | 1,07 | 37,0 | 6,8 |
| | т | 0,05 | 1,4 | 2,0 | 0,08 | 2,9 | 1,1 | 0,08 | 2,9 | 1,1 | 0,08 | 2,9 | 1,1 |
| 2 мес. | п | 7 | 9 | 9 | 9 | 10 | 10 | 9 | 10 | 10 | 9 | 9 | 9 |
| | Х | 1,26 | 31,8* | 15,1 | 1,32 | 38,0* | 8,9 | 1,32 | 38,0* | 8,9 | 1,32 | 38,0* | 8,9 |
| | т | 0,14 | 2,1 | 1,9 | 0,05 | 0,8 | 1,2 | 0,05 | 0,8 | 1,2 | 0,05 | 0,8 | 1,2 |
| 3 мес. | п | 10 | 10 | 10 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 |
| | Х | 1,82 | 35,3 | 15,4 | 1,76 | 31,2 | 18,9 | 1,76 | 31,2 | 18,9 | 1,76 | 31,2 | 18,9 |
| | т | 0,15 | 1,8 | 3,5 | 0,17 | 1,9 | 3,8 | 0,17 | 1,9 | 3,8 | 0,17 | 1,9 | 3,8 |
| Перезимовавшие | п | 10 | 10 | 10 | 9 | 10 | 10 | 9 | 10 | 10 | 9 | 9 | 9 |
| | Х | 2,56 | 30,6 | 18,2 | 2,55 | 32,0 | 16,8 | 2,55 | 32,0 | 16,8 | 2,55 | 32,0 | 16,8 |
| | т | 0,21 | 2,5 | 2,7 | 0,19 | 3,2 | 1,8 | 0,19 | 3,2 | 1,8 | 0,19 | 3,2 | 1,8 |

Таблица 2

Возрастные изменения некоторых показателей печени самок полевок-экономок, обитающих на участках с нормальным (I) и повышенным (II и III) гамма-фоном

| Возраст животных | Стат. параметры | Контроль (I) | | | | Радиовый (II) | | | | Урано-радиевый (III) | | | |
|------------------|-----------------|---------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------|-----------------------------------|------------------------------|
| | | Вес печени, г | Кол-во клеток в одном поле зрения | Число двуядерных гепатоцитов | Вес печени, г | Кол-во клеток в одном поле зрения | Число двуядерных гепатоцитов | Вес печени, г | Кол-во клеток в одном поле зрения | Число двуядерных гепатоцитов | Вес печени, г | Кол-во клеток в одном поле зрения | Число двуядерных гепатоцитов |
| | | | | | | | | | | | | | |
| До 1 мес. | п | 5 | 5 | 5 | 7 | 7 | 7 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| | Х | 0,73 | 35,0 | 13,2 | 0,60 | 44,2 | 7,9 | 0,70 | 44,2 | 7,9 | 0,70 | 44,2 | 7,9 |
| | т | 0,07 | 4,1 | 2,6 | 0,07 | 2,1 | 0,8 | 0,08 | 2,2 | 1,1 | 0,08 | 2,2 | 1,1 |
| 1 мес. | п | 9 | 9 | 9 | 7 | 7 | 7 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 |
| | Х | 0,89 | 34,4 | 11,0 | 0,96 | 39,5 | 8,0 | 0,88 | 39,5 | 8,0 | 0,88 | 39,5 | 8,0 |
| | т | 0,11 | 3,3 | 1,5 | 0,05 | 2,3 | 0,9 | 0,08 | 2,3 | 0,9 | 0,08 | 2,3 | 0,9 |
| 2 мес. | п | 8 | 8 | 8 | 10 | 10 | 10 | 8 | 8 | 8 | 8 | 8 | 8 |
| | Х | 1,36 | 36,4 | 6,4 | 1,40 | 32,6 | 9,9 | 1,47 | 32,6 | 9,9 | 1,47 | 32,6 | 9,9 |
| | т | 0,17 | 1,7 | 1,2 | 0,14 | 1,5 | 1,0 | 0,10 | 1,5 | 1,0 | 0,10 | 1,5 | 1,0 |
| 3 мес. | п | 9 | 10 | 10 | 9 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | Х | 2,03 | 31,7 | 12,7 | 1,89 | 29,5 | 10,6 | 1,97 | 29,5 | 10,6 | 1,97 | 29,5 | 10,6 |
| | т | 0,15 | 1,7 | 1,2 | 0,06 | 1,5 | 1,6 | 0,07 | 1,5 | 1,6 | 0,07 | 1,5 | 1,6 |
| Перезимовавшие | п | 4 | 8 | 8 | 7 | 7 | 7 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | |
| | Х | 2,69 | 29,8 | 12,7 | 2,59 | 28,0 | 9,1 | 2,36 | 28,0 | 9,1 | 2,36 | 28,0 | 9,1 |
| | т | 0,37 | 2,1 | 1,3 | 0,2 | 2,3 | 1,5 | 0,20 | 2,3 | 1,5 | 0,20 | 2,3 | 1,5 |

Определение количества гепатоцитов в одном поле зрения микроскопа не показало существенных различий между состоянием органа у контрольных и опытных полевок. Исключение представляют данные по двум контрольным самцам с радиевого участка. Установлено, что количество клеток в одно поле зрения у них достоверно ($P \leq 0,05$) выше, чем в контроле. У двухмесячных, так и трехмесячных и перезимовавших самцов с радиевого участка, прослеживалась лишь тенденция к увеличению этого показателя (табл.1). Относительно двуядерных клеток можно сказать, что колебания их числа в печени с возрастом у контрольных и опытных животных носят неопределенный характер. В литературе по этому вопросу имеется двойное мнение. Одни авторы считают, что процент двуядерных клеток более велик в печени молодых животных (опыты проводились на крысах), что с возрастом их количество снижается до определенного уровня, которое сохраняется в течение всей последующей жизни. Другие полагают, что с возрастом количество двуядерных клеток в печени животного возрастает [7].

Таблица

Достоверность различий динамики изменения числа двуядерных гепатоцитов с возрастом у животных с контрольных и опытных участков

| Сравниваемые участки | Самки | Самцы |
|----------------------|--|--------------------------------------|
| Контрольный | $F_1^* = 4,06$ $F_{st} = (3,94-7,04)$ | $F_1 = 352,7$ $F_{st} = (3,95-6,0)$ |
| Радиевый | $F_2^{**} = 2,80$ $F_{st} = (2,50-3,60)$ | $F_2 = 125,1$ $F_{st} = (2,48-3,6)$ |
| Контрольный | $F_1 = 7,7$ $F_{st} = (3,99-7,04)$ | $F_1 = 727,8$ $F_{st} = (3,99-7,04)$ |
| Урано-радиевый | $F_2 = 1,1$ $F_{st} = (2,51-3,62)$ | $F_2 = 76,5$ $F_{st} = (2,75-4,1)$ |
| Радиевый | $F_1 = 0,6$ $F_{st} = (3,99-7,04)$ | $F_1 = 0,7$ $F_{st} = (3,99-7,04)$ |
| Урано-радиевый | $F_2 = 0,7$ $F_{st} = (2,51-3,62)$ | $F_2 = 2,3$ $F_{st} = (2,75-4,1)$ |

* Оценка различий среднего уровня процессов;

** Оценка непараллельности процессов.

Данные учета числа двуядерных гепатоцитов, приходящихся на 1 поле зрения микроскопа, позволили установить, что этот показатель у животных с радиевого и урано-радиевого участков был ниже, чем у животных с контрольных участков. У самцов радиевого участка в возрасте до одного и двух месяцев обнаружено даже достоверное ($P \leq 0,05$) снижение числа двуядерных клеток в печени по сравнению с контрольными самцами аналогичных возрастных групп. В то время как у двухмесячных самок и трехмесячных самцов опытных участков число двуядерных гепатоцитов было выше, чем в контроле.

Использование метода двухфакторного анализа, рекомендованного Плохинским, позволило установить, что в динамике возрастных изменений числа двуядерных гепатоцитов у полевок, обитающих на контрольных и радиоактивных участках, есть существенные достоверные различия (исключение составляют самки урано-радиевого участка) (табл.3).

Эти различия проявляются как в ходе самого процесса (F_1 имеет $P < 0,001$), так и в непараллельности его течения (F_2 имеет $P < 0,001$).

Таким образом, проведенные исследования показали неоднозначность физиологического состояния печени у животных, обитающих в условиях нормальной и повышенной естественной радиоактивности. Данные, характеризующие снижение содержания двуядерных гепатоцитов, свидетельствуют о наличии определенных изменений в печени опытных полевок, связанных с гликогенообразовательной функцией органа, что не может не влиять на состояние организма в целом.

ЛИТЕРАТУРА

1. Верховская И.Н., Маслова К.И., Маслов В.И. Действие малых доз радиации и инкорпорированных естественно-радиоактивных элементов на сперматогенез полевок-экономок в природных условиях. — Радиобиология, 1965, т. 5, вып. 5, с.720-729.
2. Граевский Э.Я., Шапиро Н.И. Современные вопросы радиобиологии. — М.: Изд-во АН СССР, 1957, с.65-68.
3. Жирнова А.А. О связи суточной периодичности числа двуядерных клеток с гликогенообразовательной функцией печени у крыс. — Бюл. эксп. биол. и мед., 1969, т. 67, № 9, с.65-69.
4. Маслова К.И., Материй Л.Д., Груздев В.И. Изменчивость относительного веса некоторых органов и гематологических показателей у полевок-экономок, обитающих в различных радиозоологических условиях. — В сб.: Вопросы радиозоологии наземных биогеоценозов. Сыктывкар, 1974, с.120-135.
5. Маслова К.И., Никифоров В.С., Тестов Б.В. О влиянии фактора повышенной радиоактивности на организм самцов полевок-экономок в природных условиях. Материалы Всесоюз. симпозиума "Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации". Сыктывкар, 1973, с.29-30.
6. Плохинский М.А. Достоверность различия двух процессов. — В кн.: Биометрические методы. М.: Изд-во МГУ, 1975, с.63-76.
7. Рябинина З.А. Двуядерные клетки и пролиферативные процессы в интактной и регенерировавшей печени крыс. — Бюл. эксп. биол. и мед., 1963, т.1У, № 3, с.105-108.
8. Шварц С.С. Принципы и методы современной экологии животных. — Свердловск, 1960, с.28-31. (Тр. Ин-та биологии УНЦ АН СССР, вып.21).
9. Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. — Свердловск, 1968, с.132-173. (Тр. Ин-та экологии растений УНЦ АН СССР, вып.58).

Сравнение интенсивности размножения
контрольных и опытных полевоек-экономок
в условиях вивария

| Число, месяц | Интенсивность размножения, % | | Вероятность различий |
|---------------|------------------------------|------|----------------------|
| | Контроль | Опыт | |
| 1-20/XII | 83 | 100 | 0,88 |
| 21/XII-10/1 | 100 | 100 | 0,5 |
| 11-31/1 | 33 | 80 | 0,055 |
| 1-20/II | 80 | 80 | 0,5 |
| 21/II-13/III | 83 | 75 | 0,097 |
| 14/III-3/IV | 83 | 100 | 0,001* |
| 4-24/IV | 33 | 33 | 0,5 |
| 25/IV-15/V | 20 | 75 | 0,04* |
| 16/V-5/VI | 50 | 75 | 0,23 |
| 6-26/VI | 40 | 75 | 0,12 |
| 27/VI-17/VII | 40 | 100 | 0,014* |
| 18/VII-7/VIII | 0 | 66,7 | 0,007* |
| 8-28/VIII | 0 | 66,7 | 0,007* |
| 29/VIII-17/IX | 100 | 0 | 0,001* |
| 18/IX-8/X | 0 | 100 | 0,001* |
| 9-29/X | 0 | 100 | 0,001* |
| 30/X-18/XI | 33,3 | 0 | 0,1 |
| 19/XI-8/XII | 33,3 | 0 | 0,1 |
| 9-29/XII | 0 | 100 | 0,028* |
| 30/XII-18/1 | 66,7 | 0 | 0,001* |

Различия достоверны при $P < 0,05$.

условиях вивария. Подсчет участвующих в размножении самок проводился с интервалом в 20 дней, поскольку беременность самок этого вида протекает в течение 18-20 дней. Данные эксперимента обработаны методами вариационной статистики, в частности, по критерию малых долей [10].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные материалы по динамике интенсивности размножения полевоек-экономок представлены в табл.1 и на рисунке. Как уже отмечалось, большинство животных после образования пар сразу вступили в размножение. В течение первых трех месяцев интенсивность размножения (ИР) как контрольных, так и опытных полевоек была максимальна (75-100%). Некоторое снижение ИР во второй и третьей декаде января в группе контрольных животных оказалось статистически недостоверным ($P = 0,055$). Обращает на себя внимание то, что зверьки опытной группы продолжали сохранять достаточно высокий уровень ИР включительно до сентября, единственным кратковременным снижением ее (до 33%) в апреле. Осенний

ОСОБЕННОСТИ РАЗМНОЖЕНИЯ В УСЛОВИЯХ ВИВАРИЯ ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК, ОТЛОВЛЕННЫХ НА УЧАСТКАХ С РАЗЛИЧНЫМ УРОВНЕМ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ

Л.А.Башлыкова

Особое место в изучении действия повышенного фона естественной радиоактивности на живые организмы занимает оценка эффективности действия этого фактора на такие показатели, как плодовитость и жизнеспособность. Эта проблема привлекает все большее внимание, поскольку в литературе накопились весьма противоречивые результаты. Так, по мнению одних авторов, ионизирующее излучение вызывает угнетение полового созревания и снижение плодовитости [4,6,7], а по мнению других — оказывает стимулирующее действие на эти показатели [5,8,9]. Настоящая работа посвящена изучению в условиях вивария состояния репродуктивной деятельности полевоек-экономок, которые в раннем онтогенезе обитали на территории с повышенным уровнем радиации.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Для определения действия радиации на репродуктивную функцию были проанализированы показатели процесса размножения полевоек-экономок, которые до отлова обитали в различных радиозоологических условиях. 1 группа (контроль) обитала на участке с нормальным фоном радиации (опыт) — на участке с повышенным уровнем радиоактивности, где мощность экспозиционной дозы изменялась в пределах от 3,6 до 144 $\mu\text{A}/\text{ч}$ [2]. Отлов животных проводили в августе (возраст зверьков 1-2 мес.).

В условиях вивария в ноябре на размножение было посажено 11 пар контрольных и 7 пар опытных животных. Большинство пар сразу же вступило в размножение. Но к этому времени (ранняя зима) не все молодые животные были физиологически подготовлены к размножению, и, возможно, поэтому 3 самки (1 опытная и 2 контрольные) погибли во время размножения (доля самок, участвующих в размножении); количество помет, число детенышей в пометах; продолжительность жизни самок в условиях вивария. Подсчет участвующих в размножении самок проводился

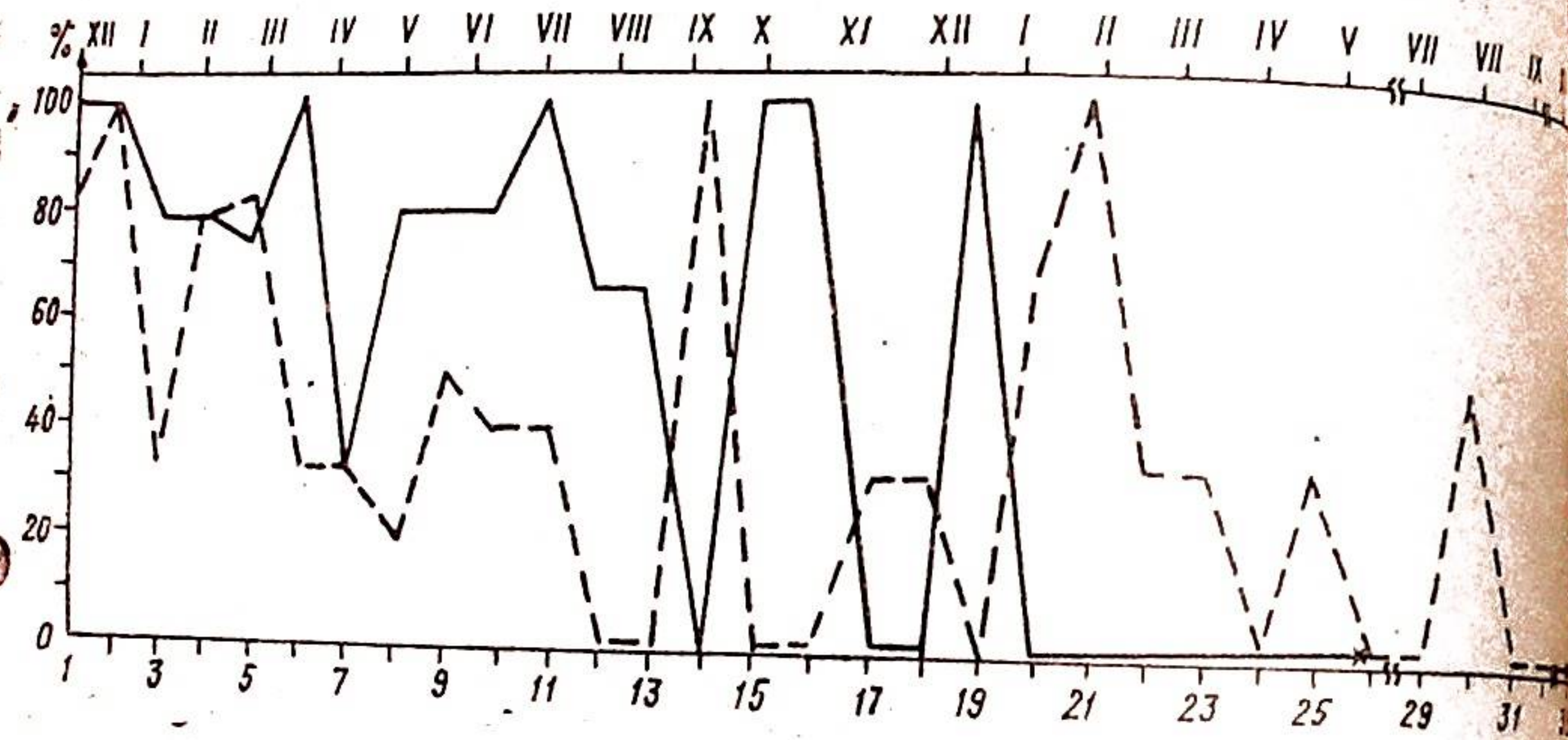


Рис. Динамика размножения полевых-экономок контрольной и опытной групп в условиях вивария.

Сплошная линия — опыт. Пунктирная линия — контроль. По оси ординат — интенсивность размножения, %; по оси абсцисс — А — месяцы, Б — двадцатидневки.

спад размножения в этой группе гораздо короче, чем в контроле. Что касается животных с контрольного участка, то у них обнаруживается некоторое снижение интенсивности размножения в весенний период до 20-33%. В летний период спад сменяется некоторым подъемом ИР, вслед за которым вновь наступает спад до полного прекращения размножения (с середины июля до конца августа).

Следует отметить, что к осеннему периоду (октябрь) количество животных, взятых для эксперимента, в контрольной группе уменьшилось втрое, а в опытной — до двух пар. В последующий осенне-зимний период у обеих групп размножение чередуется с периодом покоя, которые у сравниваемых групп не совпадали во времени.

По другим показателям размножения (среднее количество помётов и число детёнышей в помётах) достоверных различий между контрольной и опытной группами не обнаружено (табл.2).

Наблюдение за продолжительностью жизни полевок с разных участков показало следующее: гибель самок опытной группы в условиях вивария началась намного раньше, чем в группе контрольных животных (через 5 и 8,5 мес. соответственно), и последняя самка из этой группы погибла через 21 мес. раньше, чем в контрольной (через 21 и 26 мес. соответственно) (табл.3).

В результате средняя продолжительность жизни самок опытной группы оказалась несколько меньше, чем у самок контрольной группы (соответственно 12,2 и 15,4 мес.).

Таблица 2

Характеристика размножения полевых-экономок контрольной и опытной групп

| Показатели размножения | Варианты эксперимента | Показатели | | |
|--------------------------------|-----------------------|------------|-----------------|-------|
| | | n | $\bar{X} \pm m$ | t_d |
| Количество потомков на 1 семью | Контроль | 9 | $25,6 \pm 2,9$ | 0,56 |
| | Опыт | 6 | $29,3 \pm 5,7$ | |
| Количество помётов на 1 самку | Контроль | 9 | $6,67 \pm 0,81$ | 0,80 |
| | Опыт | 6 | $7,83 \pm 1,22$ | |
| Число детёнышей в помёте | Контроль | 59 | $3,93 \pm 0,22$ | 0,30 |
| | Опыт | 45 | $3,82 \pm 0,27$ | |

Таблица 3

Продолжительность жизни и репродуктивного периода самок полевых-экономок контрольной и опытной групп в условиях вивария, мес.

| Варианты эксперимента | Показатели | | | | |
|---|------------|-----|-----|-----------------|-------|
| | n | min | max | $\bar{X} \pm m$ | t_d |
| Продолжительность репродуктивного периода | | | | | |
| Контроль | 9 | 3 | 18 | $9,0 \pm 1,9$ | 0,57 |
| Опыт | 6 | 2,5 | 12 | $7,1 \pm 2,8$ | |
| Продолжительность жизни | | | | | |
| Контроль | 9 | 8,5 | 26 | $15,4 \pm 2,4$ | 1,0 |
| Опыт | 6 | 5,0 | 21 | $12,2 \pm 2,5$ | |

Средняя продолжительность репродуктивного периода самок опытной группы также оказалась меньше, чем у контрольных (7,1 и 9,0 мес.). Здесь последний помёт был получен на 8 мес. позже, чем в опытной группе (см. рис.). Однако из-за большой разницы между минимальными и максимальными значениями этих двух исследованных показателей и небольшого объема выборки, различия в продолжительности жизни и репродуктивного периода контрольных и опытных самок оказались статистически недостоверными.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что животные, родившиеся на участке с повышенным естественным фоном радиации, в условиях последующего виварного содержания имеют ряд отличительных особенностей. Эти различия проявились прежде всего в большей интенсивности размножения — полевки этой группы чаще приносили помёты, а также в некотором снижении продолжительности жизни и репродуктивного периода. Вместе с тем, несмотря на более высокую интенсивность размножения, среднее количество детёнышей от одной самки и число помётов в этой группе оказалось таким же, как и в контрольной. В последнем случае

это достигается за счет того, что пониженная ИР и более продолжительные периоды покоя в размножении дают возможность самкам контрольной группы экономнее расходовать жизненные ресурсы, что позволяет им дольше прожить в условиях визария и принести то же количество детенышей, которое приносят самки опытных животных.

В литературе имеются данные о том, что зверьки с пониженной затратой энергии на процессы жизнедеятельности являются более жизнеспособными [1,3]. Мы предполагаем, что существует определенная тенденция к снижению уровня жизнеспособности среди животных, отловленных на участках повышенным фоном радиации, но поскольку условия обитания на исследуемых участках (контрольных и опытных) довольно сходны и различаются главным образом по уровню радиационного фона, то есть основания отнестись к этим изменениям за счет радиационного фактора, несмотря на столь низкие значения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Артемьев Ю.Т. Теория популяционных циклов.— В кн.: Микроэкология. Казань, 1981, вып.1, с.41-63.
2. Дозовая нагрузка на мышевидных грызунов, обитающих на участках с повышенной естественной радиоактивностью./А.А.Моисеев, В.И.Молов, Б.В.Тестов, В.Я.Овченков. — М.: Госкомитет по использованию атомной энергии СССР, 1973.— 27 с.
3. Дубинин Н.П. Методы генетики в селекции.— В кн.: Животноводство. М.: Колос, 1979, № 6, с.13-18.
4. Ермолаева-Маковская А.П., Рамзаев П.В., Троицкая М.П. Влияние производственной способности мышей в условиях хронического облучения стронцием-90 и цезием-137.— В кн.: Современные вопросы радиационной медицины и радиобиологии: Тез. докл. Всесоюз. научн. конф.—М., 1976, с.161-162.
5. Изучение влияния загрязнения ^{90}Sr биогенеза на популяцию лесных мышей./ А.И.Ильенко, Г.П.Крапивко, Р.Б.Можайките, О.В.Смирнова.— В кн.: Проблемы и задачи радиэкологии животных. М.: Наука, 1976, с.97-120.
6. Маслов В.И. Действие экологического фактора повышенной радиационной активности на организм и популяцию животных в природных биогенезах.— Информ.бюл. научн. совета по проблемам радиобиологии, 1976, вып.1, с.23-27.
7. Маслова К.И. Биологическое действие повышенных концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr на организм мышевидных грызунов в природных условиях.— В кн.: Радиэкология животных, М.: Наука, 1977, с.101-102.
8. Монастырский О.А., Половинкина Р.А. Некоторые особенности роста и развития полевки узкочерепной при действии повышенного фона радиации в природных условиях и эксперименте.— В кн.: Вопросы зоологии Материалы к III совещанию зоологов Сибири. Томск, 1966, с.224-225.
9. Особенности размножения мелких видов млекопитающих в условиях повышенного радиационного фона во внешней среде./ Г.В.Нижневский, А.И.Ильенко, И.А.Рябцев, Г.П.Крапивко.— В кн.: Радиэкология животных. М.: Наука, 1977, с.103-104.
10. Парчевская Д.С. Статистика для радиэкологов.— Киев, 1968, 129 с.

II. ДЕЙСТВИЕ МАЛЫХ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА РАСТЕНИЯ

УСТОЙЧИВОСТЬ ПРОЯВЛЕНИЯ
В ПОТОМСТВЕ МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ ПРИЗНАКОВ
СЕМЯН V. CRASSA L.
ИЗ ХРОНИЧЕСКИ ОБЛУЧАЮЩЕГОСЯ ФИТОЦЕНОЗА

О.Н.Попова, В.И.Шершунова

Известно, что условия местообитания растений откладывают своеобразный отпечаток на их облике. Как выяснилось в ходе экологических испытаний, некоторые присущие им черты и признаки нередко сохраняются у растений даже при переносе их в иные условия произрастания, т.е. обнаруживают свою генетическую закрепленность.

Для обозначения особенностей растений, происходящих из определенных экологических условий, предложен термин "экотип". Так, существуют экотипы, обусловленные разной высотной приуроченностью, экотипы пастбищные, световые и теневые, связанные с определенными типами почв и т.д. В наше время под воздействием техногенных факторов появляются экотипы растений, характеризующиеся, например, устойчивостью к повышенному содержанию металлов в почве. Развернувшиеся в последнее десятилетие исследования природных растительных популяций, испытывающих на себе хроническое воздействие ионизирующего излучения, привели к выявлению так называемого феномена "радиоадаптации", проявляющегося в повышенной устойчивости таких популяций к облучению [5].

В настоящей работе сделана попытка установить степень воспроизводимости в потомстве отдельных признаков, отличающих популяцию горошка мышиного V. crassa L., сформировавшуюся естественным путем на участке, имитирующем нарушенную техногенную территорию с повышенным содержанием в субстрате ^{238}U и продуктов его распада [2].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Семена горошка мышиного из контрольного и хронически облучающегося фитоценозов [2] высевали в условиях питомника. Первое семенное потомство обеих популяций (полученное в питомнике) было исследовано по ряду тех же показателей, по которым сравнивались между собой семена, полученные непосредственно от природных популяций. Использован метод морфофизиологического анализа проростков, выращиваемых в

рулонах в фотостате из семян, облученных перед проращиванием на тановке. Часть проростков семян использована для учета числа абберных клеток в корневых меристемах исследуемых групп семян.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В табл.1 приведены данные о семенной продуктивности двух исследуемых популяций семян горошка мышиноного при произрастании их как в условиях естественных фитоценозов, так и в питомнике. Следует отметить, что для опытной популяции произрастание в питомнике можно расценивать как испытание ее повышенным агрофоном (после скудного во всех отношениях техногенного субстрата, содержащего к тому же токсические и радиоактивные вещества и служившего местом произрастания предыдущего поколения). В этом смысле улучшенный агрофон питомника является для нее как бы провокационным фоном, позволяющим проявиться всем потенциальным возможностям особей, входящих в эту популяцию. Для контрольной популяции эти условия до некоторой степени привычны и приближаются к естественным условиям ее произрастания.

Как следует из полученных данных, семена контрольной популяции после выращивания горошка мышиноного в питомнике оказались меньше, чем в предыдущей генерации, и сравнялись по массе с семенами из опытной партии. Последние в новых условиях произрастания сохранили те же размеры. Причиной снижения веса семян контрольной партии явились, несомненно, благоприятные погодные условия, сложившиеся в период созревания семян в питомнике: пониженная температура, инсоляция.

Таблица

| Вариант | В условиях естественных фитоценозов | | | В условиях питомника | | |
|----------|-------------------------------------|---------------------|--------------------------------|-------------------------|---------------------|--------------------------------|
| | Число зерен на боб, шт. | Масса 1000 зерен, г | Число эмбриональных летелей, % | Число зерен на боб, шт. | Масса 1000 зерен, г | Число эмбриональных летелей, % |
| Контроль | 2,1±0,2 | 13,2±0,1 | 28,6±1,3 | 3,3±0,1 | 9,8±0,3 | 26,8±1,1 |
| Опыт | 2,0±0,1 | 10,3±0,1 | 21,9±1,0 | 3,2±0,3 | 9,8±0,2 | 21,8±1,1 |

Хотя для созревания семян опытной популяции погодные условия не складывались неблагоприятно, но вместе с тем резкое улучшение экологического фактора в новых условиях произрастания как бы компенсировало недостаток тепла и солнечной инсоляции, благодаря чему, по-видимому, вес семян этой партии остался без изменения.

Обе популяции горошка мышиноного отреагировали на улучшение агрофона повышением числа семян на один боб. Исходные различия между популяциями по числу стерильных семяпочек, приходящихся на один боб, сохранились на прежнем уровне.

При изучении начального этапа прорастания семян обеих партий, полученных в питомнике, было замечено, что так же, как и при проращивании исходных семян, свойство твердосемянности в опытной популяции проявляется более отчетливо, чем в контрольной, о чем свидетельствует большое количество твердых семян на третьи сутки после начала проращивания (рис.1). Известно, что уровень твердосемянности в значительной мере обусловлен сухостью воздуха во время созревания и хранения семян. Поскольку в питомнике созревание контрольных и опытных семян происходило в одних и тех же условиях, то можно предположить, что выявленные различия в твердосемянности могут отражать реальную разницу в генотипе исследуемых популяций по этому признаку.

Последующие наблюдения за прорастанием семян контрольной и опытной партий показали, что общность условий произрастания растений в питомнике сивелировала имевшиеся ранее, хотя и незначительные, различия между ними в интенсивности этого процесса.

Особый интерес представляет факт сохранения после выращивания в питомнике различия между контрольной и опытной популяциями по показателю "сила роста семян". Выше было показано, что семена этих популяций сравнялись по массе. Можно было бы ожидать, что вследствие этого исчезнет и хорошо проявившаяся в исходном материале разница в силе роста проростков [3], поскольку исчезла материальная основа для проявления такой разницы. Однако, как выяснилось, одинаковые по массе семена обоих вариантов по-прежнему проявили неодинаковую силу роста.

На рис.2 приведены результаты количественного роста корней и побегов 10-дневных проростков горошка мышино-

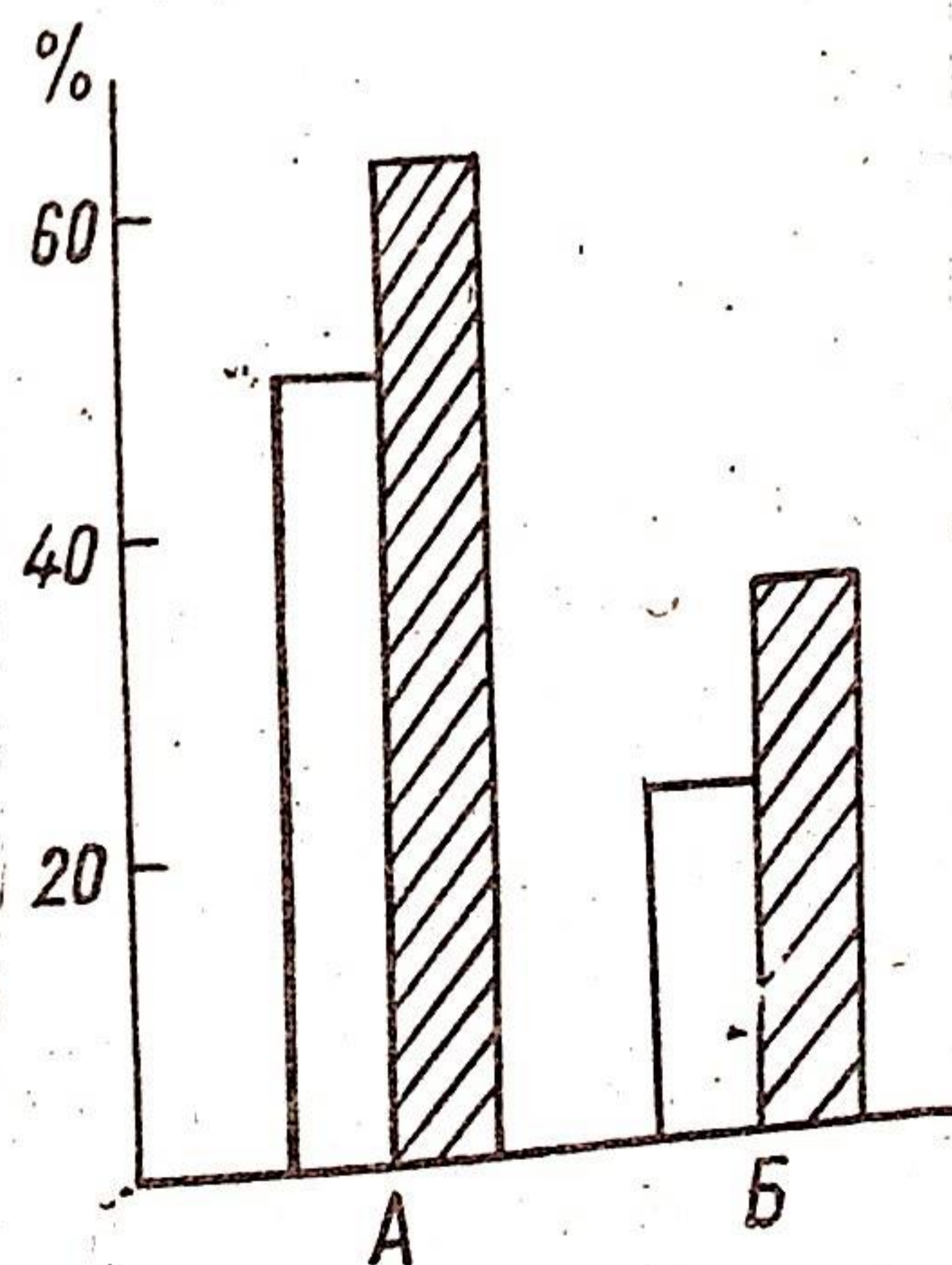


Рис.1. Проявление твердосемянности у горошка мышиноного из контрольного и опытного фитоценозов. По оси ординат — количество твердых семян, %; по оси абсцисс — место репродукции семян: А — репродукция семян в условиях природных фитоценозов, Б — репродукция семян в условиях питомника.

ного, выращенных в рулонах из семян, взятых как непосредственно из естественных условий произрастания (А), так и после выращивания образцов популяций в однородных условиях питомника (Б). Семена опытной и контрольной партий, несмотря на снизившийся у последних вес, сохраняют сравнительно свои ростовые потенции (см. вынесенные за вертикальные оси графика данные о длине корней и побегов на 10-й день после начала прорастания). Контрольные семена по-прежнему сохраняют свое "лидерство", не исчезающее и в последующие дни наблюдений за рулонной культурой растений.

На рис.2 представлены также дозовые кривые роста молодых растений горошка мышиного, сформировавшихся из семян, полученных как из естественных фитоценозов, так и из питомника. Дополнительно к этим данным в табл.2 приведены полученные расчетным путем показатели депрессии роста проростков (Д), отражающие степень угнетения ростовых функций семян в ответ на тестирующее γ -облучение. Обращают на себя внимание заметно более высокие в целом значения показателей депрессии роста проростков семян, полученных в питомнике. Выше отмечалось, что созревание этих семян пришлось на период прохладной дождливой погоды. Именно это обстоятельство и явилось причиной возросшей чувствительности семян к действию облучения, проявившейся уже при воздействии относительно невысокой дозы — 50 Гр. Факты возрастания чувствительности семян к облучению

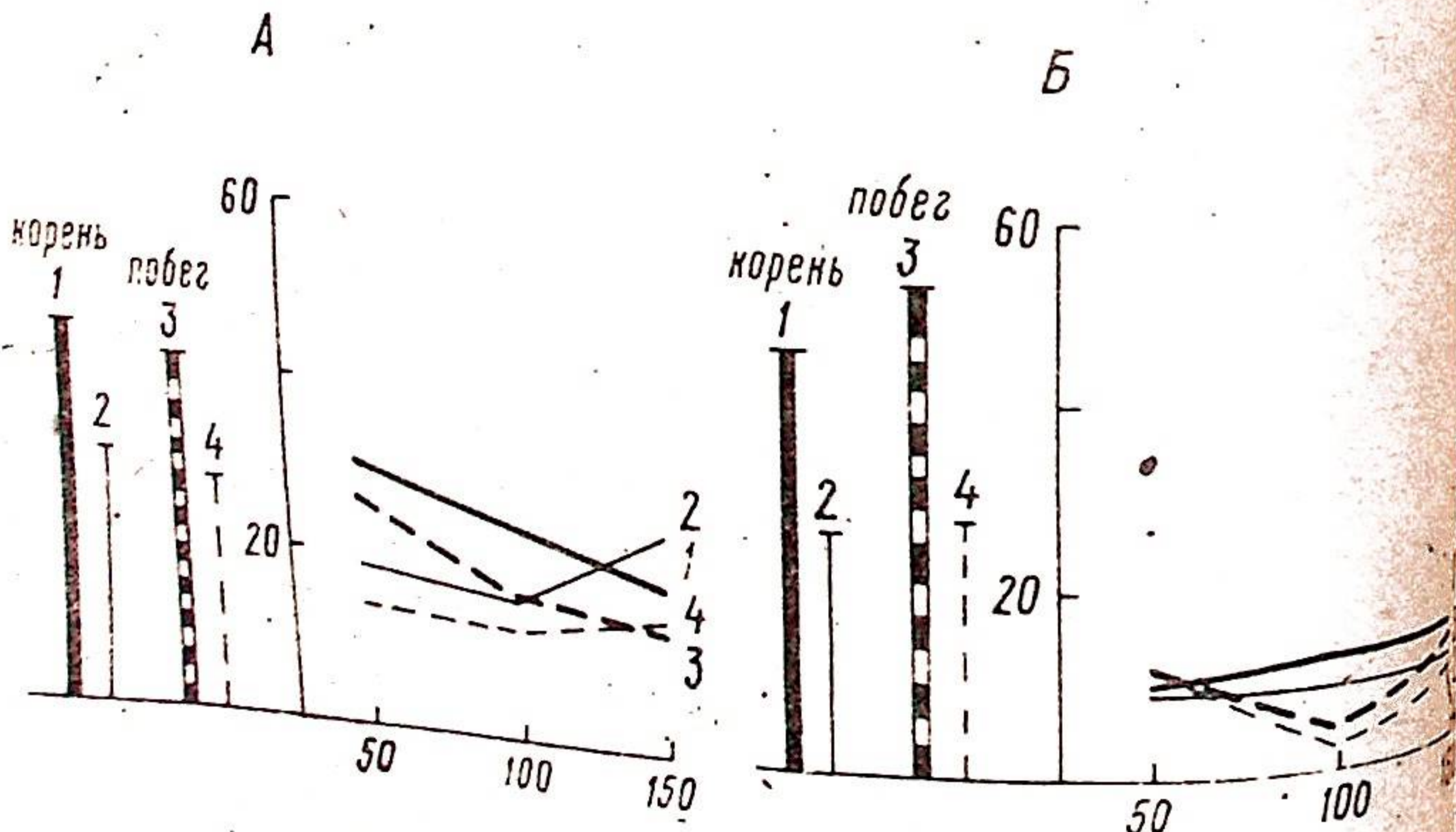


Рис.2. Линейные размеры проростков горошка мышиного из контрольного и опытного фитоценозов и их зависимость от места репродукции семян и от облучения перед прорастанием. А — репродукция семян в условиях природных фитоценозов, Б — репродукция семян в условиях питомника; 1,3 — длина корня, побега, см. (контрольный фитоценоз); 2,4 — длина корня, побега, см. (опытный фитоценоз); 50, 100 и 150 — дозы облучения семян перед прорастанием, Гр.

Таблица 2

Показатель депрессии роста (Д) проростков *V. sativa* L., формирующихся из семян контрольного и опытного фитоценозов, облученных перед прорастанием γ -квантами

| Доза, Гр | Показатель депрессии роста (Д), % | | | | | | |
|----------|-----------------------------------|------|------|--------------|------|------|------|
| | Длина корня | | | Длина побега | | | |
| | Контроль | | Опыт | Контроль | | Опыт | |
| 50 | А | 30,2 | 78,8 | 34,5 | 36,6 | 48,1 | 60,7 |
| | Б | 44,2 | 73,9 | 44,8 | 58,5 | 51,8 | 89,2 |
| 100 | А | 55,8 | 71,7 | 17,2 | 65,8 | 44,4 | 71,4 |
| | Б | | | | | | |
| 150 | А | | | | | | |
| | Б | | | | | | |

Примечание. А — репродукция семян из природных фитоценозов; Б — репродукция семян из питомника.

при ухудшении погодных условий в период их созревания широко описаны в литературе [4].

Что же касается ростовой реакции семян на дальнейшее повышение дозы, то после выращивания растений в питомнике (Б) для семян контрольной популяции вместо зарегистрированного для исходных семян (А) растения показателя депрессии роста (от 30,2 до 55,8% для корней, 36,6 до 65,8% для побегов) либо не было обнаружено каких-либо изменений (например, для побегов), либо появившиеся изменения приобрели обратный знак (для корней). В ростовой реакции на повышение дозы партии репродукции питомника до некоторой степени сохранилось значение показателя депрессии при переходе от дозы 100 к 150 Гр, т.е. с ведущие родословную из хронически облучающегося фитоценоза, как проявили большую устойчивость ростовой функции к действию дозы, приближающейся по своему значению к ЛД50 для горошка мышиного, 170 Гр [4].

Проведенный учет числа погибающих от лучевого поражения проростков подтвердил факт резкого возрастания радиочувствительности семян, сформировавшихся в условиях питомника. По сравнению с исходным уровнем радиочувствительности, наблюдающимся при проращивании семян, взятых из обоих природных фитоценозов, он заметно в целом возрос. Однако различия между вариантами по этому показателю сгладились. Если в меристемных корешках семян, собранных из хронически облучающегося фитоценоза, число аберрантных клеток в результате γ -облучения семян в дозах 70 и 110 достигало соответственно 10,17 и 33,9% и заметно превышало таковое в корешках контрольных семян (8,52 и 22,8%) то после одной генерации в популяциях в условиях питомника эти различия или исчезли или уменьшились (рис.3).

Подводя итог проведенным исследованиям, можно высказать следующие предположения. Длительное произрастание в течение нескольких поколений горошка мышиного на территории, имитирующей урано-радиовое загрязнение, привело к формированию в этих условиях своеобразного экотипа популяции этого вида. Последующее экологическое испытание такого экотипа в условиях питомника позволило установить, что отдельные из признаков присущих растениям данного экотипа, например, более высокий показатель произрастания. К ним относятся, например, пониженная по сравнению с контролем сила прорастания твердых семян, меньший выход бобов со стерильными семяпочками.

Формирование описанного экотипа до некоторой степени напоминает процесс формирования металлоустойчивых популяций растений, происходящих на отвалах различных металлургических заводов. Одной из характерных черт таких популяций являются пониженные ростовые потенциалы, проявляющиеся и при выращивании потомства этих растений на почвах с нормальным содержанием металлов. В ходе самостоятельного

исследования [1] выяснилось, что большая доля семян горошка мышиного из хронически облучающегося фитоценоза к тому же и нежизнеспособна, — формирующиеся из них растения уже на первом году вегетации погибают. Это совершенно не похоже на явление, описанное Мевиссенем [6], обследовавшим природные популяции *Andropogon filifolius* (Nees), произрастающих на почвах урановых провинций, где мощность экспозиционной дозы местами достигает того же значения (~ 134 пКл/кг.с), что и в смоделированных нами условиях урано-радиового загрязнения. Семена *A. filifolius* оказались более всхожими и проявляющими более энергичный рост по сравнению с семенами того же вида, собранными в той же провинции, но с растений, растущих на почвах с нормальным содержанием урана. Автор пришел к заключению, что повышенный фон радиации не только не вызывает каких-либо признаков деградации растений, а, напротив, способствует повышению их жизнеспособности. Заметим, что исследуемая Мевиссенем популяция испытывала хроническое действие повышенного фона радиации в течение очень длительного периода, возможно, исчисляемого десятками лет. Ее генетическая структура эволюционировала постепенно, претерпевая изменения, проявляющиеся в появлении особей с повышенной жизнеспособностью.

В условиях обследуемого нами техногенного биогеоценоза, характеризующегося крайне неблагоприятным комплексом факторов (повышенная токсичность субстрата за счет повышенного содержания ^{238}U и других тяжелых металлов, находящихся в специфических состояниях подвижности и форм связи с субстратом), эволюционные преобразования внедрившихся сюда

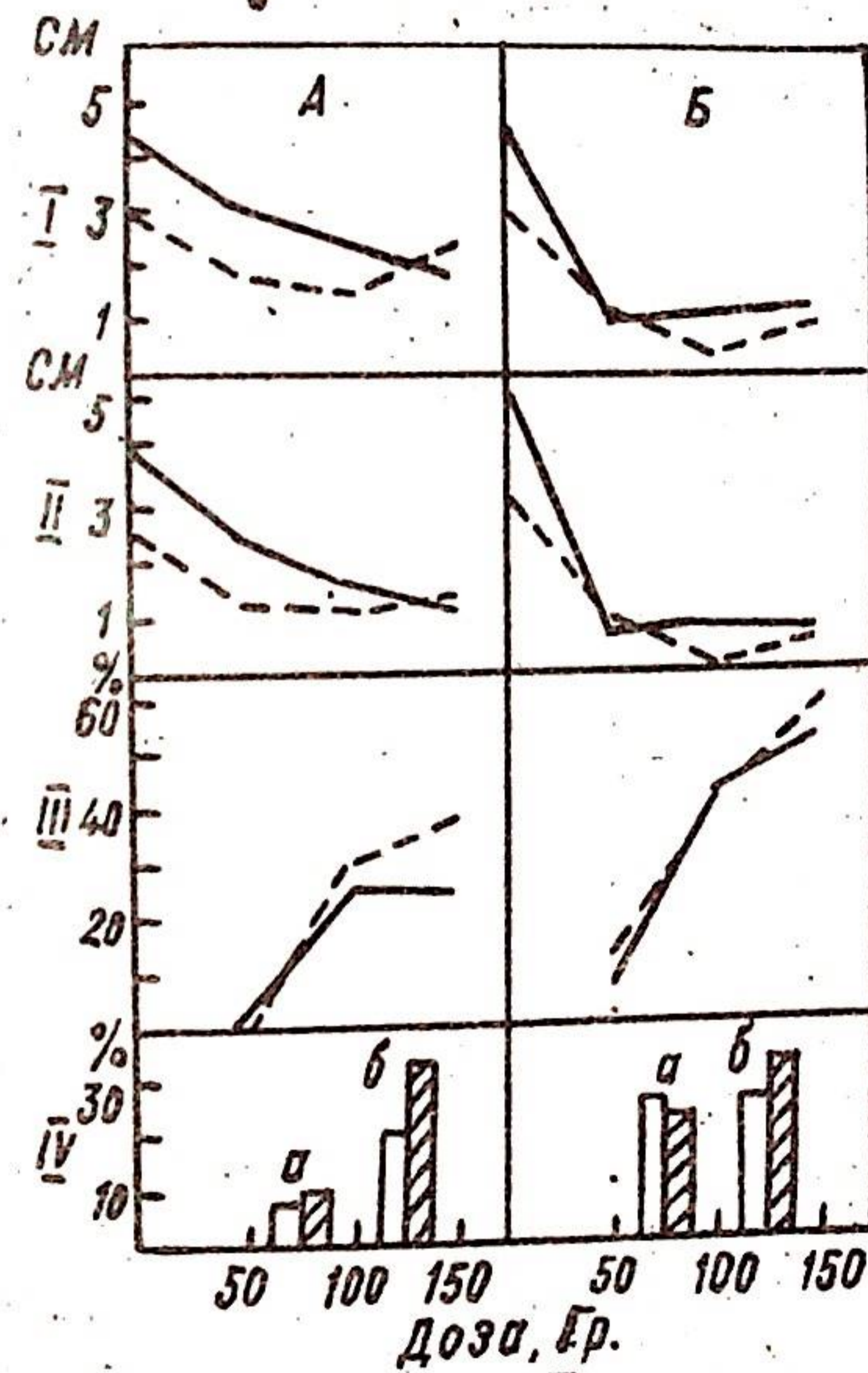


Рис.3. Сравнительные данные о радиочувствительности семян горошка мышиного, полученных непосредственно из контрольного и хронически облучаемого фитоценозов (А) и после одной репродукции в условиях однородного агрофона (Б). I, II — длина корня, побега; III — количество погибших проростков, %; IV — число аберрантных ана-телофаз (%) при дозах провокационного облучения семян 70 (а) и 110 (б) Гр. Сплошная линия — семена из контрольного, пунктирная и заштрихованный столбец — из опытного фитоценозов.

...популяций могут происходить, по-видимому, с иной частотой, и это заслуживает специального дальнейшего изучения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Анализ выживаемости потомства *V. сгасса* L, полученного из хронически облучающегося фитоценоза/О.Н.Попова, В.И.Шершунова, А.И.Таскаев. — Радиобиология, 1986, т.26, вып.3, с. 360-364.
2. Изменчивость популяции *V. сгасса* L. на территории, имитирующей трансо-радиевое загрязнение./О.Н.Попова, В.И.Шершунова, Р.П.Коданева. — Сыктывкар, 1985. — 34 с. (Сер. препринтов "Науч.докл." УрГУ, Коми фил.; вып.127).
3. Попова О.Н., Коданева Р.П., Шершунова В.И. Анализ силы радиационного фактора на семена природных популяций горошка мышиного *V. сгасса* L. для оценки радиочувствительности. — Радиобиология, 1985, т.25, вып.5, с.700-703.
4. Преображенская Е.И. Радиочувствительность семян растений. — Атомиздат, 1971. — 230 с.
5. Шевченко В.А. Мутационный процесс в хронически облучаемых природных популяциях: Автореф. дис. на соиск. учен. степени доктора биол. наук. — М., 1974. — 56 с.
6. Mewissen D.J., Damblon J., Bacg Z.M. Comparative sensitivity to radiation of seeds from a wild plant grown on uraniumiferous and non-uraniferous soils. — Nature, 1959, v.183, N 4673, p.47.

К ИСПОЛ. ЗОВАНИЮ ТЕСТА "ХЛОРОФИЛЬНАЯ МУТАЦИЯ" В РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ ПРИРОДНЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ

В.И.Шершунова, О.Н.Попова, В.И.Сусликов

Выявление мутагенной активности радиационного фактора низкой мощности в природной среде представляет большую методическую трудность. Последняя обусловлена возможностью модифицирующего влияния факторов нерадиационной природы, приводящего, с одной стороны, к уменьшению и без того низкой ожидаемой частоты индуцированных мутаций [2], с другой — к маскирующему действию, заключающемуся в том, что эффект факторов нерадиационной природы может быть намного больше радиационного [1]. Это особенно относится к тесту "хлорофильная мутация", одному из немногих, по которым можно непосредственно судить о мутагенной активности того или иного фактора. В связи с этим возникает необходимость разработки методических подходов к вычленению радиационного эффекта, если таковой существует.

Предварительный опыт использования авторами теста "хлорофильные мутации" [3] подтверждает справедливость вышесказанного. Действительно, ранее при обследовании молодых растений, полученных из семян горошка мышиного *V. сгасса* L., произрастающего в течение ряда поколений на экспериментальном участке с повышенным содержанием в почвенном субстрате ^{238}U и радиосактивных продуктов его распада, было установлено, что частота встречаемости среди них особей, несущих мутации хлорофильной недостаточности, оказалась ниже таковой в одновременно обследованных контрольных популяциях того же вида растений. Столь неожиданный, на первый взгляд, результат авторы попытались объяснить сильным (но не абсолютным) отрицательным отбором против индуцированных и спонтанных мутаций хлорофильной недостаточности (гомо- и гетерозигот), из-за пониженной жизнеспособности несущих их особей в хронически облучаемой популяции. Из этого вытекает, с одной стороны, что низкий выход мутаций, обнаруживаемый на опытных участках с различным содержанием в почве радионуклидов, должен находиться в корреляционной зависимости от интенсивности радиационного фактора, если влияние такового действительно существует. С другой стороны, полученный результат может быть объяснен исходя и из иного до-

пущения, а именно из предположения о том, что условия на исследуемом нами экспериментальном участке таковы, что они приводят к иному, более низкому спонтанному уровню мутирования. Однако и в этом случае должна проявляться корреляционная зависимость выхода мутаций от интенсивности радиационного фактора, представленного в пунктах сбора семян на изучаемой экспериментальной территории.

Исходя из изложенного, целью настоящей работы было выяснение вопроса о том, существует ли связь между частотой хлорофильных мутаций в хронически облучаемых субпопуляциях горошка мышиного и отдельными характеристиками радиационного фактора в местах их произрастания.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Сбор семян горошка мышиного (*V. sativa* L.) производили в 1983 г. в нескольких пунктах загрязненного участка, отличающегося уровнем γ -фона в приземном воздухе (от 11 до 216 пКл/кг.с). Одновременно со сбором семян был проведен отбор проб почвы на месте роста растений и надземной вегетативной массы для последующих физико-химических и радиохимических анализов. Радиационная обстановка на опытной территории описана в работе [4].

Мутации хлорофильной недостаточности выявляли и учитывали на мутационных растениях в первом пострадиационном поколении в ранневесенний период соответственно в 1983 и 1984 гг.

Для оценки силы связи между темпом мутационного процесса в субпопуляциях горошка мышиного и интенсивностью радиационного фактора были рассчитаны коэффициенты парных корреляций между выходом хлорофильных мутаций в исследуемых группах растений, с одной стороны, и мощностью экспозиционной дозы на площадках отбора проб, концентрацией ^{238}U и ^{226}Ra в почвенном субстрате площадок и растениях, с другой.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

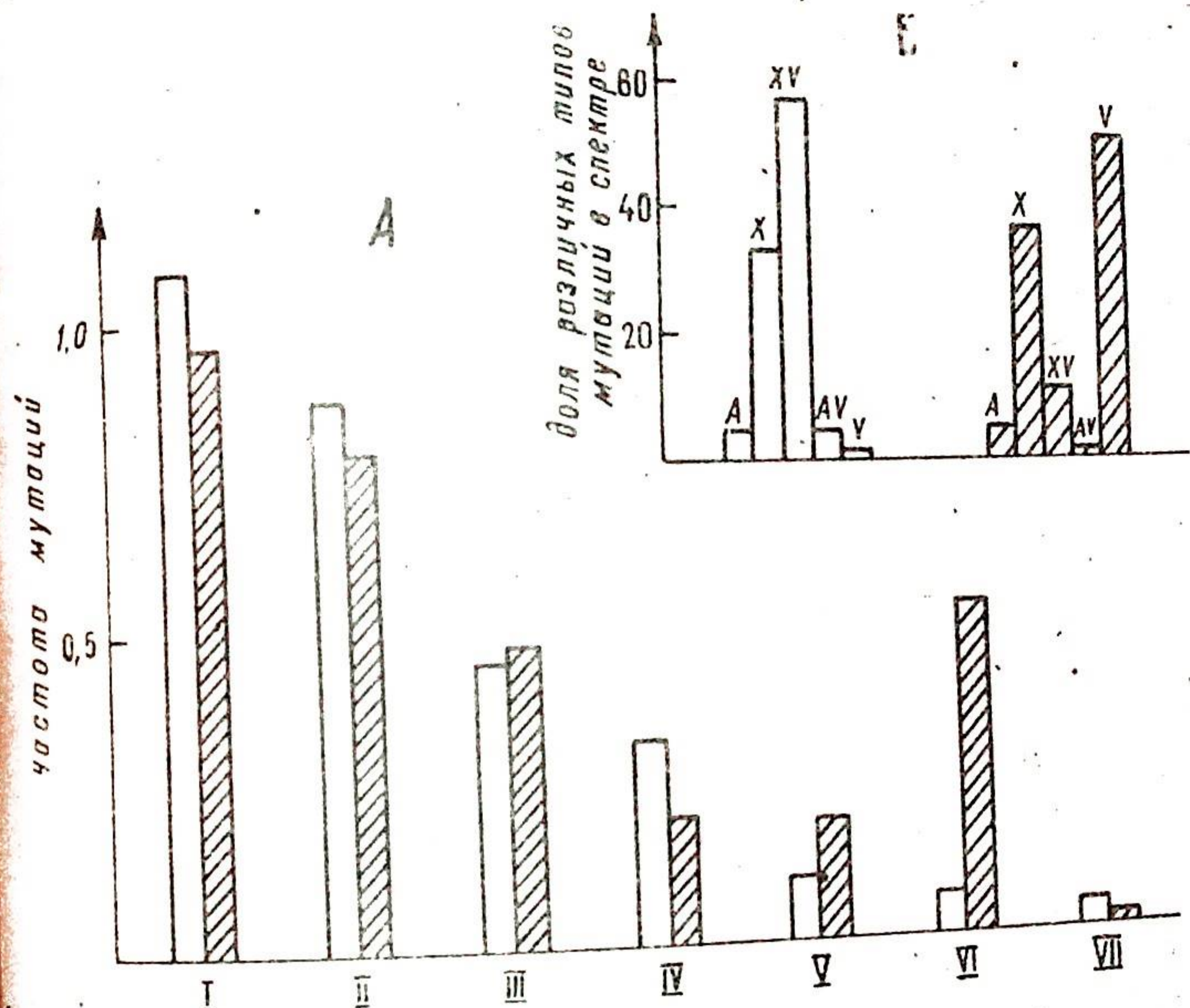
Данные двухлетнего учета выхода хлорофильных мутаций в нескольких субпопуляциях горошка мышиного (рис.1) показали, что исследуемые субпопуляции различаются по уровню мутабельности, и эти различия в течение двух лет (рис.1А). То же, по-видимому, сохраняется и в спектре мутаций (рис.1 Б). Что касается снижения в 1984 г. доли *xanthoviridis* (XV) и *albiviridis* (AV), то его можно объяснить влиянием более высоких температур в период проведения учета хлорофильных мутаций, вызывающих, как известно, трансформацию менее жизнеспособных мутаций *xanthoviridis* в более жизнеспособный тип *viridis* [5].

Рис.1. Частота встречаемости (А) и спектр (в обобщенном виде) (Б) хлорофильных мутаций среди проростков хронически облучаемых семян *V. sativa* L., собранных в 1981 (незаштрихованный столбец) и 1983 гг. (заштрихованный столбец).

1 — VII — пункты сбора семян.

Проведенный корреляционный анализ между уровнем проявления мутационной изменчивости и отдельными радиационными характеристиками почвенного субстрата и растений выявил существование достоверной положительной связи между выходом хлорофильных мутаций, с одной стороны, и уровнем гамма-фона на месте произрастания горошка мышиного (рис.2 А, $r = 0,75$, $p \leq 0,05$), а также содержанием инкорпорированного растением ^{238}U (рис.2 Б, $r = 0,95$, $p \leq 0,05$), с другой стороны. Зависимость между выходом хлорофильных мутаций и содержанием ^{226}Ra в растениях носит недостоверный характер (рис.2 В). Не удалось установить достоверной связи и между содержанием радионуклидов ^{238}U и ^{226}Ra в субстрате и выходом хлорофильных мутаций у растений (данные не приводятся).

Таким образом, полученные корреляционные зависимости позволяют предполагать, что в исследуемом диапазоне доз представленный на участке



радиационный фактор выступает в качестве индуктора хлорофильных мутаций у горошка мышиного, и частота индуцируемых мутаций тем выше, чем выше γ -фон на месте произрастания той или иной субпопуляции и чем выше содержание в растениях инкорпорированных радионуклидов (особенно ^{238}U). Отсутствие корреляционной связи между выходом хлорофильных мутаций и концентрацией радионуклидов в субстрате, по мнению автора, можно объяснить тем, что содержание радионуклидов в растениях не является отражением уровня их содержания в почве [6].

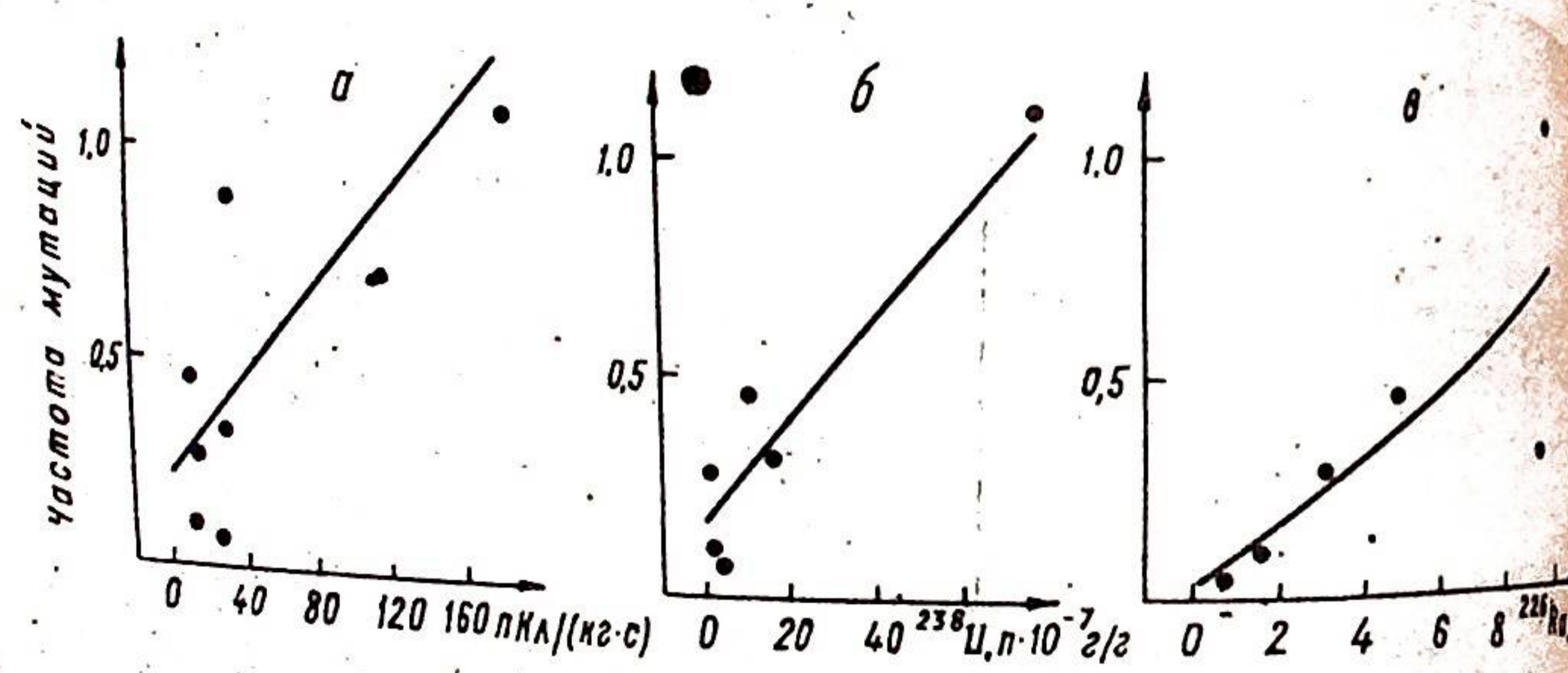


Рис.2. Выход хлорофильных мутаций в субпопуляциях горошка мышиного в зависимости от мощности экспозиционной дозы в пунктах отбора проб (а), содержания в надземной вегетативной части растений ^{238}U и ^{226}Ra (б) (данные по образцам 1981 г.).

Недостаточная четкость выявленных корреляционных связей между дельными характеристиками радиационного фактора и исследуемой частотой проявления хлорофильных мутаций в субпопуляциях горошка мышиного дает основание предполагать, что существуют другие факторы нерадиационной природы, которые могут модифицировать действие радиационного фактора. Известно, например, влияние типа почвы на частоту встречаемости хлорофильных мутаций в природной популяции *Dactylis glomerata* L. [7], не говоря уже о широко известном факте зависимости проявления мутаций хлорофильной недостаточности у растений в условиях культуры от характера почвенного питания [2].

Исследуемая нами территория экспериментальной зоны неоднородна, что влечет за собой варьирование микроусловий свойств и почвенного субстрата на учетных площадках. В связи с этим был проведен агрохимический анализ почвенных образцов, отобранных в различных пунктах сбора растений горошка мышиного. На основании полученных данных (табл. 1) можно убедиться, насколько сильно варьируют по основным физико-химическим показателям почвенного субстрата эти пункты.

Для проверки влияния выявленной почвенной неоднородности на проявление хлорофильной недостаточности у растений был проведен корреляционный анализ между показателями свойств почв, представленными в табл.1, и выходом хлорофильных абберрантов у растений.

Таблица 1

Физико-химические свойства почвенного субстрата участков сбора проб

| Участок отбора проб | Гумус, % | рН | | Поглощенные катионы, мг-экв на 100 г возд.-сухой почвы | | |
|---------------------|----------|---------|--------|--|------------------|-------|
| | | солевой | водный | Ca ⁺⁺ | Mg ⁺⁺ | Сумма |
| 1 | 1,53 | 8,02 | 7,65 | 37,78 | 9,23 | 47,01 |
| 2 | — | — | — | — | — | — |
| 3 | 0,22 | 6,80 | 5,85 | 0,46 | 1,82 | 2,28 |
| 4 | 2,75 | 7,97 | 7,35 | 10,95 | 0 | 10,95 |
| 5 | 0,23 | 6,92 | 5,95 | 6,31 | 0,44 | 6,75 |
| 6 | 10,77 | 5,22 | 4,11 | 4,74 | 1,81 | 6,55 |
| 7 | 0,28 | 6,60 | 5,71 | 1,11 | 0,02 | 1,13 |

При этом обнаружена достоверная положительная связь ($p \leq 0,05$) между концентрацией в почве Ca⁺⁺ ($r = 0,90$), Mg⁺⁺ ($r = 0,90$), их суммой ($r = 0,92$) и выходом мутаций. По остальным почвенным характеристикам аналогичные корреляционные связи не выявлены. Обнаруженная зависимость выхода пигментных аномалий от концентрации поглощенных оснований носит, скорее всего, косвенный характер через влияние последних на подвижность радионуклидов в почве и их переход в растения. Тем самым не исключается возможность модифицирующего действия эдафического фактора на радиационные мутагенные эффекты.

Следует подчеркнуть, что все проанализированные выше данные получены на основании обследования зрелых семян горошка мышиного. Это обстоятельство имеет немаловажное значение, т.к. степень зрелости семян может влиять и на регистрируемую частоту мутантных растений. Это наблюдение было сделано нами при обследовании субпопуляций горошка мышиного, произрастающих на соседних куртинах, в условиях одинакового гамма-фона (216 пКл/кг.с), но отличающихся по степени зрелости семян (табл.2). Как следует из приведенных данных, незрелые семена дают заметно пониженный (в 4-6 раз) выход мутаций хлорофильной недостаточности. Возможно, последнее связано с пониженной всхожестью и жизнеспособностью, которыми отличались незрелые семена.

Одновременно нами исследовано возможное влияние микроусловий произрастания (равнина, склон) на проявление хлорофильной недостаточности (табл.2). Полученные результаты, вместе с вышеприведенными, о связи между выходом хлорофильных мутаций и степенью зрелости семян мы интерпретируем как результат модификации радиационного эффекта под действием исследованных факторов.

Таким образом, проведенное обследование показало, что с помощью

теста "хлорофильная мутация", испытанного на природной растительной популяции горошка мышиного, удастся зарегистрировать мутагенное действие радиационного фактора относительно низкой мощности.

Влияние физиологического состояния семян горошка мышиного и микроусловий в пунктах их сбора на проявление хлорофильных мутаций

| Экспозиция участка | Пункт сбора семян | Физиологическое состояние семян | Масса 1000 зерен, г | Частота хлорофильных мутаций, % |
|--------------------|-------------------|---------------------------------|---------------------|---------------------------------|
| Равнина | 1 | Зрелые семена | 14,84 | 1,71 |
| | 2 | Незрелые | 10,50 | 0,28 |
| Склон | 1 | Зрелые семена | 11,16 | 1,27 |
| | 2 | Незрелые | 9,55 | 0,81 |

Однако большая зависимость проявления мутаций хлорофильной недостаточности от многих экологических факторов вносит известные ограничения в использование этой генетической системы в радиоэкологических исследованиях и требует от экспериментатора учета всего комплекса факторов, которые могут модифицировать радиационный эффект.

ЛИТЕРАТУРА

1. Генетические последствия действия ионизирующих излучений популяции. / Н.П.Дубинин, В.А.Шевченко, В.А.Кальченко, В.И.Абрамзон, А.В.Рубанович. — В кн.: Мутагенез при действии физических факторов. Наука, 1980, с.3-44.
2. Питмирова М., Батыгин Н. К вопросу о возможных механизмах мутагенеза. — В кн.: Индуцированный мутагенез у растений. Таллин, 1980, с.69-83.
3. Проявление хлорофильной недостаточности в природных популяциях горошка мышиного (*V. sativa* L.) в зависимости от радиоэкологических условий произрастания. / О.Н.Попова, В.И.Шершунова, Р.П.Коданева, А.И.Таскаев. — Генетика, 1985, т.21, № 4, с.670-672.
4. Уровень хромосомных аномалий в природной популяции *V. sativa* L. в условиях экспериментального урано-радиевого загрязнения. / О.Н.Попова, В.И.Шершунова, Р.П.Коданева, А.И.Таскаев, В.С.Никифоров. — Радиобиология, 1984, т.24, № 3, с.397-400.
5. Шангин-Березовский Г.Н. Зародышевый отбор и выход хлорофильных мутаций. — В кн.: Действие ионизирующих излучений на растительные и животные организмы. М.: Наука, 1965, с.81-83.
6. Шершунова В.И., Попова О.Н., Кочан И.Г. Особенности выживания растений из почвы ^{238}U и ^{226}Ra в зависимости от содержания радионуклидов в почве. — В кн.: Радиация как экологический фактор при антропогенном загрязнении. Сыктывкар, 1984, с.37-42. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып.67).
7. Apirion D., Zohary D. Chlorophyll lethal in natural populations of orchard grass. (*Dactylis glomerata* L.). A case of balanced polymorphism in the population. — Genetics, 1961, v.46, N 4, p.393-399.

РАДИОСТИМУЛЯЦИЯ МИТОТИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ КОРНЕВЫХ МЕРИСТЕМ НЕКОТОРЫХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ СЕМ. RANUNCULACEAE В РАЗЛИЧНЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

Н.П.Сердитов

Хотя первое сообщение о стимулирующем действии ионизирующей радиации появилось еще в прошлом веке [10], а работы, посвященные этому радиобиологическому эффекту, периодически появляются в научной литературе, тем не менее эта проблема нуждается в тщательном изучении, так как результаты зачастую являются невоспроизводимыми, а иногда и противоречивыми [11].

Подавляющее большинство работ по радиостимуляции высших растений выполнено с использованием острого облучения. Критериями оценки влияния радиационного фактора являлись такие показатели, как всхожесть семян, размеры проростков и их отдельных частей [1,2,9], а также отдельные показатели по генерирующим растениям [8]. Для корректного анализа радиостимуляционных эффектов у растений оценку необходимо также проводить на основании изучения степени воздействия радиационного фактора на хромосомный аппарат с учетом генетически детерминированной и видоспецифичной динамики клеточных делений.

В настоящей работе изучалось влияние хронического γ -облучения на митотическую активность апикальных меристем корней растений в условиях антропогенного урано-радиевого загрязнения.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

В работе использовали вегетирующие растения сем. Ranunculaceae: *Aconitum septentrionale* Koelle, *Ranunculus acris* L., *R. borealis* Trautv. и *R. polyanthemos* L. Выбор видов обусловлен их диплоидностью ($2n = 16$, $2n = 14$, $2n = 14$ и $2n = 16$ соответственно) [4] и массовостью произрастания.

Контрольный материал собирали в природных местообитаниях с нормальным естественным уровнем радиации (7-15 мкр/час).

Опытный материал произрастал в условиях урано-радиевого загрязнения, описанного в работе [6].

Для определения митотической активности корневые меристемы вегетирующих растений фиксировали в ацетоалкоголе (1:3) в первой половине

1. Богданов Ю.Ф., Боровкова Т.В. К вопросу о радиостимуляции точных делений.— Радиобиология, 1964, т.4, № 2, с.306-312.
2. Доскалов Х., Мальцева С. Исследование радиостимуляционного эффекта у томатов.— Радиобиология, 1974, т.14, № 2, с.257-260.
3. Кузин А.М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы.— М.: Атомиздат, 1977.— 136 с.
4. Лавренко А.Н., Сердитов Н.П. Кариосистематическое исследование представителей семейств Ranunculaceae и Papaveraceae на Северо-Востоке европейской части СССР.— Бот. журн., 1985, т.70, № 10, с.1346-1354.
5. Савин В.Н. Действие ионизирующего излучения на целостный организм.— М.: Энергоиздат, 1981.— 120 с.
6. Таскаев А.И. Закономерности распределения и миграции изотопов U, Th, Ra и Rn в почвенно-растительном покрове района повышенной естественной радиоактивности: Дис. на соиск.уч. степени канд. биол. наук. Сыктывкар, 1978.— 190 с.
7. Формирование радиобиологической реакции растений./ Д.М. Зинский, К.Д. Коломиец и др. — Киев: Наукова думка, 1984.— 216 с.
8. Черезанова Л.В., Алексахин Р.М. О биологическом действии повышенного фона ионизирующих излучений и процессах радиоадаптации в родных популяциях растений.— В кн.: Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений. Сыктывкар, 1978, с.75-77.
9. Conrad D., Schwanitz F. Radiation induced stimulation of development in the progeny of X-rayed plants of *Arabidopsis thaliana*.— Stimul. Newsl. N 2, p.45.
10. Maldiney M., Thouvenin K. De l'influence des rayons X sur la germination.— Rev. gen. bot., 1898, v.10, N 1, p.81-86.
11. Sax K. The stimulation of plant growth by ionizing radiation.— Rad. Environ. N 2, p.45.

РЕАКЦИЯ МНОГОЛЕТНИХ ЗЛАКОВЫХ РАСТЕНИЙ НА ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ

Н.П.Фролова, А.И.Таскаев,
Ю.М.Фролов

Различные виды многолетних злаковых трав являются ценными кормовыми культурами, которые широко используются в травосеянии нашей страны, в том числе и в кормопроизводстве Коми республики. Интенсификация сельскохозяйственного производства неизбежно сопровождается усилением влияния человека на условия выращивания этих культур. Результативность различных воздействий на растительные организмы в значительной мере зависит от их видовых особенностей, от потенциальных возможностей самих растений. С появлением и использованием нового экологического фактора (радиационного) возникает необходимость установления количественных зависимостей между дозой, полученной организмом, и биологическим проявлением ее действия. Эта необходимость прежде всего связана с выявлением видовой устойчивости многолетних травянистых видов растений, а также с оценкой ответной реакции видов на острое облучение при практическом использовании ионизирующих излучений, связанных с созданием культурных сельскохозяйственных ценозов.

Анализ литературных данных свидетельствует об ограниченности сведений роли биологических особенностей различных травянистых культур и сортов в развитии реакции на предпосевное гамма-облучение [2]. Отсюда вытекает задача, которая предполагает важность накопления определенного фактического материала, полученного на многих видах растений, отличающихся жизненным циклом, биологическими свойствами, экологической приуроченностью.

Исследование характера реакции растительного организма на внешние воздействия раскрывает возможности управления онтогенезом, способствует решению практических задач, связанных с повышением продуктивности [4].

В настоящей работе рассматриваются особенности ответной реакции некоторых видов многолетних злаковых трав с поликарпическим циклом развития на действие "невысоких" доз ионизирующих излучений при однократном предпосевном воздействии их на семена.

цию формирования надземной массы наблюдали в течение первых четырех лет исследований. При этом достоверные прибавки урожая зеленой массы были в первые два года жизни растений. Максимальный эффект стимуляции продуктивности зеленой массы происходил в год воздействия и достигал 38-46% по отношению к контролю. С возрастом эффект стимуляции заметно затухал.

Изучение динамики побегообразования выявило увеличение интенсивности этого процесса при облучении семян дозами от 3 до 20 Гр. Дозы от 2 до 10 Гр существенно влияли на семенную продуктивность растений. Повышение урожая семян в этих вариантах происходило в основном за счет увеличения числа генеративных побегов и средней массы семян в расчете на одно соцветие. Облучение семян дозами 2, 3, 5, 8 Гр не приводило к снижению их посевных качеств. Так, масса 1000 семян в опытных вариантах варьировала от 4,95 до 5,55 г при 5,1 г в контроле. Лабораторная всхожесть контрольных семян в 1982 г. достигала 88,2%, в опытных вариантах она изменялась от 90,1 до 95%.

Эти результаты дают основание предполагать, что процессы, связанные с формированием репродуктивных органов, в первую очередь семян, меньше всего подвергаются изменениям при предпосевном их облучении относительно низкими дозами.

Таким образом, кострец безостый в ответ на гамма-облучение в дозах от 2 до 50 Гр реагирует повышением продуктивности как зеленой массы, так и семян.

Тимофеевка луговая не реагировала изменением продуктивности на облучение семян в дозах от 2 до 20 Гр. Лишь доза 50 Гр приводила к снижению продуктивности ее зеленой массы. Облучение семян в изучаемом диапазоне доз не вызывало заметных изменений у семенной продуктивности генеративного побега. Урожай же семян с единицы площади по мере возрастания дозы облучения снижался (рис.2). Масса 1000 семян в контроле составила 592 мг, в опытных вариантах она колебалась от 468 до 576 мг. Таким образом, при облучении тимофеевки луговой в используемом диапазоне доз не выявлен эффект стимуляции. Дозы свыше 5-8 Гр оказывали уже некоторое угнетение ростовых и продукционных процессов у этого вида.

Двукосточник тростниковый. Начиная с первого года жизни, у растений отмечали некоторую тенденцию повышения продуктивности надземной биомассы в вариантах с дозами облучения от 2 до 20 Гр. Однако прибавки составили всего лишь 9-13% по отношению к контролю. В диапазоне от 2 до 8 Гр наблюдали повышение семенной продуктивности. Изменение последней происходило за счет увеличения числа генеративных побегов и повышения массы 1000 семян. В 1982 г. продуктивность соцветия в контроле составила в среднем 0,45 г., в 1983 г. — 0,23 г., а в 1982 г. в опытных вариантах (от 2 до 8 Гр) она соответственно изменялась в пределах от 0,54 до 0,64 г. и в 1983 г. — от 0,23 до 0,26 г.

Итак, у данного вида под действием однократного предпосевного облучения семян дозами от 2 до 8 Гр было выявлено изменение семенной продуктивности растений в сторону ее увеличения.

Ежа сборная. Облучение семян ежи сборной дозами 2, 3, 5 Гр способствовало повышению продуктивности надземной массы в первые два года жизни растений. Максимальная и достоверная прибавка была отмечена в варианте с облучением семян дозой 3 Гр. С возрастом эффект стимуляции заметно снижался. Определение семенной продуктивности, проводившееся на третьем году жизни растений, показало, что во всех опытных вариантах отмечалась тенденция повышения средней массы семян с одного соцветия. Так, если масса семян одного соцветия в контроле в среднем составляла 0,17 г., то в опытных вариантах она изменялась от 0,21 до 0,30 г. Наибольший эффект по этому показателю был в варианте с облучением семян в дозе 2 Гр. Такой важный в семеноводстве трав показатель, как масса 1000 семян, во всех опытных вариантах не отличался от контрольного.

Таким образом, у данного вида были выявлены эффекты стимуляции продуктивности, которые наиболее четко проявлялись в пределах более низких значений доз гамма-радиации, по сравнению с кострцом безостым.

Мятлик луговой. Культура оказалась весьма отзывчивой на предпосевное гамма-облучение семян в диапазоне доз от 3 до 10 Гр. В этих дозовых вариантах отмечали интенсификацию процессов побегообразования, увеличение урожая надземной биомассы. Продуктивность зеленой массы растений второго года жизни превышала таковую в контроле на 16-20%. Под влиянием применяемых доз воздействия происходило и изменение продуктивности генеративных побегов.

Таким образом, результаты проведенных исследований свидетельствуют, что многолетние злаковые растения отличаются своей реакцией на однократное предпосевное гамма-облучение их семян дозами от 2 до 50 Гр. У костреца безостого, мятлика лугового, ежи сборной был обнаружен эффект стимуляции и диапазон соответствующих доз. У двукосточника тростникового была выявлена лишь тенденция повышения продуктивности надземной массы и некоторая стимуляция семенной продуктивности. Из изучаемых пяти видов злаков лишь у тимофеевки луговой не были отмечены эффекты стимуляции.

Анализируя результаты полученных данных, можно предположить, что наблюдаемые радиобиологические эффекты у отдельных видов многолетних злаков в какой-то мере связаны с их экологией и общей устойчивостью к действию различных факторов среды (таблица).

Виды, обладающие большой пластичностью и широкими приспособительными возможностями, на невысокие дозы гамма-радиации отвечали стимуляцией продукционных процессов. Это, по-видимому, объясняется тем, что растительный организм, являясь сложной саморегулирующейся системой, способен оптимизировать обменные процессы в ответ на неблагоприятные

Экологические свойства многолетних злаковых трав

| Свойство | Тимофеевка луговая | | Двухстолбчатый тростниковый | | Белая сборная | Мятлик луговой | Кострец безостый |
|--|--------------------|--------|-----------------------------|--------|---------------|----------------|------------------|
| | +++ (3) | ++ (2) | +++ (3) | ++ (2) | | | |
| Зимостойкость | +++ (3) | ++ (2) | +++ (3) | ++ (2) | ++ (2) | +++ (3) | +++ (3) |
| Морозостойкость | +++ (3) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) |
| Засухоустойчивость | +(1) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | +++ (3) | +++ (3) |
| Устойчивость к ледяной корке | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | +++ (3) | +++ (3) | +++ (3) |
| Устойчивость к заливанню тальми водами | ++ (2) | ++ (2) | +++ (3) | ++ (2) | +(1) | ++ (2) | +++ (3) |
| Солеустойчивость | +(1) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) |
| Устойчивость к болезням | +(1) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) |
| Требования к почвенному плодородию | +++ (1) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) |
| Требования к свету | +++ (1) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) |
| Требования к влаге | +++ (1) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) | ++ (2) |
| Сумма баллов | 16 | 22 | 22 | 21 | 21 | 25 | 25 |

Примечание. Устойчивость (в баллах): слабый — + (16); средняя — ++ (26); высокая — +++ (36). Требования к факторам среды: малое — + (36); среднее — ++ (26); высокое — +++ (16).

на какие-то новые воздействия внешней среды. Высокая устойчивость и продуктивность костреца безостого, мятлика лугового благоприятствовала проявлению стимуляционных эффектов при невысоких дозах облучения. Хорошо известная приспособительная пластичность этих видов обусловлена их исторически сложившимися наследственными свойствами. В ходе эволюции их генетические системы формировались таким образом, что в настоящее время они лучше других видов оказались приспособленными к режиму переменных температур (с большими колебаниями), различного увлажнения и плодородия почв, радиационному режиму.

Тимофеевка луговая среди исследуемых видов является менее устойчивым к действию экологических факторов и более требовательным к условиям произрастания. Этим, вероятно, можно объяснить и ее четкие радиобиологические эффекты.

Все вышесказанное позволяет предположить, что стимуляционные эффекты при радиационном воздействии на семена невысоких доз можно будет ожидать у тех видов растений, которые обладают большим диапазоном приспособительных возможностей, характеризуются высокой устойчивостью к различным неблагоприятным факторам среды, т.е. у видов с широкой нормой реакции на различные внешние условия.

Следовательно, под влиянием применяемого радиационного воздействия существенно может изменяться продуктивность отдельных видов злаковых растений в определенный календарный отрезок времени. Это указывает на возможности и перспективность применения предпосевного гамма-облучения семян, как средства повышения продуктивности отдельных видов злаковых трав в условиях среднетаежной подзоны Коми АССР.

ЛИТЕРАТУРА

1. Андреев Н.Г., Савицкая В.А. Костер безостый.— М.: Колос, 1982.— 175 с.
2. Батыгин Н.Ф. Научные основы и результаты производственного испытания предпосевного облучения семян сельскохозяйственных культур.— Л.: Гидрометеиздат, 1974, с.153-165. (Тр. по агрономической физике; вып.35).
3. Дроздов С.Н., Сычева З.Ф., Будыкин Н.П. Эколого-физиологические аспекты устойчивости растений к заморозкам.— Л.: Наука, 1977.— 228 с.
4. Лобашов М.Е. Генетика.— Л.: Изд-во ЛГУ, 1967.— 752 с.
5. Методические указания по семеноведению интродуцентов.— М.: Наука, 1980.— 64 с.
6. Потапова С.М. Изучение реакции сельскохозяйственных растений в онтогенезе при варьировании водного режима почвы.— В кн.: Норма реакции растений и управление продукционным процессом. Л.: Изд-во АФИ, 1982, с.45-55.
7. Работнов Т.А. Луговедение.— М.: Изд-во МГУ, 1974.— 384 с.
8. Храмова Н.Ф. К уточнению терминов, используемых при изучении продуктивности ягодников.— Растительные ресурсы, 1985, т.21, вып.3, с.359-362.
9. Щенкова М.С. Дикорастущие многолетние кормовые травы Коми АССР.— М.— Л.: 1961.— 178 с.

**III. ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ
ТЯЖЕЛЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ.
НАКОПЛЕНИЕ РАСТЕНИЯМИ И ЖИВОТНЫМИ**

ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ^{238}U В ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЕ И НАКОПЛЕНИЕ ЕГО РАСТЕНИЯМИ КАРТОФЕЛЯ

И.Г.Кочан, А.И.Таскаев

Способность тяжелых естественных радионуклидов, в частности, урана, оказывать неблагоприятное влияние на окружающую среду ставит вопрос об оценке этого воздействия, для чего необходимо знание физического, химического и биологического поведения радионуклидов в окружающей среде [5]. Важным элементом упомянутой оценки является исследование миграции радионуклида в цепи почва-растение-животное-человек, что считается необходимым как для районов с естественным уровнем содержания урана в почве [6], так и для районов, где это содержание повышено за счет применения фосфорных удобрений в сельском хозяйстве и вследствие загрязнения среды в результате добычи и использования урановых руд, включая размещение отходов [5].

Особый интерес представляет степень загрязнения продуктов питания и фуража. Уровень такого загрязнения зависит как от содержания в почве радионуклида, так и от его биологической доступности, которая существенно варьирует [2]. В связи с этим важное значение имеет разработка методических подходов к прогнозированию пространственной изменчивости биологической доступности урана. Настоящая работа имеет целью рассмотрение применимости для прогнозирования различных подходов, в том числе подхода, основанного на использовании данных по формам нахождения радионуклида в почве.

ЭКСПЕРИМЕНТ И МЕТОДИКА

Для полевого эксперимента был выбран участок площадью около 300 м^2 с сильноподзолистой суглинистой почвой. После вспашки участок разбили на 36 прямоугольных делянок (по 2 м^2), разделенных защитными полосами шириной $0,5 \text{ м}$. Делянки различались между собой по уровню содержания урана, поступившего в почву в виде водно-растворимого соединения (нитрата уранила), 6 контрольных делянок имели естественное содержание радионуклида.

После закладки опыта на следующий год, когда с большей уверенностью можно было ожидать относительной стабилизации распределения урана по различным формам его нахождения в почве, на каждой из делянок был вы-

сажен картофель (6 растений на делянку).

В начале вегетационного периода отбирались пробы почв для установления содержания подвижных форм радионуклида. Последние определяли путем анализа урана в вытяжках, полученных в результате последовательной экстракции радионуклида из почв H_2O , $1\text{N CH}_3\text{COONH}_4$ и 1N HCl при соотношении фаз (почва/раствор), равном $1 : 10$, и времени их контакта 24 часа .

После уборки опыта определяли валовое содержание урана в почве каждой из делянок и уровень загрязнения растительности (клубней и ботвы отдельно).

Для определения ^{238}U в пробах почв и растительности, а также в экстрактах (при определении форм радионуклида) применяли люминесцентный метод. Используемые в работе данные по физико-химическим свойствам почв получены методами, которые регламентируются соответствующими ГОСТами.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В табл.1 приведены данные, позволяющие оценить свойства почв экспериментального участка, их вариабельность, получить представление об интенсивности перехода урана из почв в надземную массу и клубни картофеля. В таблице имеются такие характеристики почв, как активная (pH_{KCl}), обменная ($\text{H}_{\text{обм}}$) и гидролитическая ($\text{H}_{\text{г}}$) кислотность, содержания обменных Ca и Mg , содержание гумуса (по Тюрину), общего азота (по Шальдалю), P_2O_5 и K_2O (по Кирсанову), валовое содержание урана ($A_{\text{п}}$), показатели загрязнения растительности и биологической доступности радионуклида: содержание урана в 1 г воздушно-сухой ($A_{\text{с}}$) и озоленной растительной пробы ($A_{\text{з}}$), коэффициенты накопления (КН) и коэффициенты биологического поглощения (КБП).

По данным табл.1, уровень загрязнения растений и биологическая доступность радионуклида сильно варьируют. Многократная изменчивость величин КН и КБП в условиях эксперимента дает основание считать, что и в реальных условиях агроценозов можно ожидать наличия существенных неоднородностей доступности урана растениям по площади. Поэтому возникает вопрос о причинах этих неоднородностей и способе их учета при оценке потенциального размера перехода радионуклида в растения. Рассмотрим этот вопрос на примере клубней картофеля.

При наличии искусственно созданной градации содержания урана в почве нельзя считать неожиданной выявленную существенную зависимость уровня содержания урана в клубнях от валового содержания его в почве ($r = 0,84$; $P < 0,01$). Однако нельзя отрицать и того, что весьма важное значение для уровня накопления урана имеют свойства почв. Это следует из факта, что множественный коэффициент корреляции (R) для связи $A_{\text{с}}$ ($A_{\text{з}}$) с совокупностью параметров почвы (включая $A_{\text{п}}$) составляет $0,99$ при $P < 0,001$.

Статистические данные по опытному участку

Таблица 1

| Свойства почв и характеристики накопления U картофелем | n | $\bar{X} \pm \sigma$ | Коэффициент вариации CV, % | Пределы варьирования |
|--|----|----------------------|----------------------------|----------------------|
| pH KCl | 18 | 4,48 ± 0,19 | 4,3 | 4,20-5,10 |
| Гумус, % | 18 | 1,73 ± 0,29 | 17,1 | 1,16-2,26 |
| Ca _{обм} , мг-экв/100 г | 18 | 3,69 ± 0,34 | 9,2 | 3,25-4,75 |
| Mg _{обм} , мг-экв/100 г | 18 | 1,45 ± 0,40 | 27,5 | 0,50-2,12 |
| H _г , мг-экв/100 г | 18 | 3,39 ± 0,31 | 9,2 | 2,68-4,14 |
| H _{обм} , мг-экв/100 г | 15 | 0,51 ± 0,22 | 42,2 | 0,20-1,00 |
| P ₂ O ₅ , мг/100 г | 18 | 19,9 ± 2,7 | 13,5 | 15,9-28,4 |
| K ₂ O, мг/100 г | 18 | 9,78 ± 2,17 | 22,3 | 6,3-13,8 |
| N _{обш} , % | 18 | 0,10 ± 0,03 | 28,7 | 0,05-0,15 |
| Содержание U в почве (A _п), n · 10 ⁻⁷ г/г | 36 | 122 ± 153 | 125,0 | 2,4-536,0 |
| Содержание U в клубнях картофеля, n · 10 ⁻⁷ г/г в.с. | 34 | 0,34 ± 0,53 | 155,0 | 0,012-2,39 |
| То же, n · 10 ⁻⁷ г/г золы | 34 | 8,04 ± 12,08 | 150,0 | 0,32-54,0 |
| Содержание U в ботве картофеля, n · 10 ⁻⁷ г/г в.с. | 35 | 4,75 ± 7,43 | 157,0 | 0,17-33,3 |
| То же, n · 10 ⁻⁷ г/г золы | 35 | 23,3 ± 34,7 | 149,0 | 0,88-158,0 |
| КН ²³⁸ U для клубней картофеля, n · 10 ⁻² | 34 | 0,42 ± 0,37 | 88,1 | 0,12-1,52 |
| КВП ²³⁸ U для клубней картофеля | 34 | 0,099 ± 0,009 | 94,6 | 0,019-0,36 |
| КН ²³⁸ U для ботвы картофеля, n · 10 ⁻² | 35 | 5,04 ± 4,55 | 90,2 | 0,82-25,4 |
| КВП ²³⁸ U для ботвы картофеля | 35 | 0,27 ± 0,23 | 86,0 | 0,046-1,28 |

Естественно полагать, что в случае относительно небольших различий между участками местности в содержании доступных форм урана, совокупное влияние свойств почвы на размеры накопления радионуклида может стать доминирующим. Однако приводимые данные позволяют считать, что как в этом, так и в другом случае использование многомерных математических моделей, включающих в качестве предикторов агрохимические характеристики корнеобитаемого слоя почвы и уровень ее загрязнения, может стать одним из методов оценки размеров загрязнения растительной продукции в условиях пространственной изменчивости биологической доступности радионуклида.

Вполне очевидно, что использование подобного подхода может быть удобным при условии, что получаемый при этом эффект оправдывает работу по обеспечению исходных данных. Для иных случаев следует, видимо, рас-

смотреть возможность использования менее трудоемких методов. К числу возможных альтернативных подходов можно отнести, например, оценку загрязнения растительности на основе эмпирической зависимости от валового содержания радионуклида в почве [3]. Однако, если обратиться к полученной нами зависимости КВП урана для клубней картофеля от валового содержания радионуклида в почве (A_п) (рис.1), то можно убедиться, что указанная зависимость является недостаточно четко выраженной, в частности, из-за изменчивости физико-химических характеристик почвы от одной делянки опыта к другой. Если такое положение характерно для относительно простой ситуации, когда рассматривается ровный горизонтальный участок небольшой площади со сравнительно слабой вариабельностью физико-химических свойств пахотного горизонта и загрязнение которого обусловлено исключительно воднорастворимой формой урана, то можно допустить, что в условиях сельскохозяйственного производства получение четких зависимостей рассматриваемого типа может быть еще менее вероятным.

Рассматривая возможности различных способов оценки биологической

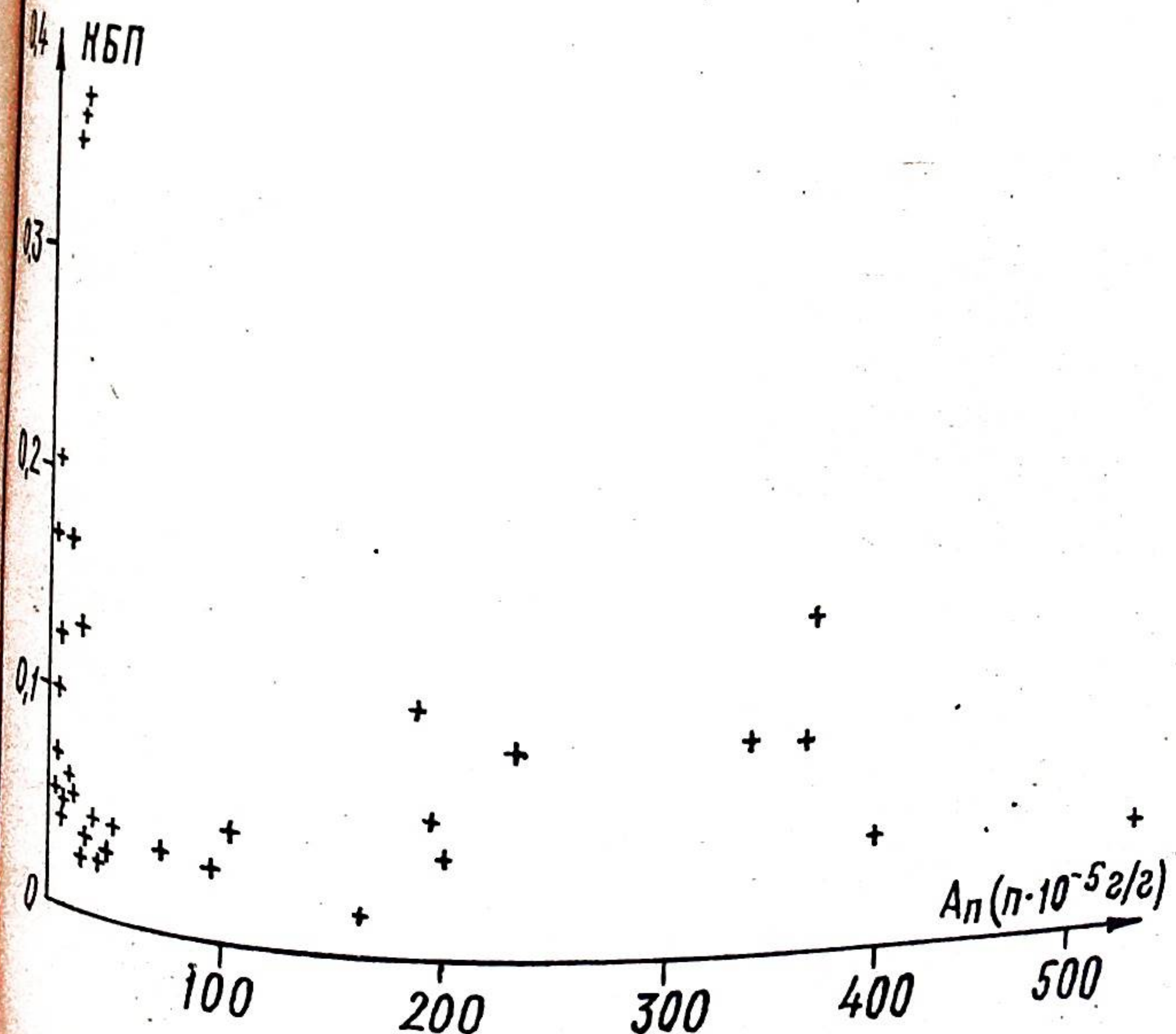


Рис.1. Взаимосвязь КВП урана для клубней картофеля с валовым содержанием радионуклида в почве.

доступности урана, нельзя не остановиться на тех из них, которые основаны на использовании прямых данных по формам нахождения радионуклида в почве. Прежде всего здесь имеется в виду использование сведений о наличии в почве так называемых мобильных форм элемента (водно-растворимой, обменной, кислотно-растворимой), а также использование мобилизационных моделей (или графиков), применяемых, например, в исследованиях мобильности микроэлементов в почвах [1, 4]. В отличие от подвижных (мобильных) форм, которые рядом авторов используются для характеристики доступных растением долей элементов в почве [2], в отношении упомянутых мобилизационных моделей (графиков) нельзя сказать, что они находят столь же широкое применение. В то же время и те и другие способны в принципе нести одинаковую по своей сути информацию. Это следует, в частности, из работы Н.Г.Зырина и Н.А.Чеботаревой [1], где показано, что извлечение элементов из почв путем экстракции растворами кислоты (например HCl) позволяет правильно оценивать как запас легкодоступных форм, так и "резервные" запасы. Эти выводы считают, что растворы, в которых вытесняющим ионом является водородный ион с высокой десорбирующей способностью, целесообразно использовать для извлечения обменных легкодоступных форм, например, в случае исследования элементов, которые сильно сорбируются почвами. Авторами приводятся экспериментальные данные, подтверждающие указанные выводы для дерново-подзолистой почвы.

Мобилизационная зависимость, которая была построена нами для одного из вариантов опыта (рис.2), представляется более наглядным и детализированным, хотя и более трудоемким, вариантом описания распределения урана по отдельным его формам из числа мобильных по сравнению с использованием только водно-растворимой, обменной и кислотно-растворимой форм. Принципиальное сходство этих двух приемов позволяет, видимо, распространять выводы, сделанные для одного из них, на другой. Исходя из этого, рассмотрим возможности обоих приемов на примере наиболее простого из них.

Очевидно, что и данные по содержанию отдельных мобильных форм, и мобилизационные зависимости сами по себе не являются показателем биологической доступности урана. Например, мобилизационная зависимость урана (рис.2), отражая соотношение фракций урана в почве, имеющей различную прочность связи с почвой, не является непосредственным показателем биологической доступности. В равной мере это относится и к данным по содержанию в почве тех или иных отдельных мобильных форм. Как видно, оценка размеров потенциального перехода урана в растения требует предварительного установления количественных взаимосвязей интересующих нас показателей с содержанием в почве тех или иных форм радионуклида. В табл.2 содержатся данные, позволяющие судить о том, что указанные взаимосвязи могут быть установлены путем парного регрессионного анализа.

Конечно, парная корреляция не позволяет сделать строгого заключения об относительной значимости каждой из форм для размеров накопления урана в

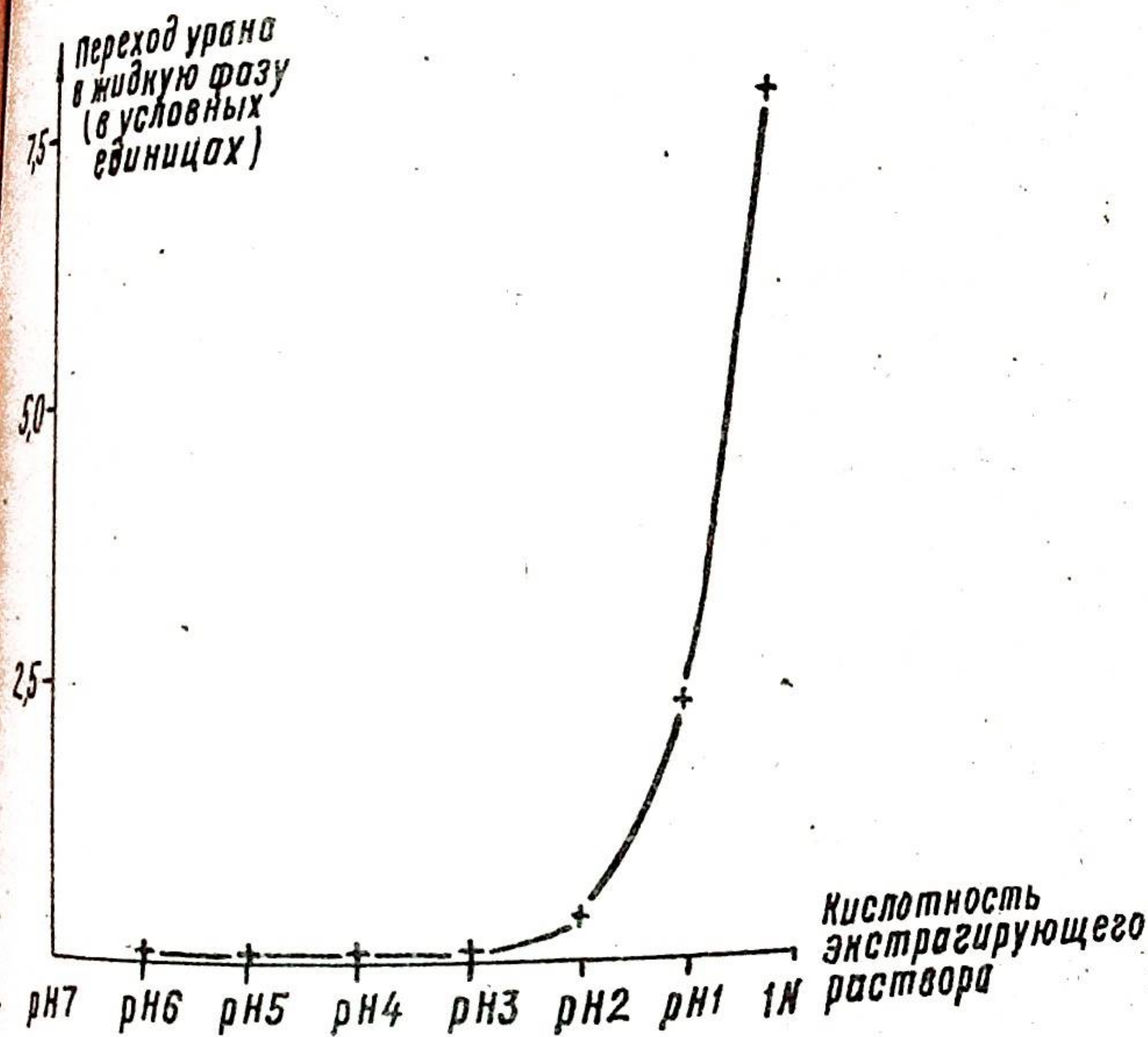


Рис.2. Мобилизационная зависимость для урана, находящегося в почве.

урожае, поскольку эта связь в определенной степени может отражать и косвенное влияние других форм.

Так, рассчитанный нами частный коэффициент корреляции между содержанием урана в клубнях картофеля и кислотно-растворимой формой урана в почве (коэффициент корреляции, исключающий косвенное влияние других форм) составляет 0,84 ($P < 0,001$), т.е. является меньшим по сравнению с коэффициентом парной корреляции, представленным в табл.2. Таблица 2

Парные коэффициенты корреляции (r) содержания урана в клубнях картофеля с количеством урана в отдельных фракциях в почве

| Показатель | Фракции ^{238}U в почве | | |
|------------|----------------------------------|----------|----------------------|
| | Водно-растворимые | Обменные | Кислотно-растворимые |
| Ac | 0,82 | 0,52 | 0,90 |
| Az | 0,81 | 0,53 | 0,90 |

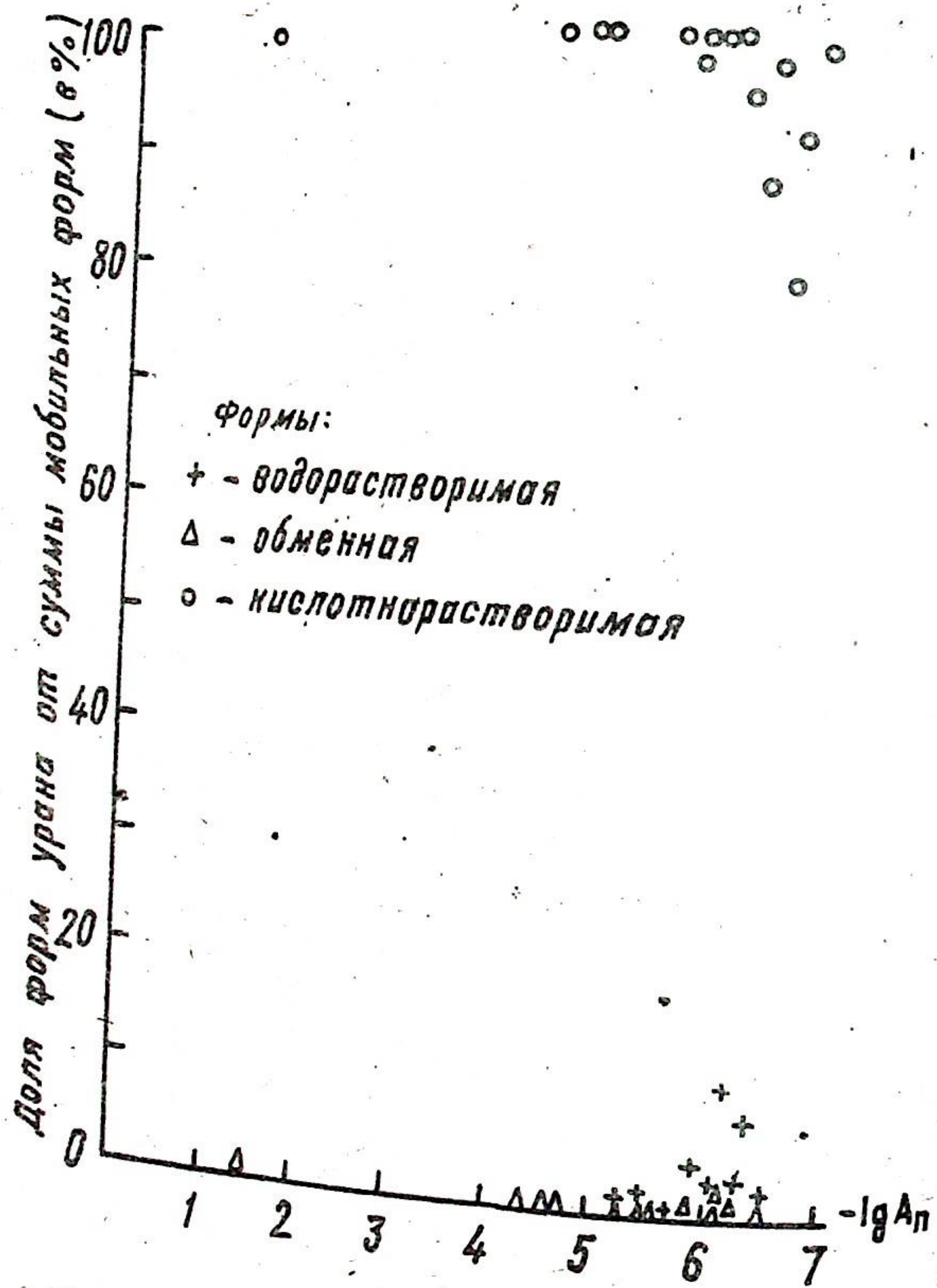


Рис.3. Соотношение мобильных форм урана в почве и их зависимость от валового содержания радионуклида.

Таблица 3

| Характеристика накопления урана в клубнях | Коэффициенты множественной линейной корреляции (R) уровня загрязнения ураном клубней картофеля с совокупностью мобильных форм радионуклида в почве | | |
|---|--|---------|---------|
| | R и его доверительный интервал при $P < 0,05$ | F табл. | F факт. |
| A_c | $0,91 < 0,95 < 0,99$ | 3,34 | 43,9 |
| A_3 | $0,91 < 0,95 < 0,99$ | | 46,6 |

можно говорить о том, что расчет накопления урана в растениях, в принципе, может быть выполнен на основе установленной взаимосвязи между уровнем накопления и содержанием той или иной формы радионуклида в почве, как это было показано на примере кислотно-растворимой формы.

Наряду с этим вряд ли можно ожидать, что наличие какой-либо одной формы радионуклида в почве будет определять уровень загрязнения растительности во всех случаях равным образом. Действительно, рис.3 показывает, что с ростом валового содержания урана в почве может происходить изменение соотношения отдельных подвижных форм. Представленный рисунок позволяет считать, что столь важная, как было отмечено выше, роль кислотно-растворимой формы урана обусловлена преимущественно тем, что в эксперименте для большинства делянок упомянутая форма была доминирующей.

Однако ход зависимости показывает, что в диапазоне относительно низких содержаний совокупности мобильных форм в почве, в этой совокупности существенно возрастает доля водно-растворимых и обменных форм урана. Естественно, что в природных условиях не в меньшей степени следует ожидать изменчивости соотношения мобильных форм и, таким образом, в общем случае можно считать более приемлемым способом оценки биологической доступности U использование данных не по отдельным мобильным формам, а по их совокупности. Как показывает табл.3, в условиях эксперимента эта совокупности имеет с уровнем содержания урана в растениях более тесную связь, нежели это характерно для какой-либо одной из форм урана.

Возвращаясь к сравнению данных по мобильным формам элементов в почвах с теми данными, которые можно извлечь из мобилизационных зависимостей, можно сказать, что последние также могут быть использованы для установления соотношения между наличием в почве совокупности форм урана и уровнем его накопления в растениях. Более того, зависимости типа той, что изображена на рис.2, очевидно, могут позволить проводить достаточно гибкую детализацию указанного соотношения за счет введения в уравнения множественной регрессии дополнительного числа параметров, в том числе, если это необходимо, и тех, что получены путем интерполяции.

Таким образом, представленные данные свидетельствуют в пользу того, что использование тесной взаимосвязи между содержанием в почве совокупности мобильных форм урана и уровнем его накопления в растительности является перспективным приемом для оценки биологической доступности радионуклида и потенциальных размеров его накопления в урожае сельскохозяйственных культур.

1. Зырин Н.Г., Чеботарева Н.А. К вопросу о формах соединений меди, цинка, свинца в почвах и доступности их для растений.— В кн.: Содержание и формы соединений микроэлементов в почвах. М., 1979, с.350-386.

2. Дричко В.Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов.— Радиационная биология, 1983, т.4, с.66-98.

3. Дричко В.Ф., Лисаченко Э.П. Возможные формы зависимости между концентрациями естественных радионуклидов в почве и растениях в пределах фоновой вариации концентраций: Тез.докл. II Всесоюзной конференции по сельскохозяйственной радиологии. Обнинск, 1984, т.1, с.70-71.

4. Fractionation and determination of trace elements in plants, soils and sediments./ Cottenie A., Camerlynk R., Verloo M., Dhase A.— Pure and Appl. Chem. 1979, v.52, p.45-53.

5. Sheppard M.I. The environmental behaviour of uranium and thorium.— Atomic Energy of Canada Limited, Whiteshell Nuclear Research Establishment, Pinawa, Manitoba R0E 1 LO, 1980, AECL — 6795. — pp.45.

6. Uranium assay in Milk./ Lal N., Sharma Y.P., Sharma P.K., Talwer I.M., Nagpaul K.K. and Chakarvarti S.K. — Health physics, 1982, v. 43, N 3, p.425-428.

СОДЕРЖАНИЕ И ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ УРАНА В АЛЛЮВИАЛЬНО-ДЕРНОВЫХ ПОЧВАХ

Л.И.Адамова, Э.И.Кирушева,
Т.Н.Музакка

Подвижность урана обычно связывают с формой его нахождения в той или иной среде. Для почв с кларковым содержанием урана характерны три формы его нахождения: водно-растворимая, обменная и изоморфное вхождение в кристаллические решетки труднорастворимых почвенных минералов [1]. Тем не менее нет единого представления о миграционных возможностях урана в почвах. Так, согласно одним данным [3], уран обладает значительной мобильностью, особенно в системе почва-растение, по другим он прочно закреплен [2].

Представление о миграционной способности урана можно получить на основании изучения характера его дифференциации в почвенных профилях и динамики содержания во времени. Возможно также прямое экспериментальное определение количеств подвижных состояний радионуклида в почвах. В настоящей работе используются оба этих подхода.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Исследования проводились в средней полосе северной тайги на аллювиально-дерновых почвах суглинистого механического состава, на поверхности которых длительно изливались пластовые воды. Излившиеся воды по своему составу относятся к бессульфатным хлоридно-натриево-кальциевым рассолам с минерализацией более 100 г/л, что привело к заметной нейтрализации почвенной кислотности верхней части профиля аллювиально-дерновой почвы. В значительной степени возросло также содержание гумуса, обменных оснований и подвижного калия [4].

Содержание и подвижность ^{238}U определяли в почвенных образцах, отобранных в летний и осенний периоды. Для более корректного установления пределов варьирования концентраций радионуклида исследуемый участок площадью около 2 га разбивали с помощью опорной сети на квадраты 10 x 10 м; затем методом случайных чисел из них было выбрано 10 площадок, где и были заложены опорные разрезы.

Выделение подвижного урана (водно-растворимые, обменные, прочно-

связанные формы) осуществляли последовательной экстракцией радионуклида из почвы водой, $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$, $\text{H}_8\text{C}_6\text{O}_7$, HCl в статических условиях при соотношении фаз 1:10 и экспозиции 24 часа. Концентрации солей и кислот были 0,2N, что наиболее соответствует их нахождению в корневых выделениях. Граница такого разделения не может считаться строгой, поскольку осуществить полную изоляцию молекул одного типа от молекул другого при использовании метода последовательных вытяжек трудно. Кроме того, при интерпретации результатов необходимо помнить о том, что определенное в экспериментах содержание урана в жидкой фазе на самом деле значительно ниже его общего десорбированного количества ввиду поглощения радионуклида органическим веществом почвы.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Исходя из общепринятого положения о значительной мобильности урана, можно было бы ожидать и значительного варьирования его концентрации по площади участка в связи с различными условиями инфильтрации пластовых вод в зависимости от сложившегося микрорельефа. Вместе с тем проведенное детальное обследование случайным образом выбранных 10-ти почвенных разрезов показало, что содержание урана варьирует в незначительных пределах как по площади участка, так и в отдельных почвенных разрезах (табл.1), и соответствует его содержанию в той же почве вне загрязненного участка. Об этом убедительно свидетельствуют и сравнительно низкие коэффициенты вариации содержания радионуклида в отдельных горизонтах. Средняя концентрация радионуклида не превышает принятых пределов геохимического фона для почв [1].

Таблица 1

Вертикальное варьирование содержания урана, тория и их отношения в аллювиально-дерновой почве, г/г прокаленной навески

| Радионуклид | Статистический показатель | Глубина, см | | | | |
|---|---------------------------|-------------|------|-------|-------|-------|
| | | 0-5 | 5-10 | 25-30 | 50-55 | 75-80 |
| ^{238}U , $\times 10^{-6}$ | n | 10 | 10 | 9 | 10 | 11 |
| | \bar{x} | 1,56 | 1,34 | 2,02 | 1,97 | 1,98 |
| | m | 0,19 | 0,14 | 0,20 | 0,22 | 0,22 |
| | v | 42,8 | 35,4 | 31,5 | 35,8 | 35,8 |
| ^{232}Th , $\times 10^{-6}$ | n | 11 | 11 | 11 | 10 | 11 |
| | \bar{x} | 7,30 | 12,4 | 9,47 | 8,56 | 8,33 |
| | m | 0,94 | 1,35 | 0,71 | 0,63 | 0,40 |
| | v | 42,7 | 36,2 | 24,9 | 23,1 | 15,8 |
| ^{232}Th | n | 10 | 10 | 9 | 10 | 11 |
| | \bar{x} | 5,35 | 10,6 | 5,36 | 5,02 | 4,27 |
| | m | 0,76 | 1,2 | 0,27 | 0,44 | 0,20 |
| | v | 44,7 | 35,3 | 15,3 | 27,9 | 15,2 |

Условные обозначения: n — число разрезов; \bar{x} — среднее арифметическое значение; m — ошибка среднеарифметического; v — коэффициент вариации, %.

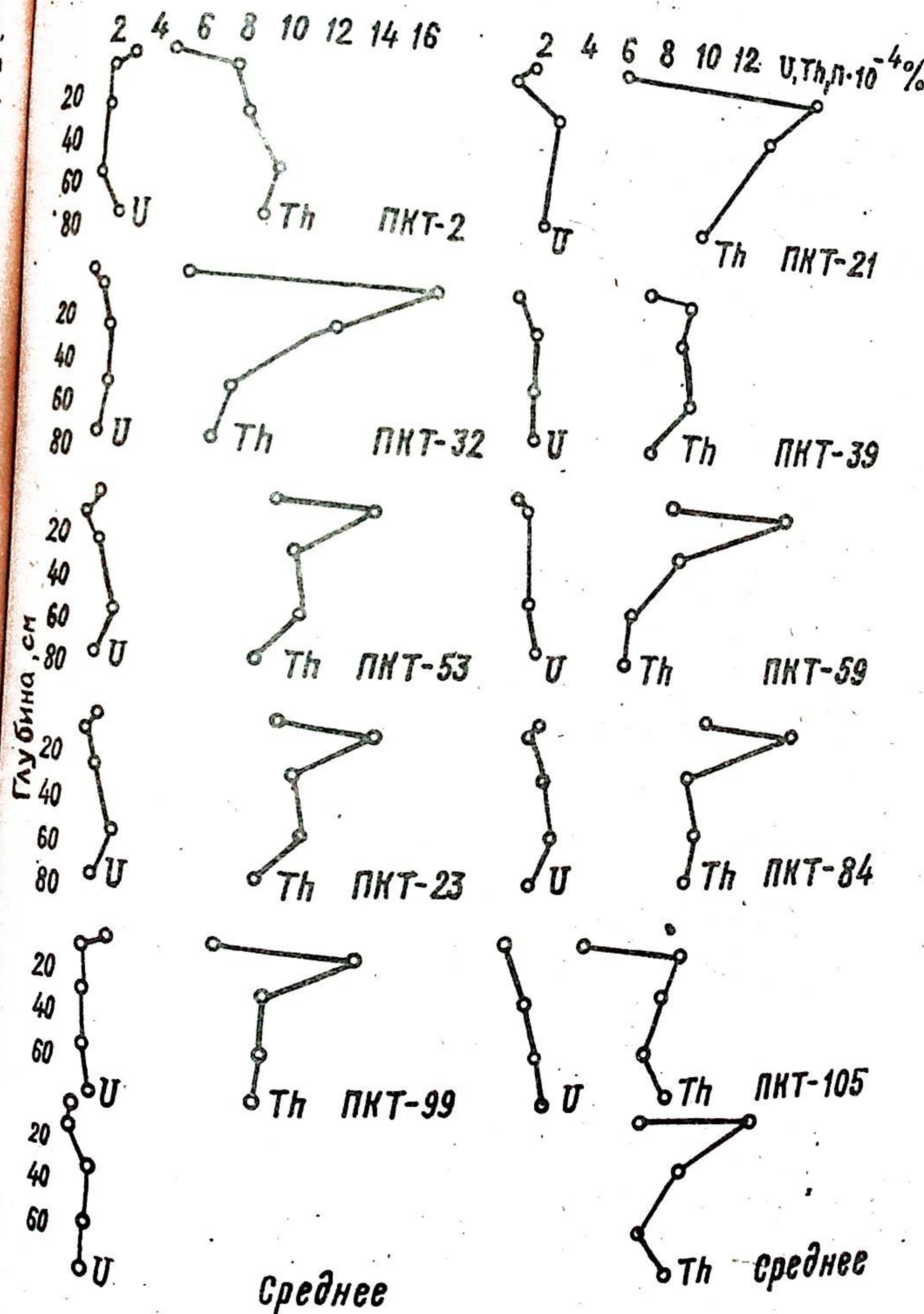


Рис. Распределение ^{238}U и ^{232}Th в профилях аллювиально-дерновой почвы

Одновременно было выяснено, что содержание урана, гигроскопическая влажность, гумус, сумма обменных оснований остаются практически постоянными в исследуемых почвах в летний и осенний периоды года (табл.3). Особо следует отметить, что для урана достоверная прямая корреляция была найдена только с гигроскопической водой. Вся совокупность полученных данных свидетельствует, таким образом, о незначительной подвижности урана в этом типе почв.

Содержание в растительности радионуклидов, равно как и других элементов, согласно общепринятой точке зрения определяется тремя одновременно идущими процессами: поглощение их либо из почвенных растворов, либо из твердой фазы почвы за счет корневых выделений растений и внекорневым захватом. В природных условиях практически невозможно выделить доминирующий путь поступления. Нами была предпринята попытка экспериментальной оценки подвижности радионуклидов в почвах с помощью последовательной их экстракции различными реагентами. При установлении подвижности урана в почвах исходили из того факта, что он, скорее всего, находится в шестивалентном состоянии. Об этом, в частности, свидетельствуют высокие значения окислительно-восстановительного потенциала — 300-800 мв летом и 400-500 мв осенью.

Установлено, что количество подвижных состояний урана в исследуемом типе почв действительно незначительно (табл.4). При этом следует отметить, что количество водно-растворимого урана во многом определяется сезоном, составляя для разных горизонтов летом 0,5-1,78, а осенью — 0,01-1,10%, т.е. в более холодный период подвижность радионуклида несколько снижается. Судя по средним величинам, извлечение урана из минеральной части почвенного профиля несколько выше, чем из органических горизонтов.

Почва — один из основных поставщиков водно-растворимых соединений урана в природные воды. При контакте последних с твердой фазой почв извлечение радионуклида может происходить за счет вытеснения поровых растворов и растворения минеральных соединений (арсенатов, фосфатов) [1]. Но так как, по существующим представлениям, для гумидной зоны данные формы перехода ограничены [4], то, вероятнее всего, основное количество водно-растворимого урана представлено здесь гуматными комплексными соединениями, а неодинаковая подвижность радионуклида в различных генетических горизонтах обусловлена различным составом органического вещества.

Содержание обменного урана в исследованной почве оказалось значительно ниже водно-растворимого, и оно почти не зависит от сезонных условий. В общей сложности на долю водно-растворимых и обменных форм урана приходится не более 2%, что, безусловно, можно рассматривать как показатель малой миграционной способности урана в исследованном типе почвы.

Однако в природных условиях существует реальная возможность вклю-

чения в миграционный процесс и более прочно связанного в почвах радионуклида, что в значительной мере зависит от содержания в почве элементарных органических кислот (лимонной и, особенно, щавелевой), образующихся в результате разложения органического вещества, а также появляющихся с корневыми выделениями растений [4].

Таблица 4
Водно-растворимые, обменные и кислотнорастворимые формы урана в аллювиально-дерновой почве, %

| Сезон | Генетический горизонт | Глубина отбора пробы, см | H ₂ O | 0,2N CH ₃ COO NH ₄ | 0,2N H ₂ C ₂ O ₄ | 0,2N H ₃ C ₆ O ₇ | 0,2N HCl |
|-------|-----------------------|--------------------------|------------------|--|---|---|----------|
| Лето | А дерн. | 0-5 | 0,25 | 0,17 | 0,06 | 0,07 | 0,64 |
| | A ₁ | 5-28 | 0,55 | 0,01 | 0,04 | 0,25 | 0,01 |
| | B ₁ | 28-42 | 0,05 | 0,01 | 0,03 | 0,01 | 2,40 |
| | B ₂ | 42-72 | 0,45 | 0,01 | 0,01 | 0,09 | 1,57 |
| | B ₃ | 72-95 | 0,34 | 0,01 | 0,40 | 0,06 | — |
| | II | 95-110 | 0,34 | 0,21 | — | 0,26 | 1,88 |
| Осень | II | 110-130 | 1,78 | 0,20 | 0,78 | — | — |
| | А дерн. | 0-5 | 0,01 | 0,01 | 0,20 | 0,01 | 0,01 |
| | A ₁ | 5-28 | 0,14 | 0,08 | 0,06 | 0,01 | 0,45 |
| | B ₁ | 28-47 | 1,10 | 0,21 | 0,01 | 0,18 | — |
| | B ₂ | 47-74 | 0,26 | 0,17 | 0,28 | 0,01 | 0,57 |
| | B ₃ | 74-95 | 0,26 | 0,20 | 0,24 | 0,05 | 0,13 |
| | I | 95-125 | 0,14 | 0,20 | 0,10 | 0,05 | 0,13 |
| | II | 125-145 | 1,06 | 0,21 | — | 0,01 | 3,05 |

Элементарные органические кислоты, как и ранее рассмотренные реагенты, активнее воздействуют на минеральную часть почвы, но переводят в жидкую фазу, как правило, меньше урана, чем вода и уксусно-кислый аммоний. По силе воздействия на почву щавелевую и лимонную кислоты разделить трудно. Из одних горизонтов радионуклид извлекается в большей степени щавелевой кислотой, из другой — лимонной. Изменение сезонных условий также неоднозначно сказывается на извлечении урана этими кислотами: для одних горизонтов отмечается уменьшение подвижности радионуклида при переходе от летних к осенним условиям, а для других, напротив, увеличение.

При воздействии 0,2н раствора HCl в жидкую фазу из большинства горизонтов переходит большее количество радионуклидов, чем это наблюдалось при экстракции урана водой, уксусно-кислым аммонием, щавелевой и лимонной кислотами, как и в случае с другими реагентами, наиболее полное извлечение урана характерно для минеральных горизонтов. Таким образом, проведенное обследование показало, что длительное изливание высокоминерализованных пластовых вод на поверхность

почв не изменило ни содержания урана, ни его подвижности. Уран, генетически связанный с аллювиально-дерновыми почвами, закреплен в них прочно. Сумма мобильных форм урана, по данным последовательной экстракции радионуклида из почвы различными реагентами, не превышает 3% и изменяется от сезона к сезону. В летний период уран более подвижен, чем в осенний.

ЛИТЕРАТУРА

1. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах.— М.: Изд-во АН СССР, 1957.— 238 с.
2. Карасев Б.В. Определение изотопного состава урана в почве.— Геохимия, 1970, № 2, с.261-263.
3. Малюга Д.П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений.— М.: Изд-во АН СССР, 1965.— 260 с.
4. О формах ^{226}Ra в горизонтах почв с его повышенной концентрацией./ А.И.Таскаев, В.Я.Овченков, Р.М.Алексахин, И.И.Шуктомова.— Почвоведение, 1978, № 2, с.18-24.

ВЛИЯНИЕ ИСХОДНОЙ ХИМИЧЕСКОЙ ФОРМЫ ^{238}U НА ДОЛГОВРЕМЕННУЮ ДИНАМИКУ ПЕРЕХОДА РАДИОНУКЛИДА ИЗ ДЕРНИНЫ В РАСТЕНИЯ СУХОДОЛЬНОГО ЛУГА

Ю.А.Иванов, Е.В.Юдинцева

Поведение радионуклидов в луговых фитоценозах имеет свою специфику, определяющуюся в первую очередь наличием луговой дернины [3,7,8]. Концентрация основной массы корней луговых растений в верхнем 5-10-сантиметровом горизонте почвы, наличие большого количества отмершего органического вещества, разложение растительного опада в результате жизнедеятельности редуцентов, высокие содержание продуктов корневых выделений и микробных метаболитов [2,7,10] определяют значительную удерживающую способность дернины для радионуклидов, с одной стороны, и высокую доступность радионуклидов для луговых растений, с другой [1,4,14,16].

В течение определенного времени после попадания в почву радионуклидов на распределение последних по компонентам почвы и биологическую доступность растениям будут оказывать существенное влияние исходные химические формы радионуклидов, причем близкие концентрации радионуклидов в почвенном растворе и соответственно биологическая доступность растениям могут быть обусловлены различными формами соединений радионуклидов в почве и различными почвенно-химическими процессами. Время установления и характер равновесного распределения радионуклидов в почве, кроме почвенных факторов, будет определяться соотношением констант ионного обмена гидролиза, констант устойчивости комплексов с органическими и неорганическими лигандами, присутствующими в почвенном растворе, величинами произведения растворимости труднорастворимых соединений, реакцией среды и т.д. В данной работе сделана попытка оценить влияние исходной химической формы ^{238}U на динамику перехода этого радионуклида в луговые растения из дернины.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Изучение перехода ^{238}U в естественную растительность суходольного луга на дерново-подзолистой и супесчаной почве (гумус 1,38%; рНКС1 4,1; $\text{Ca}_{\text{обм}}$ 4,7 мэкв/100 г; $\text{Ca}_{\text{обм}}$ 1,7 мэкв/100 г; физическая глина 16,4%; физи-

ческий ил 7,7%) проводили в модельно-полевом опыте. Почвенные монолиты с ненарушенной дерниной помещали в винипластовые ящики без дна размером 50x50x50 см, которые предварительно набивались почвой в соответствии со строением почвенного профиля. Повторность опыта четырехкратная. Растворимые и труднорастворимые соединения ^{238}U — уранилхлорид, уранилсульфат, уранат натрия, диуранат аммония, оксид урана (1У), оксид урана (1У, У1) и оксид урана (У1) — в виде растворов или суспензий наносили на дернину естественного луга весной до начала интенсивного отрастания трав с плотностью нанесения $281 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$. Учет травостоя проводили 2 раза за вегетационный период при достижении травами пастбищной спелости. Срезанную биомассу разбирали на ботанические группы (злаковые, бобовые и разнотравье). Травостой суходольного луга представлен следующим ботаническим составом: злаковые травы — *Anthoxanthum odoratum* L., *Dactylis glomerata* L., *Festuca ovina* L.; разнотравье — *Rumex acetosa* L., *Ranunculus acris* L., *Alchinnilla millefolium* L., *Veronica chamaedrys* L., *Plantago lanceolata* L., *Achillea millefolium* L., *Taraxacum officinale* Wigg. Бобовые травы, составляющие незначительную часть травостоя, представлены *Trifolium repens* L. Содержание ^{238}U в растительных образцах определяли методом нейтронно-активационного анализа по ^{239}U после облучения надтепловыми нейтронами в интегральном потоке $(0,3\div 1,2)\cdot 10^{15}$ нейтрон. см^{-2} с погрешностью $\pm 10\%$.

В качестве параметра перехода ^{238}U в луговые растения использовали расчетную величину — коэффициент перехода (КП).

$$\text{КП} = \frac{\text{содержание } ^{238}\text{U} \text{ в воздушно-сухой массе растений, БК кг}^{-1}}{\text{плотность нанесения } ^{238}\text{U} \text{ на дернину, кБк м}^{-2}}$$

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Переход ^{238}U в луговую растительность в большей степени определяется временем пребывания нуклида в дернине, исходной химической формой и в меньшей степени биологическими особенностями растений (табл., рис.1).

Отмечается резкое снижение перехода ^{238}U в травостой с течением времени после нанесения нуклида на дернину. Максимальное снижение перехода ^{238}U в травостой наблюдается при нанесении на дернину уранилхлорида (в 260 раз за 3 года при усреднении данных по двум укосам), максимальное — при нанесении на дернину оксида урана (1У) (в 46 раз за 3 года при усреднении данных по двум укосам).

Размеры перехода ^{238}U в луговые растения в зависимости от исходной формы элемента различаются в 4,4-7,7 раз в первый год после нанесения нуклида на дернину, в 2,1-5,4 раза во второй. На третий год опыта различия в поступлении нуклида в травостой нивелируются (рис.2). Несходство во временном изменении КП нуклида из дернины в травостой, видимо, обусловле-

Коэффициенты перехода ^{238}U в луговые растения после нанесения на дернину луга различных соединений урана, $\times 10^{-2}$ Бк.кг $^{-1}$ /кБк.м $^{-2}$

| Соединение | Ботаническая группа | 1-й год опыта | | 2-й год опыта | | 3-й год опыта | |
|----------------------|---------------------|---------------|----------|---------------|----------|---------------|----------|
| | | 1-й укос | 2-й укос | 1-й укос | 2-й укос | 1-й укос | 2-й укос |
| Уранилсульфат | злаковые | 40±4 | 200±10 | 1,9±0,2 | 2,9±0,8 | 0,8±0,3 | 1,5±0,4 |
| | бобовые | 42±2 | — | 6,5* | — | 0,9±0,1 | 1,5±0,2 |
| | разнотравье | 45±4 | 113±29 | 2,0±0,3 | 4,1±1,1 | 0,80±0,04 | 0,9±0,1 |
| Уранилхлорид | злаковые | 40±9 | 525±28 | 1,9±0,5 | — | — | — |
| | бобовые | 120±44 | — | 6,0 | — | 0,70±0,01 | 1,7±0,4 |
| | разнотравье | 104±43 | 159±42 | 2,8±0,5 | 5,7±1,1 | 0,7±0,1 | 1,7±0,4 |
| Уранат натрия | злаковые | 71±21 | 135±16 | 2,7±0,2 | 2,7±0,6 | — | — |
| | бобовые | 72±13 | — | 6,3* | — | 0,80±0,04 | 1,3±0,1 |
| | разнотравье | 29±1 | 120±36 | 4,1±0,1 | 3,2±0,8 | 0,7±0,2 | 3,2±0,6 |
| Диуранат аммония | злаковые | 260±91 | 177±13 | 4,4±0,1 | 5,7±2,4 | — | — |
| | бобовые | 184±40 | — | 4,8 | — | 0,6±0,1 | 2,9±0,6 |
| | разнотравье | 120±23 | 252±36 | 1,8±0,2 | 3,2±0,8 | 0,7±0,3 | 1,5±0,5 |
| Оксид урана (1У) | злаковые | 33±5 | 54±5 | 0,9±0,1 | 3,1±1,1 | — | — |
| | бобовые | 73±4 | — | — | — | 0,5±0,1 | 1,5±0,1 |
| | разнотравье | 52±1 | 58±21 | 1,7±0,3 | 9,5±6,2 | 0,80±0,04 | 1,0±0,3 |
| Оксид урана (1У, У1) | злаковые | 83±37 | 155±22 | 0,9±0,1 | 4,6±1,0 | — | — |
| | бобовые | 35±3 | — | 5,8* | — | 0,8±0,2 | 1,2±0,2 |
| | разнотравье | 48±27 | 112±27 | 1,2±0,1 | 2,5±0,9 | 0,7±0,2 | 1,6±0,3 |
| Оксид урана (У1) | злаковые | 203±93 | 106±10 | 0,8±0,1 | 2,0±0,2 | — | — |
| | бобовые | 197 | — | — | — | 0,8±0,2 | 1,8±0,3 |
| | разнотравье | 144±44 | 139±17 | 2,0±0,3 | 5,6±1,7 | — | — |

^{238}U определены в объединенной из растительного материала содержание ^{238}U * В связи с малым количеством растительного материала содержание ^{238}U определены в объединенной из 4-х повторностей пробе.

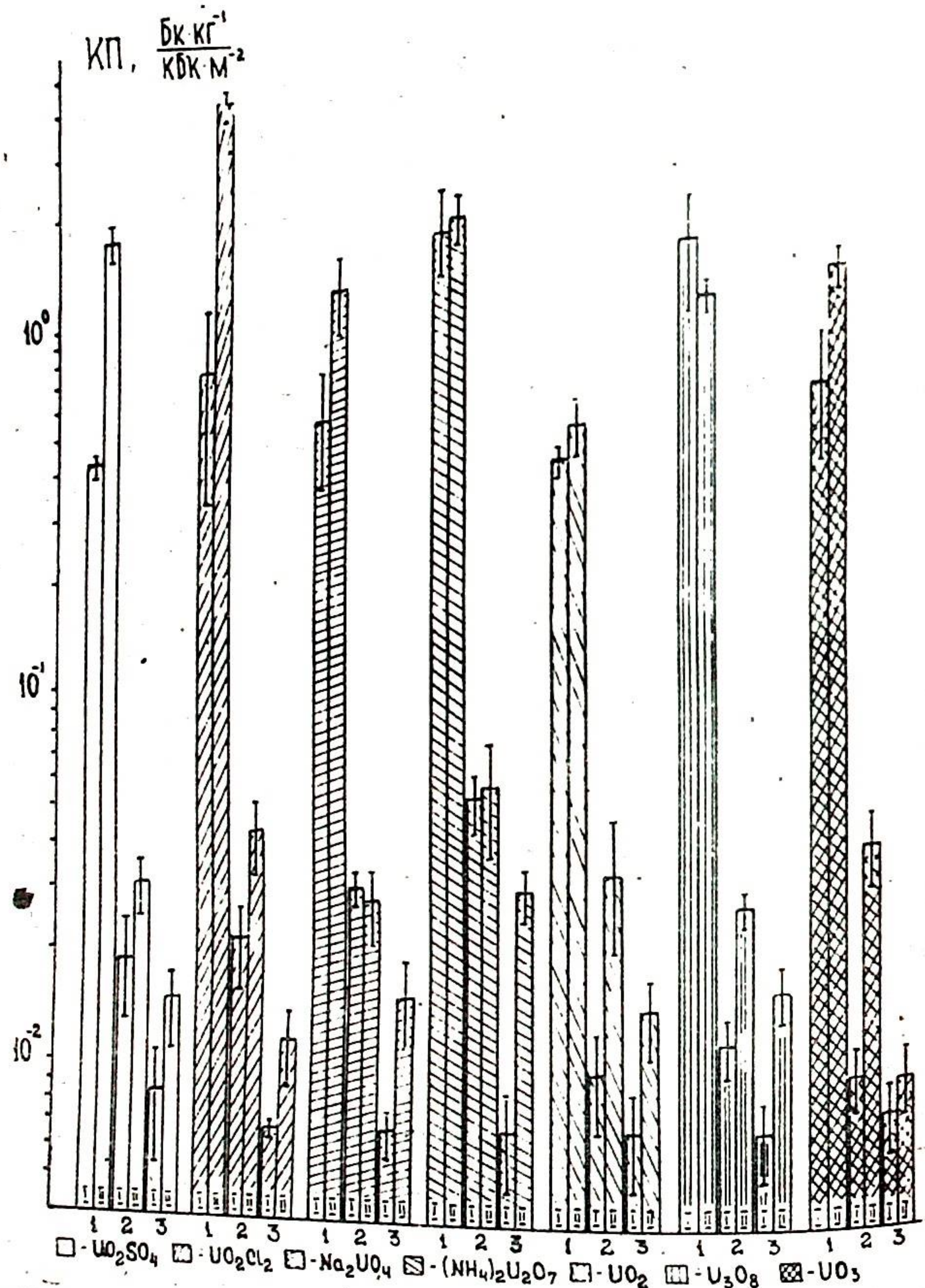


Рис.1. Динамика изменения КП ^{238}U в травостой луга после нанесения на дернину различных соединений урана: 1 — 3 — год опыта; I, II — укосы.

но различными почвенно-химическими процессами, определяющими доступность ^{238}U растениям.

В случае растворимых солей урана (уранилсульфат, уранилхлорид) такими процессами, очевидно, являются гидролиз и прочная сорбция урана органо-минеральным комплексом почвы, процессы комплексообразования

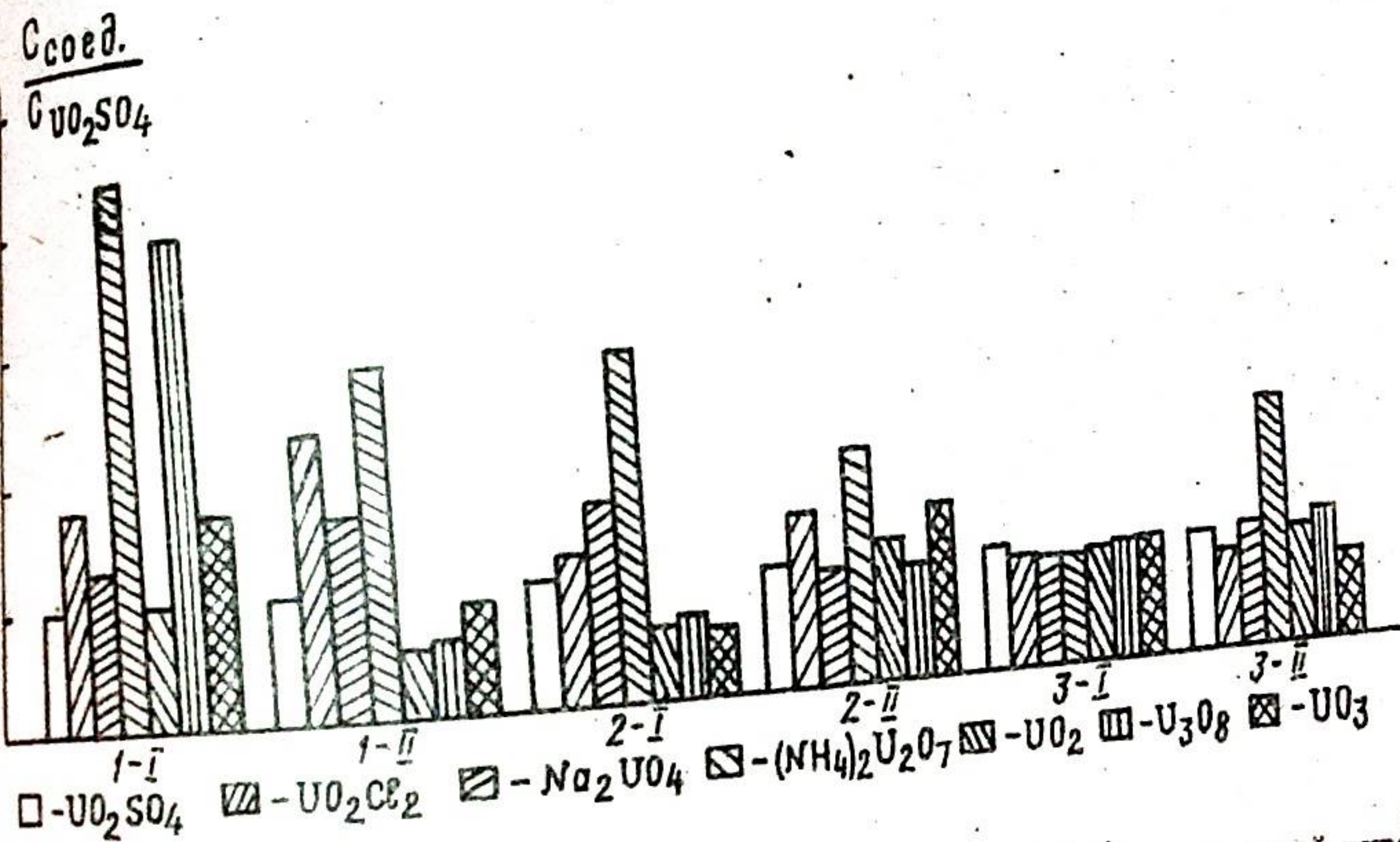


Рис.2. Динамика изменения нормированного КП $^{238}\text{U}^*$ в травостой луга после нанесения на дернину различных соединений урана: 1 — 3 — год опыта; I, II — укосы.

* Отношение КП ^{238}U в травостой после нанесения на дернину различных соединений урана к КП ^{238}U в травостой после нанесения на дернину уранилсульфата.

с продуктами корневых выделений и микробными метаболитами [6, 9, 10, 12, 14, 15]. В случае труднорастворимых соединений (уранат натрия, диурат аммония, оксиды урана) доступность урана растениям определяется растворимостью этих соединений и зависит от pH почвенного раствора, концентрации и природы органических и неорганических лигандов в почвенном растворе. Это подтверждается характером временного изменения КП ^{238}U в травостой после нанесения на дернину диурата аммония (рис.2), способного раствориться в условиях кислой реакции среды.

Представляет определенный интерес сравнение перехода ^{238}U в звено "дернина-растение" с переходом достаточно хорошо изученного радионуклида ^{90}Sr . По данным С.К.Фирсаковой с соавт. [11], полученным в аналогичных условиях, не отмечено существенного снижения КП ^{90}Sr в травостой суходольного луга на дерново-подзолистой супесчаной почве в течение двух лет после нанесения радионуклида на дернину. КП ^{90}Sr в луговые растения в $10^2 \div 10^4$ раз выше, чем ^{238}U . Рассчитанные нами по данным работ С.К.Фирсаковой с соавт. и Н.А.Корнеева с соавт. [5, 11] значения выноса ^{90}Sr из дернины также намного превышают таковые для ^{238}U и составляют единицы процентов от внесенного количества радионуклида. За 3 года после нанесения на дернину вынос ^{238}U травостоем из дернины составил от $1,9 \cdot 10^{-2}$

до $7,3 \cdot 10^{-2}\%$ от внесенного количества, причем в первый год опыта выносятся $91,6 \div 96,5\%$, во второй — $1,9 \div 7,0$, в третий год — $1,1-2,9\%$ от количества урана, вынесенного травостоем за 3 года. Доступность ^{238}U растениям по критерию выноса после нанесения на дернину различных соединений урана определяется следующим рядом: диуранат аммония $>$ уранилхлорид $>$ оксид урана (У1) $>$ оксид урана (1У, У1) $>$ уранилсульфат $>$ уранат натрия $>$ оксид урана (1У).

Следует отметить высокую потенцию луговых растений интенсивно накапливать уран. В первый год после нанесения ^{238}U на дернину концентрация нуклида в растениях составляла $0,12 \div 1,1$ кБк·кг⁻¹ сухого вещества, причем не было отмечено каких-либо признаков угнетающего действия элемента на продуктивность растений. Отмывание растений в 0,01%-ной соляной кислоте уменьшало содержание ^{238}U в растениях на 25-50%.

ВЫВОДЫ

1. Переход ^{238}U в луговые растения после нанесения на дернину различных соединений урана в большой степени зависит от времени пребывания нуклида в дернине и снижается за 3 года на два порядка величин и более.
2. Исходные химические формы урана оказывают существенное влияние на переход ^{238}U в растения в течение двух лет после нанесения на дернину. На третий год опыта различия в поступлении ^{238}U в луговые растения нивелируются.
3. Вынос ^{238}U растениями из дернины за 3 года составляет $(1,9-7,3) \cdot 10^{-2}\%$ от внесенного количества, причем основная доля внесенного урана ($91,6-96,5\%$) выносятся растениями в первый год после нанесения на дернину.
4. Доступность ^{238}U растениям определяется рядом исходных химических форм: диуранат аммония $>$ уранилхлорид $>$ оксид урана (У1) $>$ оксид урана (1У, У1) $>$ уранилсульфат $>$ уранат натрия $>$ оксид урана (1У).
5. Поступление ^{238}U в луговые растения происходит в 10^2-10^4 раз менее интенсивно, чем ^{90}Sr .

ЛИТЕРАТУРА

1. Антропова З.Г., Белова Е.И. Изучение распределения и миграции стронция-90 и цезия-137 в различных биогеоценозах. — Материалы Всесоюз. симпозиума "Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации" — Сыктывкар, 1973, с.112.
2. Войткевич Г.В., Кизильштейн Л.Я., Холодков Ю.И. Роль органического вещества в концентрации металлов в земной коре. — М.: Недра, 1983. — 156 с.
3. Друзин А.В. Некоторые данные по изучению динамики надземной и подземной частей растений на разнотравно-злаковом лугу. — Материалы

III науч. конф. молодых специалистов Дальневосточ. фил. Сиб. отд. АН СССР, вып. 2. Владивосток, 1963, с.37-41.

4. Корнеев И.А., Малышева М.Р. Значение базальной части многолетних злаковых трав в поглощении стронция-90. — Материалы Всесоюз. симпозиума "Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации." — Сыктывкар, 1973, с.129.

5. Прогнозирование поступления ^{90}Sr в луговые травы из дернины. / И.А. Корнеев, С.К. Фирсакова, Е.В. Юдинаева, Л.И. Пантелеев, Н.В. Гребенщикова. — Агробиология, 1983, № 3, с.103-107.

6. Овченков В.Я., Титаева Н.А., Павлоцкая Ф.И. Экспериментальное изучение поглощения радия и урана почвами. — Вопросы радиэкологии наземных биогеоценозов. — Сыктывкар, 1974, с.24-31.

7. Работнов Т.А. Луговедение. — М.: Изд-во МГУ, 1974. — 384 с.

8. Розанов Б.Г. Генетическая морфология почв. — М.: Изд-во МГУ, 1975. — 283 с.

9. Титаева Н.А. Метод изотопных неравновесий при изучении тяжелых естественных радионуклидов в почвах. — Информ. бюл. "Радиобиология", 1983, вып. 28, с.30-33.

10. Трансурановые элементы в окружающей среде. / Под ред. У.С. Хэнсона. Пер. с англ. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 344 с.

11. Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В. Поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в растительность лугов из дернины. — Докл. ВАСХНИЛ, 1980, № 9, с.19-22.

12. Langmuir D. Uranium solution — mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits. — Geochim. et Cosmochim. Acta, 1978, v. 42, p. 547-569.

13. Rancou D. Compartiment dans les Milieux Souterrains de L'Uranium et du Thorium Rejetes par l'Industrie Nucleaire. — Environmental Behav. Radionucl. Released Nucl. Ind. Vienna, 1973, p.333-346.

14. Russell R.S., In: Radioisotopes in the Biosphere. Ed. R.S. Caldcott and L.S. Sneder Minneapolis, University of Minnesota, 1960.

15. Sheppard M.I. The environmental Behavior of Uranium and Thorium. — AECL-6795, Pinawa, Manitoba, ROE1LO, 1980. — 45 p.

16. Squire H.M. Behaviour of ^{137}Cs in soils and pastures in a long-term experiment. — Radiat. Botany, 1966, v.6, N 5, p. 413-425.

^{232}Th в ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИХ ФРАКЦИЯХ ПОЧВ СРЕДНЕГО ТИМАНА

И.И.Шуктомова, Г.А.Симонов

Сведения относительно форм нахождения в почвах тяжелого естественного радионуклида тория весьма ограничены. Вместе с тем потребность в нем в последнее время растет в связи с интенсификацией применения тория в народном хозяйстве и вытекающей отсюда проблемой радиоактивного загрязнения достаточно больших территорий отходами горнодобывающей и перерабатывающей промышленности. По данным Рубцова [4], основная доля тория связана с цеолитной частью почвы. При этом механизм включения ^{232}Th в тонкодисперсные гранулометрические фракции, равно как и их минералогический состав, автором не рассматривались.

Задачей настоящей работы было выявление минеральных форм нахождения ^{232}Th в наиболее активных в геохимическом отношении тонкодисперсных фракциях почв с целью оценки потенциальных миграционных возможностей этого радионуклида в процессах выветривания и почвообразования.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исследованы глееподзолистые пропитанно-гумусовые, глееподзолистые иллювиально-гумусовые и аллювиальные почвы Среднего Тимана, развитые на почвообразующих породах с повышенным содержанием тория. Детальное описание района исследований проведено ранее в работах [7, 8].

Выделение гранулометрических фракций (<0,001, 0,001 - 0,005, 0,005 - 0,01, 0,01 - 0,25, 0,25 - 1 мм) осуществляли методом деконтации [1]. Торий определяли фотоколориметрически в виде комплекса с арсеназо Ш с предварительным отделением мешающих элементов на КУ-2 [2, 5]. Минералогический состав определяли методом рентгенодифрактометрического и термического анализов. Расчет основных групп слоистых силикатов сделан по методике [3].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные данные (рис.1) свидетельствуют более о наличии частных закономерностей распределения концентраций ^{232}Th по отдельным гранулометрическим фракциям для каждого исследованного разреза, нежели для

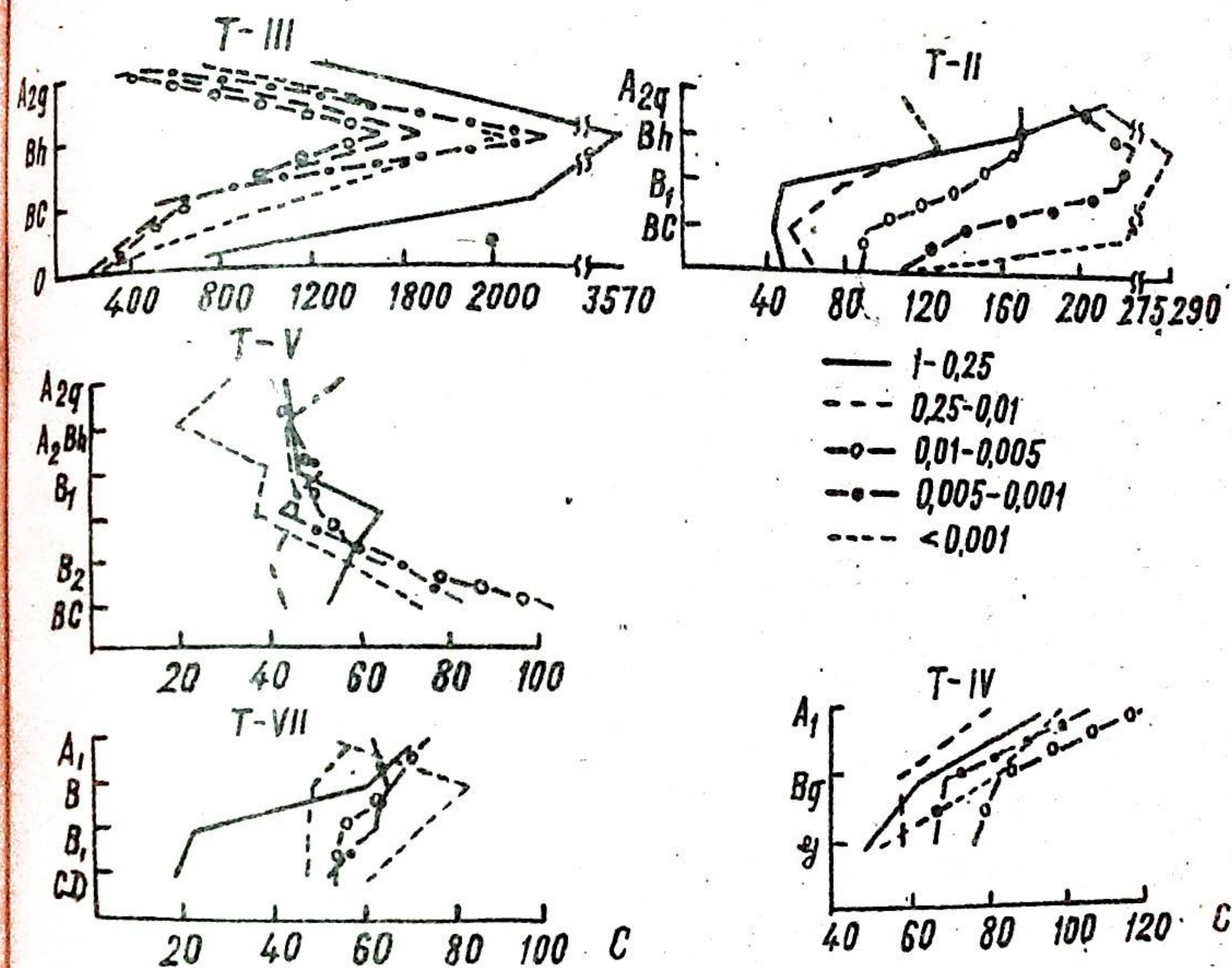


Рис.1. Профильное распределение ^{232}Th в гранулометрических фракциях разных подтипов почв Среднего Тимана (С — содержание ^{232}Th в мБк/г прокаленной навески).

всей выборки почв в целом. Так, в одном из разрезов глееподзолистых иллювиально-гумусовых почв (Т-III) ^{232}Th в основном сосредоточен во фракции 1-0,25 мм, в то время как в другом разрезе (Т-II) наибольшая его концентрация связана с илистой фракцией. В профильном изменении концентрации тория в этом подтипе почв наблюдается определенная дифференциация по генетическим горизонтам, заключающаяся в аккумулятивном характере распределения радионуклида.

В глееподзолистой пропитанно-гумусовой почве не выявлены какие-либо четко выраженные закономерности в дифференциации содержания радионуклида в гранулометрических фракциях в зависимости от их размера. В профильном же распределении отмечается увеличение концентрации тория с глубиной.

Для аллювиальных почв наблюдается обеднение ^{232}Th фракции физического песка. Что же касается профильного изменения концентрации рассматриваемого радионуклида в отдельных фракциях, то в целом прослеживается аккумулятивный характер его распределения.

Рассмотрение распределения активности тория в почвенной массе, с учетом доли каждой исследованной фракции, позволило выявить следующие закономерности. В общем балансе тория на долю физического песка (<0,01 мм) приходится в среднем около 70% от его запасов (рис.2), что подтверждает данные исследований Рубцова, проведенных ранее [4]. Основная часть радионуклида входит в состав фракции 0,25-0,01 мм, что обусловлено не повышенной радиоактивностью частиц данного размера, а главным образом значительным их содержанием в твердой фазе почвы. Как правило, далее, по мере уменьшения вклада в общую активность тория, фракции располагаются в следующем порядке: ил, тонкая пыль, средняя пыль. По-видимому, главным фактором, ответственным за профильное распределение радионуклида, следует считать изменение гранулометрического состава. В самом деле, в глееподзолистых почвах вклад массы илистой фракции в общее содержание ^{232}Th возрастает с увеличением глубины профиля, и в этом же направлении увеличивается содержание частиц данного размера.

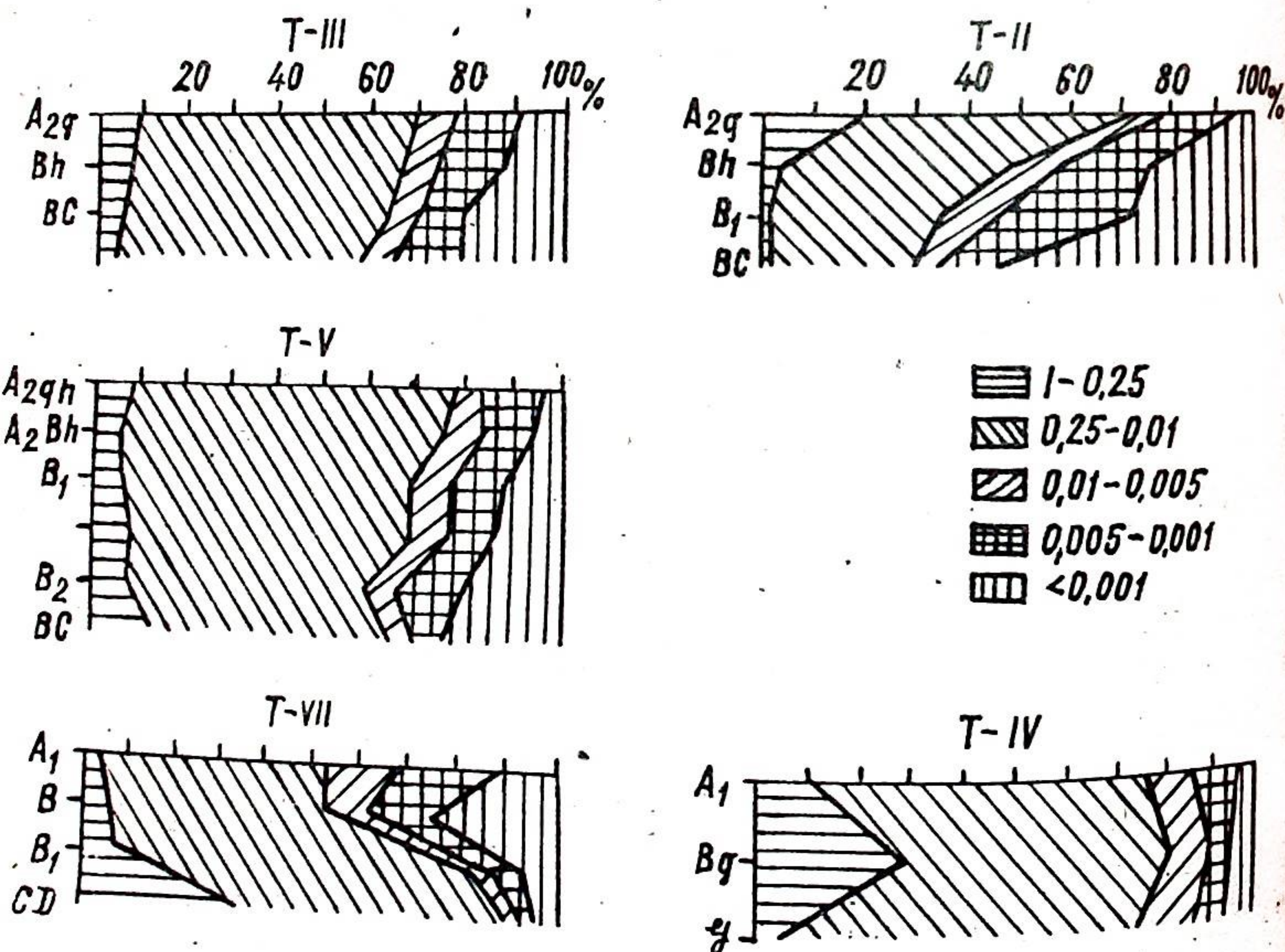


Рис.2. Вклад гранулометрических фракций в общее содержание ^{232}Th глееподзолистых пропитанно-гумусовых (разрезы Т-III, Т-II), глееподзолистых иллювиально-гумусовых (разрез Т-V), иллювиально-дерновых (разрез Т-VII) и иллювиально-дерновоглеевых (разрез Т-IV) почвах.

Аналогичная закономерность, хотя и менее выраженная, наблюдается для частиц 0,01-0,25 мм. В остальных изученных фракциях содержание радионуклида незначительно, и нет достаточно четко выраженной его дифференциации по генетическим горизонтам. В иллювиальных почвах характер распределения тория обусловлен, видимо, не столько собственно почвенными процессами, сколько седиментационной цикличностью осадконакопления.

Выяснение форм нахождения ^{232}Th в составе тонкодисперсных фракций исследуемых почв затрудняется тем, что для этого радионуклида характерно существование большого числа потенциально возможных состояний. Гипотетически, кроме подвижного ^{232}Th , данный элемент в них может быть представлен в виде: 1) торийсодержащих минералов-акцессоров, существующих в отдельной фазе в составе тонкодисперсной фракции; 2) находящегося в тонкодисперсных торийсодержащих минералах, которые, в свою очередь, являются включениями в кристаллитах слоистых силикатов; 3) компонента кристаллической решетки слоистых силикатов, т.е. изоморфной примеси. Относительный вклад последних трех форм в общее количество подвижного в геохимическом плане тория, способного мигрировать в ионном состоянии или в виде комплексных соединений, в том числе органико-минеральных, различен.

Общей чертой 2 и 3 форм является доступность радионуклида внешним воздействиям только после его высвобождения из кристаллических решеток соответствующих слоистых силикатов. Различие же состоит в том, что изоморфно замещенный ^{232}Th переходит в раствор в виде ионов, в то время как в случае механических включений "вскрывается" только сам торийсодержащий минерал (или часть его), пополняя таким образом долю радионуклида, находящегося в форме 1.

Различные формы нахождения ^{232}Th в почвах во многом определяются условиями образования торийсодержащих минералов и различного рода их изменениями в процессе выветривания и почвообразования. Для изучаемого района механизм вхождения радионуклида в тонкодисперсные фракции, в частности, в состав слоистых силикатов, представляется в следующем виде.

Поступление ^{232}Th с щелочными растворами привело, с одной стороны, к формированию в процессе метасоматоза специфических ториевых минералов, а с другой — к вхождению его в качестве изоморфных примесей в состав некоторых акцессориев. В метасоматитах изучаемого участка выявлены минералы, которые являются или могут являться концентраторами ^{232}Th : несколько разновидностей торита, монацит, ильменорутит, рутил, циркон, колумбит [6]. Эти торийсодержащие компоненты могут входить и в виде механических примесей (включений) в породообразующие минералы, например, кварц, полевые шпаты и т.п.

Слоистые силикаты — более поздние образования, продукт формирования на метасоматитах коры выветривания. Следовательно, ^{232}Th , входящий в кристаллиты глинистых минералов, по своей природе "вторичен", т.е.

унаследован от исходной породы. Такого рода наследование могло осуществляться как путем изоморфного замещения в решетке слоистых силикатов, так и в результате механической примеси в них тонкодисперсных торийсодержащих минералов. Понятно, что в первом случае источник ^{232}Th — радионуклид в ионной форме, являющийся продуктом разрушения соответствующих компонентов. В процессе выветривания метасоматитов происходило также объемное замещение кристаллов первичных минералов, в частности, полевых шпатов слоистыми силикатами с внедрением в кристаллиты последних примесей торийсодержащих компонентов, находившихся первоначально в замещенном минерале. Оба эти процесса могли, безусловно, сосуществовать при образовании одного кристалла.

С целью выявления основных форм нахождения ^{232}Th в тонкодисперсных фракциях использовали метод корреляционного анализа. В качестве рабочей гипотезы было принято положение о двойственности форм нахождения радионуклида в составе рассматриваемых фракций в виде торийсодержащих минералов (существующих как в отдельных зернах, так и в виде механической примеси в решетке других минералов) и изоморфных примесей. При этом априори предполагали, что если изоморфизм ^{232}Th имеет место в определенном минерале, то его пространственное распределение в решетке однородно. И хотя, видимо, это не совсем так в пределах одного кристаллита, данное положение все же выполняется в статистическом смысле в пределах множества кристаллитов определенного вида, т.е. для выборки, какой и является гранулометрическая фракция.

Качественный состав слоистых силикатов в целом сравнительно однороден. Среди индивидуальных минералов во фракциях $< 0,001$, $0,001-0,005$ и $0,005-0,01$ мм диагностирован иллит, каолинит, хлорит; присутствие монтмориллонита в отдельной фазе проблематично; смешанослойные минералы представлены иллит-монтмориллонитом и хлорит-вермикулитом различной степени упорядоченности. Заметной профильной дифференциации подвержен только хлорит и в основном в илистой фракции — в верхних горизонтах он или совсем отсутствует или же замещается на смешанослойный хлорит-вермикулитовый минерал. С увеличением размера частиц состав фракций стабилизируется. Среди других минералов диагностируются кварц и полевые шпаты.

Количественный состав слоистых силикатов варьирует в зависимости от размера частиц. С увеличением эквивалентного сферического диаметра последних возрастает доля иллита и уменьшается содержание монтмориллонитового компонента в составе смешанослойных образований. Содержание группы каолинит + хлорит также в целом уменьшается в этом направлении. Вклад кварца возрастает с увеличением размера частиц — от следов в иле до 70-95% во фракции $0,25-1$ мм.

Парный корреляционный анализ связи между содержанием ^{232}Th и слоистыми силикатами (иллит, монтмориллонит, каолинит + хлорит) в

Значимые корреляционные связи ^{232}Th с содержанием слоистых силикатов

| Разрезы, тип почв | Фракции | | | Сумма всех фракций |
|-----------------------|---------------------|-------------------------------|---|---|
| | $< 0,001$ мм | $0,001-0,005$ мм | $0,005-0,01$ мм | |
| Т-II | | Th-монтмориллонит R = 0,92 | Th-иллит R = -0,93 | Th-иллит R = -0,77 Th-монтмориллонит R=0,69 Th-каолинит + хлорит R= 0,72 |
| Т-III | Th-иллит R=-0,99 | | | |
| Т-У | | | | Th-иллит R=0,52 |
| Т-1У | | | Th-монтмориллонит R= -0,99 | |
| Т-УII | | | | Th-каолинит + хлорит R= 0,58 |
| Глееподзолистые почвы | | | Th-иллит R= 0,70 Th-монтмориллонит R= 0,56 | |
| Аллювиальные почвы | | | | |
| Выборка всех разрезов | | | Th-монтмориллонит R= 0,47 | |

указанных гранулометрических фракциях проводили в следующих выборках: 1) для одной фракции одного разреза; 2) одной фракции группы разрезов (глееподзолистые почвы, аллювиальные почвы); 3) одной фракции всех почв; 4) трех фракций одного разреза; 5) трех фракций группы разрезов; 6) трех фракций всех разрезов. При этом выяснилось, что корреляционные связи высокого уровня (две последние выборки) отсутствуют. Другие иногда имеют место, но носят неустойчивый характер, меняясь даже по знаку (см.табл.).

Реально оценивая сложность поставленной задачи по выявлению преимущественной формы нахождения ^{232}Th в составе тонкодисперсных фракций, содержащих значительную концентрацию слоистых силикатов, все же по имеющимся материалам можно высказать определенные соображения по этому поводу. Прежде всего, обращает на себя внимание отсутствие воспроизводимости корреляционных связей для всех фракций одного разреза. Например, если выявлена достоверная корреляция между ^{232}Th и иллитом во фракции средней пыли разреза Т-11, то, казалось бы, она должна прослеживаться и в более тонких фракциях. На самом деле, как видно из таблицы, такого не наблюдается. Следует отметить, что аналогичная картина неустойчивости характера корреляционных связей отмечается и для кварца как основного компонента крупных частиц, несмотря на то, что поиск связей ^{232}Th — кварц проводился для всех исследуемых фракций в различных комбинациях. Поскольку нахождение радионуклида в составе крупных фракций обусловлено включением его в акцессорные минералы, то, видимо, логично сделать вывод, что эта же форма превалирует и для более тонкодисперсных частиц.

Итак, нахождение ^{232}Th в виде, главным образом, обломков торийсодержащих минералов в составе тонкодисперсных фракций позволяет сделать вывод о существенном сходстве геохимического поведения радионуклида применительно к различным по размеру частицам исследуемых почв. Идентичность вида минерала в различных фракциях обуславливает одинаковый характер перехода радионуклида в жидкую фазу.

ЛИТЕРАТУРА

1. Горбунов Н.И. Методика подготовки почв к минералогическим анализам. — В кн.: Методы минералогического и микроморфологического изучения почв. М.: Наука, 1972, с.5-15.
2. Жуков В.И. Фотометрическое определение тория в почве. — Почвоведение, 1971, № 2, с.156-158.
3. Изменения глинистых минералов при образовании южного и слитого черноземов, лиманной солоди и солонча (1 терраса р.Западный Мангы). /Э.А.Корнблюм, Т.Г.Дементьева, Н.Г.Зырин, А.Г.Бирнина. — Почвоведение, 1972, № 1, с.67-85.
4. Рубцов Д.М. Гумус и естественные радиоактивные элементы в горных почвах Коми АССР. — Л.: Наука, 1974. — 74 с.
5. Саввин С.Б. Применение арсеназо Ш для фотометрического определения тория, урана, циркония и редкоземельных элементов. — Заводская лаборатория, 1963, № 2, с.131-139.
6. Степаненко В.И. Особенности геологического строения и состава карбонатного комплекса Среднего Тимана. — В кн.: Магматические формации Северо-Востока европейской части СССР. Сыктывкар, 1979, с.52-61.
7. Титаева Н.А., Таскаев А.И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. — Л.: Наука, 1983. — 232 с.
8. Шуктомова И.И. Изотопы урана и тория в почвах средней тайги района повышенной естественной радиоактивности. — В кн.: Радиация как экологический фактор при антропогенном загрязнении. Сыктывкар, 1984, с.28-36.

НАКОПЛЕНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ УРАНА И ТОРИЯ ПОЧВЕННЫМИ ЖИВОТНЫМИ

Т.М.Семьяшкина

Радионуклиды в той или иной концентрации присутствуют во всех организмах биосферы. По данным А.П.Виноградова [1], на долю урана в среднем элементарном составе организмов приходится 10^{-6} , радия — $10^{-12}\%$. Многие организмы способны избирательно накапливать радионуклиды.

Для оценки накопительной способности организмов и биогенной миграции радионуклидов существует коэффициент накопления (КН), выражающий отношение содержания радионуклида в организме к его содержанию в среде.

По характеру накопления отдельных химических элементов, в том числе и радионуклидов, наземные животные могут быть подразделены на три зоогеохимические группы [2]: 1) накопители — содержат изучаемый элемент в большей концентрации, чем в пищевом субстрате (КН более единицы); 2) рассеиватели — содержат элемент в одинаковой с пищевым субстратом концентрации (КН около единицы), благодаря миграции или роющей деятельности способствуют интенсификации биогенного круговорота, рассеиванию элемента в пространстве; 3) очистители — содержат элемент в значительно меньшей концентрации, чем пищевой субстрат (КН значительно меньше единицы), способствуют "очищению" пищевой цепи от исследуемого элемента.

В настоящей работе делается попытка определить принадлежность отдельных представителей почвенной фауны к той или иной зоогеохимической группе по их способности накапливать из окружающей среды уран и торий.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Определение КН урана и тория проводили для почвенных животных, обитающих на фоновых участках (горная тундра, средняя тайга, лесостепь, пустыня, субтропические широколиственные леса) и на участках с повышенным содержанием этих элементов в почве (горная тундра и средняя тайга).

Собранных животных после их определения фиксировали, высушивали при температуре 105°C в течение 6 ч., озоляли при температуре 400°C [4] и пробы золы анализировали на содержание радионуклидов. Дождевых червей предварительно освобождали от содержимого кишечника, выдерживая их живыми 2-3 суток на мокрой фильтровальной бумаге в чашках Петри. Из мест сбора почвенных животных отбирали на радиохимический анализ пробы почвы и подстилки.

**НАКОПЛЕНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ
ПОЧВЕННЫМИ ЖИВОТНЫМИ
В УСЛОВИЯХ ФОНОВЫХ ЛАНДШАФТОВ**

Данные по содержанию урана и тория в некоторых компонентах различных фоновых экосистем представлены в табл.1.

Горная тундра. Исследования, проведенные в данных условиях, показали, что по характеру накопления урана дождевые черви в этой зоне могут быть отнесены к рассеивателям, поскольку содержат в своих телах исследуемый элемент в одинаковой с пищевым субстратом концентрации (КН около единицы). Благодаря миграции или роющей деятельности, эти животные способствуют интенсификации биогенного круговорота, рассеиванию исследуемого элемента в пространстве. По характеру накопления тория дождевые черви относятся к очистителям (КН в данном случае значительно меньше единицы).

Средняя тайга. По всем исследованным группам животных, обитающих в условиях средней тайги, отношение содержания радионуклидов в телах беспозвоночных к их содержанию в пищевом субстрате было меньше единицы.

Лесостепь. В данной зоне дождевые черви *Octalasion lacteum* Oerley и *Lumbricus terrestris* L. концентрируют уран (КН больше единицы) и не концентрируют торий (КН меньше единицы или единица). Остальные исследованные группы животных естественные радиоактивные элементы уран и торий не накапливают (КН значительно меньше единицы).

Пустыня. В условиях аридного ландшафта вследствие дефицита влаги многие животные (насекомые, пауки и др.) откладывают соли в своих покровах, обычно выводимые с экскрементами. Поскольку зольность растительности, поступающей с пищей животным, здесь значительно выше, чем в гумидных ландшафтах, можно было ожидать, что беспозвоночные этой зоны накапливают повышенные количества естественных радионуклидов. Однако, как выяснилось, для всех исследованных групп животных отношение содержания радионуклида в телах беспозвоночных к содержанию этого элемента в пищевом субстрате было значительно меньше единицы.

Субтропические широколиственные леса. Наблюдения за кивсяками субтропических широколиственных лесов показали, что у этих животных естественные радиоактивные элементы уран и торий не концентрируются (КН значительно меньше единицы).

Таким образом, в ходе многолетнего изучения накопления урана и тория отдельными представителями почвенной фауны, обитающей в различных природных зонах, на участках с фоновым содержанием естественных радионуклидов установлено, что большая часть исследованных здесь животных не относится к накопителям урана и тория (КН меньше единицы) [3]. Среди всех исследованных групп почвенных животных только два вида дождевых червей — *Octalasion lacteum* Oerley и *Lumbricus terrestris* L. — имеют

Таблица 1
Среднее содержание урана и тория
в некоторых компонентах различных фоновых экосистем,
10⁻⁶ г/г сухого веса

| Участки исследований | Объект исследований | Уран | КН | Торий | КН |
|---|--|------|------|-------|------|
| Горная тундра | Почва (0-5 см) | 1,56 | | 50,0 | |
| | Подстилка | 1,05 | | 150,0 | |
| | Дождевые черви | | | | |
| | <i>Eisenia nordenskioldi</i> | | | | |
| Средняя тайга | <i>Eisen</i> | 1,03 | 0,98 | 68,2 | 0,48 |
| | Почва (0-30 см) | 1,00 | | 8,0 | |
| | Подстилка | 0,84 | | 21,0 | |
| | Дождевые черви | | | | |
| | <i>Eisenia nordenskioldi</i> | | | | |
| | <i>Eisen</i> | 0,16 | 0,19 | 2,00 | 0,10 |
| Лесостепь | Личинки двукрылых | 0,13 | 0,15 | 1,47 | 0,10 |
| | Муравьи | 0,07 | 0,10 | 1,20 | 0,10 |
| | Почва (0-30 см) | 1,18 | | 16,5 | |
| | Опад степной | 0,56 | | 8,40 | |
| | Дождевые черви: | | | | |
| | <i>Lumbricus terrestris</i> L. | 1,28 | 2,3 | 3,0 | 0,9 |
| Пустыня | <i>Octalasion lacteum</i> | 0,84 | 1,5 | 3,5 | 1,0 |
| | Оерлей | | | | |
| | Раковинные моллюски | | | | |
| | <i>Argionidae</i> | 0,20 | 0,4 | 2,40 | 0,7 |
| | Слизни <i>Helicoidae</i> | 0,07 | 0,12 | 1,10 | 0,5 |
| | Почва (0-30 см) | 0,86 | | 11,00 | |
| Субтропические широколиственные леса | Осока <i>Carex physodes</i> Bieb. | 0,96 | | 4,50 | |
| | Костер <i>Bromus tectorum</i> (L) Nevski | 0,82 | | 4,20 | |
| | Жуки <i>Aphodiinae</i> | 0,76 | 0,92 | 3,22 | 0,80 |
| | Мокрицы <i>Protracheoniscus orientalis</i> | 0,64 | 0,80 | 4,04 | 0,96 |
| | Листовой опад железного дерева | 0,15 | | 1,80 | |
| | Листовой опад дуба каштанолистного | 0,92 | | 2,85 | |
| Кивсяки <i>Amblyulus continentalis</i> (Attems) | 0,07 | 0,50 | 0,59 | 0,32 | |

коэффициенты накопления урана, превышающие единицу, что говорит об их способности накапливать уран.

НАКОПЛЕНИЕ УРАНА И ТОРИЯ ПОЧВЕННЫМИ БЕСПОЗВОНОЧНЫМИ НА УЧАСТКАХ С ПОВЫШЕННЫМ СОДЕРЖАНИЕМ В ПОЧВАХ РАДИОНУКЛИДОВ

Данные по содержанию естественных радионуклидов в некоторых компонентах экосистем на участках с повышенным содержанием в почвах радионуклидов представлены в табл.2.

Таблица 2

Среднее содержание урана и тория
в некоторых компонентах экосистем на участках
с повышенным содержанием в почвах радионуклидов,
 10^{-6} г/г сухого веса

| Участки исследований | Объект исследований | Уран | КН | Торий | КН |
|--|--|--------------|--------|--------------|--------|
| Горная тундра $1,8 \div 28,8$ пКл/кг.с. | Почва | 2,51 | — | 400,0 | — |
| | Подстилка | 1,90 | — | 260,0 | — |
| | Дождевые черви | | | | |
| | <i>Eisenia nordenskiöldi</i> <i>Eisen</i> | 1,88 | 0,91 | 48,0 | 0,18 |
| Средняя тайга а) ториевый участок $2,16 \div 28,8$ пКл/кг.с. | Почва | 2,30 | — | 35,0 | — |
| | Подстилка | 2,01 | — | 530,0 | — |
| | Дождевые черви | | | | |
| | <i>Eisenia nordenskiöldi</i> <i>Eisen</i> | 0,51 | 0,25 | 83,0 | 0,15 |
| | Муравьи | 0,10 | 0,05 | 1,68 | 0,003 |
| б) урано-радиевый участок $0,9 \div 287$ пКл/кг.с | Почва | 2,02 | — | — | — |
| | Подстилка | — | — | — | — |
| | Дождевые черви | | | | |
| | <i>Eisenia nordenskiöldi</i> <i>Eisen</i> | 0,50 | — | — | — |
| | Жуки | 0,57 | — | 1,00 | — |
| | Личинки Муравьи | 2,32 2,36 | — — | 4,90 3,01 | — — |

Горная тундра. Результаты исследований, проведенных на ториевом участке горной тундры, свидетельствуют о том, что дождевые черви не накапливают радионуклиды (КН для тория значительно меньше единицы, для урана — около единицы).

Средняя тайга. На участках с повышенным содержанием в почвах тория в условиях средней тайги исследованные группы животных содержали естественные радионуклиды в меньшем количестве, чем их содержание в пищевом субстрате (КН — значительно меньше единицы).

Таким образом, исследования, проведенные с беспозвоночными обитателями участков с повышенным содержанием в почвах естественных радионуклидов, показали: изученные группы животных естественные радиоактивные элементы уран и торий не накапливают (КН — всюду меньше единицы). Интересно отметить, что накопление естественных радионуклидов позвоночными животными, согласно литературным данным, регистрируется у многих млекопитающих и птиц. Исследования, проведенные с почвенными животными в условиях фоновых ландшафтов и на участках с повышенным содержанием радионуклидов в почвах, показали, что здесь далеко не все виды являются концентраторами естественных радиоактивных элементов урана и тория. Из исследованных нами групп почвенных беспозвоночных только дождевые черви *Ostalium lacteum* Oerley и *Lumbricus terrestris* L. концентрируют уран, остальные исследованные группы животных уран и торий не концентрируют. Значение животных в круговороте радионуклидов обуславливается не повышенным содержанием этих элементов в телах беспозвоночных, а массой элемента, проходящей через желудочно-кишечный тракт этих животных с пищей в течение сезона. Все это говорит о том, что биологические и экологические особенности многих видов беспозвоночных позволяют причислить их скорее к группе рассеивателей, чем к группе концентраторов естественных радионуклидов урана и тория.

ЛИТЕРАТУРА

1. Виноградов А.П. Химический элементарный состав организмов и периодическая таблица Д.И.Менделеева.— Тр. Биогеохим. лаб. АН СССР. 1935, вып.3, с.5-30.
2. Кривошук Д.А., Покаржевский А.Д., Михальцова З.А. Роль насекомых и почвенных беспозвоночных в биогенной миграции зольных элементов и ее особенности в Подмоскowie.— В кн.: Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмоскowie. М.: Наука, 1982, с.82-92.
3. Накопление естественных радионуклидов дождевыми червями, моллюсками и кивсяками./А.И.Таскаев, Т.М.Семьяшкина, В.А.Турчанинова, И.И.Туктомова, З.А.Михальцова.— В кн.: Тез.докл. 1У Всесоюз. совещания "Вид продуктивность его в ареале". Свердловск, 1984, ч.4, с.38.
4. Стриганова Б.Р. Методы оценки деятельности беспозвоночных — профагов в почве.— В кн.: Методы почвенно-зоологических исследований. М.: Наука, 1975, с.108-127.

1У. МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

ИЗМЕНЕНИЕ ВЕСА ПРЕПАРИРОВАННЫХ ОРГАНОВ
СИБИРСКОЙ КРАСНОЙ ПОЛЕВКИ
В ЗАВИСИМОСТИ ОТ СПОСОБА ХРАНЕНИЯ

А.И.Кичигин, В.А. Витязев

В настоящее время при проведении популяционно-экологических исследований широко используют метод морфофизиологических индикаторов, который включает в себя определение относительного веса различных органов и тканей животных [1,2]. Эта, казалось бы, простая задача приобретает определенную сложность в полевых условиях, когда идет массовая обработка секционного материала. При большом количестве материала взвешивание органов может проходить спустя некоторое время после препарирования. В таких случаях резко возрастает доля ошибки в проводимых исследованиях. Поэтому мы поставили задачу подобрать условия хранения органов, при которых происходило бы минимальное изменение их веса за время между извлечением органа и его взвешиванием, а также оценить величину ошибки, которая получается при различных условиях хранения препарирования органов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

В данной работе в качестве материала использовались следующие органы сибирской красной полевки (*Clethrionomys rutilus* Pall.): надпочечники, почки, сердце, легкие, селезенка, печень. Выбор этих органов обусловлен важностью показателей их относительного веса в экологических исследованиях популяции [2]. Органы взвешивались на торсионных весах типа WT (Польша) с точностью до 1 мг. После забоя органы извлекали и немедленно взвешивали. Затем органы хранили в разных средах при комнатной температуре. Через каждый час фиксировали изменение их веса. Для хранения использовали следующие среды: водопроводная вода, физиологический раствор (0,85% р-р NaCl), влажная камера (закрытая чашка Петри со смоченным в воде тампоном). Часть органов хранили в открытом виде. С органов, хранившихся в воде и в физиологическом растворе, перед каждым измерением удаляли избыток жидкости. Выбор условий хранения определяли теми ограниченными возможностями, с которыми обычно сталкивается полевой исследователь.

Динамика веса препарированных органов красной полевки
в зависимости от способа их хранения, %

| Способ хранения | 1 час | 2 часа | 3 часа | 4 часа |
|----------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | $\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$ n | $\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$ n | $\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$ n | $\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$ n |
| Надпочечники | | | | |
| В воде | 126,7±14,99 7 | 150,1±25,09 6 | 130,1±22,15 6 | 128,0±16,86 6 |
| В физиологическом растворе | 101,7±6,03 7 | 92,8±2,74 6 | 91,2±2,11 6 | 90,8±5,95 6 |
| Во влажной камере | 104,7±3,94 9 | 105,7±7,82 9 | 87,3±6,12 8 | 81,3±5,29 6 |
| В открытом виде | 74,8±5,47 10 | 61,7±4,49 10 | 48,5±1,25 8 | 40,8±3,14 5 |
| Почки | | | | |
| В воде | 127,2±4,67 7 | 150,1±7,28 7 | 158,8±13,69 6 | 174,3±11,97 6 |
| В физиологическом растворе | 105,6±1,55 6 | 106,6±2,35 6 | 111,4±2,79 5 | 116,8±3,15 6 |
| Во влажной камере | 102,2±0,75 9 | 98,9±0,48 8 | 97,3±0,55 9 | 95,2±0,54 6 |
| В открытом виде | 93,0±0,93 10 | 85,6±1,21 10 | 77,1±0,91 8 | 68,9±1,05 5 |
| Сердце | | | | |
| В воде | 105,1±1,15 7 | 109,5±1,96 7 | 110,2±2,84 6 | 114,4±5,39 6 |
| В физиологическом растворе | 97,8±1,94 6 | 97,3±5,25 6 | 96,9±6,98 6 | 96,9±3,46 6 |
| Во влажной камере | 96,8±0,79 9 | 93,6±1,60 8 | 91,0±1,56 8 | 87,8±2,08 6 |
| В открытом виде | 92,5±1,73 10 | 84,1±2,02 10 | 80,0±1,43 8 | 72,7±1,53 5 |
| Легкие | | | | |
| В воде | 116,9±3,72 6 | 125,9±5,48 7 | 124,4±4,97 6 | 130,3±8,48 6 |
| В физиологическом р-ре | 105,6±0,92 7 | 106,6±1,39 6 | 108,4±2,28 6 | 107,5±1,93 6 |
| Во влажной камере | 95,4±1,35 9 | 92,2±1,25 8 | 89,3±1,30 9 | 87,1±0,45 6 |
| В открытом виде | 90,0±1,47 10 | 88,0±7,49 10 | 74,1±2,06 8 | 66,7±3,21 5 |

Окончание таблицы

| Способ хранения | 1 час | 2 часа | 3 часа | 4 часа |
|------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | $\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$ n | $\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$ n | $\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$ n | $\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$ n |
| Селезенка | | | | |
| В воде | 123,1±6,70 7 | 137,3±10,00 7 | 135,1±10,48 6 | 133,2±8,59 6 |
| В физиологическом р-ре | 103,1±1,20 6 | 104,3±1,44 6 | 104,7±2,35 6 | 105,7±3,28 6 |
| Во влажной камере | 96,9±1,22 8 | 96,6±1,23 8 | 93,8±1,46 9 | 91,5±2,33 5 |
| В открытом виде | 82,9±2,67 10 | 67,0±3,10 10 | 52,2±2,31 8 | 41,9±2,72 6 |
| Печень | | | | |
| В воде | 117,7±8,30 7 | 125,0±5,22 7 | 125,5±7,03 6 | 136,3±12,48 6 |
| В физиологическом р-ре | 105,9±0,60 7 | 108,8±1,56 6 | 110,0±1,90 6 | 109,9±1,85 6 |
| Во влажной камере | 98,4±0,58 9 | 97,5±0,74 8 | 96,7±0,87 9 | 96,0±1,28 6 |
| В открытом виде | 95,7±1,83 10 | 87,8±3,10 10 | 86,1±2,81 8 | 80,5±4,28 5 |

Условные обозначения: \bar{X} — средняя арифметическая, $S_{\bar{X}}$ — ошибка средней арифметической, n — объем выборки.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные результаты представлены в таблице. Первоначальный вес органов принимался за 100%, изменения выражены в процентах от первоначального веса. Видно, что при хранении в воде происходит быстрое увеличение веса органов: вследствие более высокой концентрации солей в тканях органа вода по осмотическому градиенту поступает в орган, изменяя его вес. Скорость изменения веса органов при хранении в воде в течение двух часов составляет: для надпочечников — 25,9% в час, для почек — 26,1, для сердца — 4,9, для легких — 14,9, для селезенки — 20,9, для печени — 15,1% в час.

При хранении органов в физиологическом растворе происходит медленное увеличение веса органов. Исключение составляет сердце. Некоторое снижение его веса при хранении связано с вымыванием из желудочков сердца остатков крови. Скорость изменения веса органов при хранении в физиологическом растворе в течение двух часов составляет: для надпочечников — 5,3% в час, для почек — 4,7, для сердца — 1,8, для легких — 4,5, для селезенки — 2,6, для печени — 5,2% в час.

При хранении органов во влажной камере происходит медленное их подсыхание. Однако величина изменения веса небольшая и сравнима с таковой при хранении в физиологическом растворе. Скорость изменения веса органов при хранении во влажной камере в течение двух часов составляет: для надпочечников — 2,3% в час, для почек — 2,6, для сердца — 3,2, для легких — 4,3, для селезенки — 2,1, для печени — 1,4% в час.

В открытом виде органы быстро подсыхают и уменьшаются в весе. Скорость изменения веса при хранении в открытом виде в течение двух часов составляет: для надпочечников — 22,2% в час, для почек — 7,0, для сердца — 7,7, для легких — 8,0, для селезенки — 16,8, для печени — 5,2% в час.

Таким образом, минимальное изменение веса органов происходит при хранении в физиологическом растворе или во влажной камере (чашка Петри с вложенным влажным тампоном). При выборе условий хранения органов необходимо учитывать тип тканей органов, так как скорость изменения их веса неодинакова.

ЛИТЕРАТУРА

1. Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. — Свердловск, 1968. — 387 с. (Тр. Ин-та экологии растений и животных, вып. 58).
2. Ивантер Э.В., Ивантер Т.В., Туманов И.Л. Адаптационные особенности мелких млекопитающих: Экологические и физиологические аспекты. — Л.: Наука, 1985. — 270 с.

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{222}Rn
НА ТЕРРИТОРИИ С ПОВЫШЕННЫМ СОДЕРЖАНИЕМ
УРАНА И РАДИЯ В ПОЧВЕ

М.П. Попов, М.И. Игнатов

Комплексные радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах повышенной естественной радиоактивности позволили выявить особенности миграции отдельных изотопов урана, радия и тория в системах: порода — поверхностные воды — донные отложения и порода — почва — растения [2]. Менее изученными в этом плане остались изотопы радона и продукты их распада. В то же время они являются одним из главных компонентов коллективной дозы от естественных источников радиации как в ненарушенных природных биогеоценозах, так и на территориях с отходами предприятий ядерного топливного цикла. Поэтому, как отмечалось в проекте доклада НКДАР Генеральной Ассамблеи ООН в 1982 г., эта проблема признана одной из главных для дальнейших разработок [5].

Целью данной работы было изучение пространственного распределения ^{222}Rn в зависимости от содержания в почве его материнского радионуклида (^{226}Ra) и микроландшафта исследуемой территории.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исследования проводились в зоне средней тайги на участке площадью 1,5 га, расположенном в пойме двух рек, одна из которых образует естественную его границу (рис.1). Для ландшафта поймы характерен луг, но непосредственно на территории участка в результате хозяйственной деятельности образовался микрорельеф с перепадом высот на одном склоне до 2-3 м. Дерново-луговая почва участка имеет несколько повышенное содержание ^{238}U и ^{226}Ra . В целях снижения радиационного фона часть исследуемого участка была подвергнута дезактивации насыпным методом с применением песчано-гравийной смеси. К настоящему времени на всей территории участка сформировался плотный растительный покров в виде кустарников и обильного травостоя, представленного осоко-мятликово-разнотравной ассоциацией [2].

При обработке результатов использован картографо-статистический метод [6], предполагающий получение, по определенным правилам, систематических данных в пространстве, последующую статистическую обработку полученной информации на ЭВМ и представление результатов в виде карто-

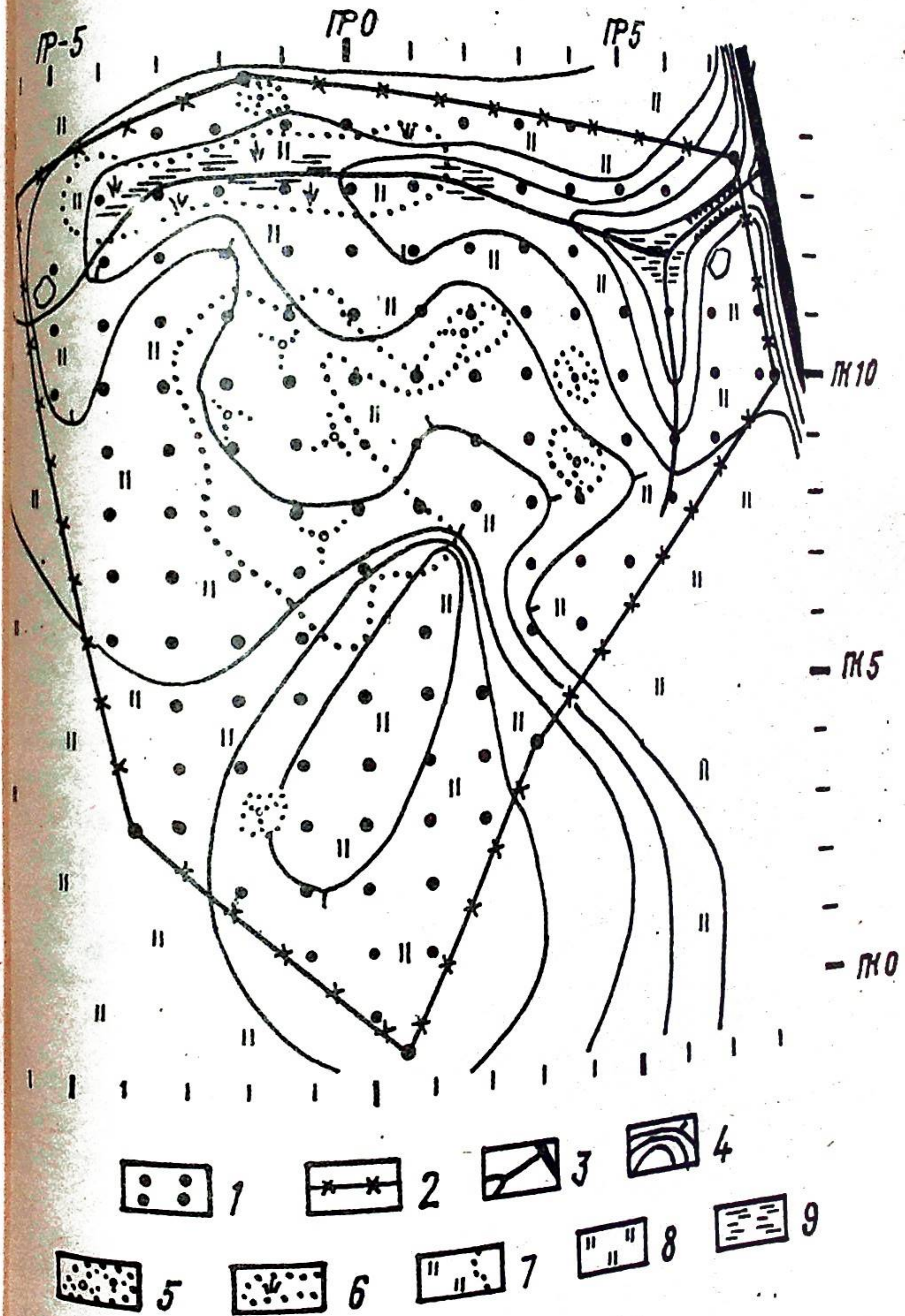


Рис.1. Топографический план исследуемого участка.
Условные обозначения: 1 — точки опорной нивелирной сети; 2 — граница ручья, впадающий в реку; 3 — изолинии, описывающие рельеф (осока); 4 — граница кустарника; 5 — граница высокого травостоя (ведется кошение травы и выпас скота); 6 — луг вне территории участка; 7 — луг на территории участка; 8 — заболоченный участок; 9 — заболоченный участок.
ПР-№ — профиль №; ПК-№ — шикет №.

графических материалов. В соответствии с этими правилами на исследуемом участке была разбита опорная пикетная сеть с шагом 10 x 10 м (рис.1). Затем по опорной сети выполнена эманационная съемка [4], основанная на изучении распределения ^{222}Rn в почве путем анализа почвенного воздуха.

Измерения ^{222}Rn в почве проводили эманометром "Радон" по схеме, приведенной на рис.2. Отбор проб почвенного воздуха осуществляли вакуумным способом из скважин, подготовленных в узловых точках опорной сети с помощью почвенных буров. Для этого при закрытом (6) и открытом (8) вентилях насосом (9) из камеры (7) откачали воздух. Затем перекрывали клапан (8) и последовательно открывали клапаны (4) и (6). За счет разности давлений (в скважине атмосферное давление, а в камере вакуум) газ из скважины через осушитель (5) поступал в эманационную камеру. Через 5 сек. после начала пробоотбора эманометр включали в режим счета и перекрывали клапаны (6) и (4).

Концентрацию ^{222}Rn в пробах рассчитывали по формуле [4]:

$$C_{\text{Rn}} = 0,8 (N_3 - 0,1 N_0) \cdot K, \quad (1)$$

где C_{Rn} — концентрация радона (Бк/л), N_0 и N_3 — показания прибора (дел.) при мгновенном и трехминутном отсчетах с вычетом фона; K — константа прибора (Бк/л.дел.), определяемая при эталонировании

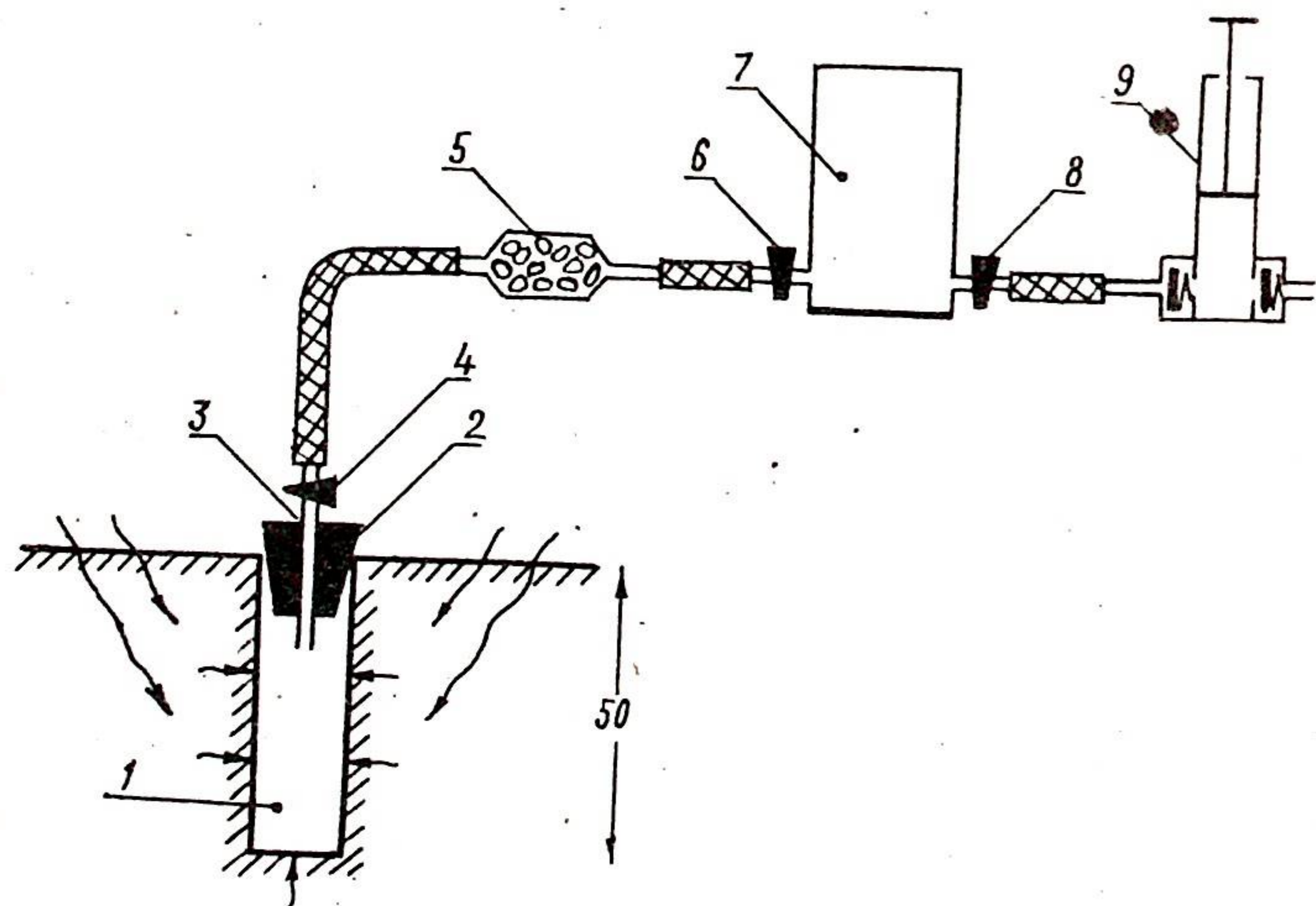


Рис.2. Схема измерения эманаций в почвенном воздухе.

1 — скважина; 2 — пробка; 3 — трубка; 4, 6, 8 — клапаны; 5 — осушитель; 7 — эманационная камера; 9 — насос.

по формуле: $K = 3,7 \cdot 10^{10} \cdot Q_{\text{Ra}} [1 - \exp(-\lambda t)] / N_{\alpha} \cdot V_k$, (2)
 где Q_{Ra} — масса радия в эталонном растворе (г), λ — постоянная распада ^{222}Rn , t — время накопления ^{222}Rn в барботере, N_{α} — частота импульсов от α -излучения радона без фонового излучения, V_k — объем измерительной камеры (л).

С целью получения сопоставимых результатов измерения проводили в основном при сходных метеорологических условиях (температура воздуха $15^{\circ}\text{--}20^{\circ}\text{C}$; температура на поверхности почвы $13\text{--}15^{\circ}\text{C}$; атмосферное давление 100×10^3 Па; скорость ветра $0\text{--}3$ м/с; влажность воздуха у поверхности почвы 60%).

Выявление факторов, влияющих на перераспределение ^{222}Rn в пространстве, проводили на основании данных о коэффициентах линейной корреляции и карт распределения ^{226}Ra и ^{222}Rn в почвах. Выбор метода представления информации в виде карт в изолиниях обусловлен тем фактором, что полученные экспериментальные данные являются числовыми характеристиками точек опорной сети и воссоздают дискретную картину распределения радионуклидов в пространстве, тогда как в реальных условиях имеет место непрерывное распределение. При построении карт в изолиниях предварительно строили плавную интерполяционную поверхность, интерполируя экспериментальные данные методом кусочно-полиномиальной интерполяции (сплайн-интерполяции) [3, 8]. Затем эту интерполяционную поверхность посредством изолиний отображали на графопостроителе.

Интерполяцию экспериментальных данных и построение карт в изолиниях производили с помощью ЭВМ. В разработанных вычислительных подпрограммах VICUBS, SPLIN, IZOLIN [1], написанных на языке FORTRAN-1Y, реализован алгоритм, ориентированный на использование наиболее доступных в лабораторной практике малых ЭВМ типа СМ-4, МЭРА-60 и т.п.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В почвенном воздухе исследуемого участка содержание ^{222}Rn варьирует в пределах от 8 до 300 Бк/л, а ^{226}Ra — в пределах $(15 - 6900) \cdot 10^{-13}$ г/г прокаленной навески.

Для пары генетически связанных радионуклидов ^{226}Ra — ^{222}Rn в принципе существует количественная взаимосвязь, которая подчиняется закону радиоактивного распада и описывается линейным уравнением:

$$Q_{\text{Rn}} = Q_{\text{Ra}} \cdot [1 - \exp(-\lambda t)], \quad (3)$$

где Q_{Rn} и Q_{Ra} — соответственно количество ^{222}Rn и ^{226}Ra . Но в природных условиях радиоактивное равновесие, как правило, нарушено. Об этом, в частности, свидетельствует коэффициент прямолинейной корреляции ($r = 0,290$) между этими радионуклидами. Подобное нарушение радиоактивного равновесия, обычно вызванное высокой миграционной способностью свободного ^{222}Rn из мест своего образования под действием множества физических

ких и химических факторов [9], исключает какую-либо возможность теоретической оценки пространственного распределения ^{222}Rn , исходя только из данных о содержании его материнского радионуклида ^{226}Ra .

Сопоставление карты, описывающей эманационный ореол (рис.4), с картой пространственного распределения материнского радионуклида (рис.3) и с топографическим планом участка (рис.1), построенных в одном масштабе, позволило выявить некоторые особенности в образовании площадей с высокой концентрацией ^{222}Rn в почве.

Во-первых, если для распределения ^{226}Ra по площади участка характерна "пятнистость", обусловленная наличием локальных высокоактивных площадок и, как правило, последующим резким спадом активности, то для

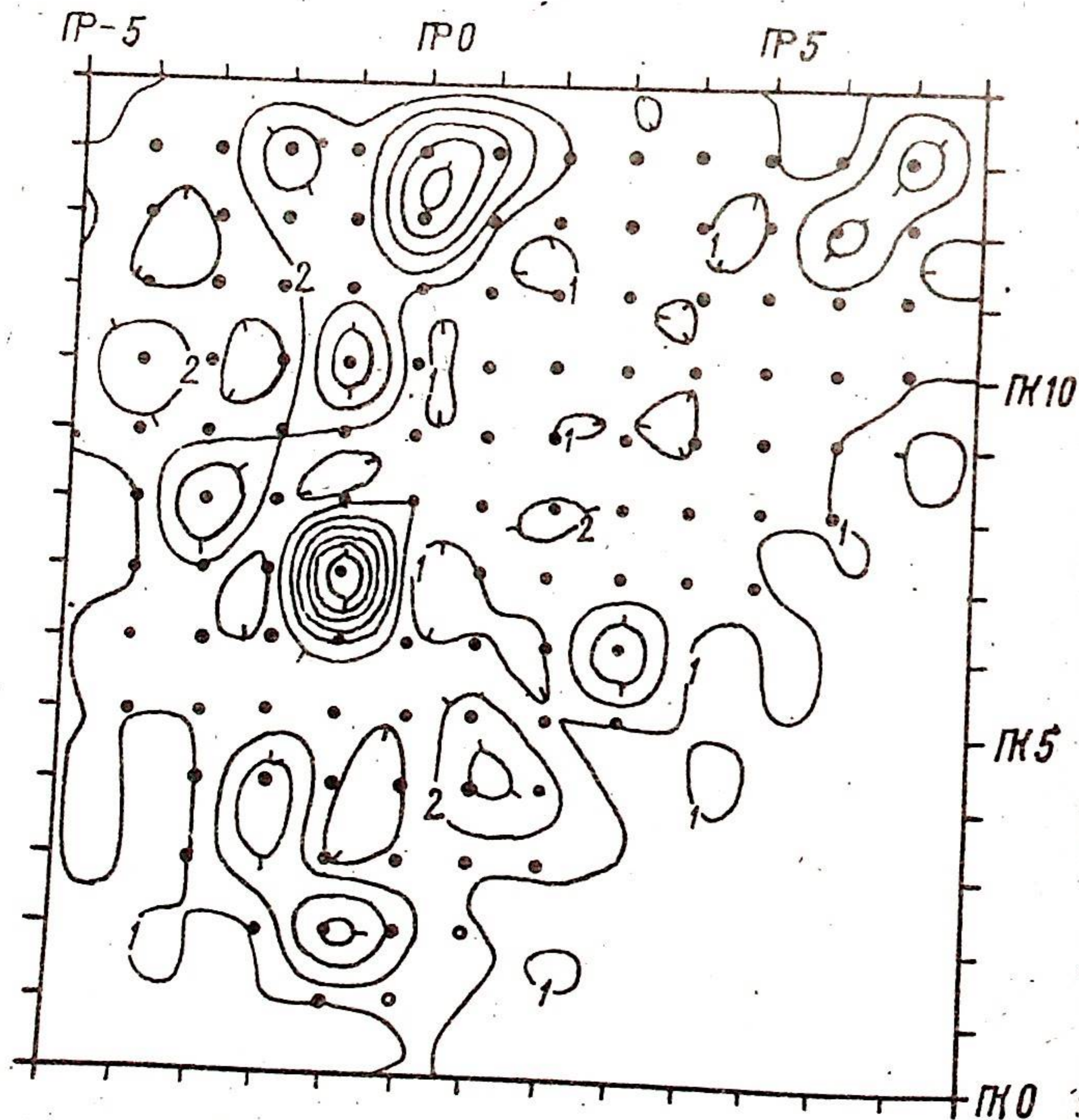


Рис.3. Карта в изолиниях содержания радия в почве исследуемого участка. Изолинии отображают следующие уровни концентрации радия в почве: (20, 1020, 2020, 3020, 4020, 5020, 6020) $\times 10^{-13}$ г/г.

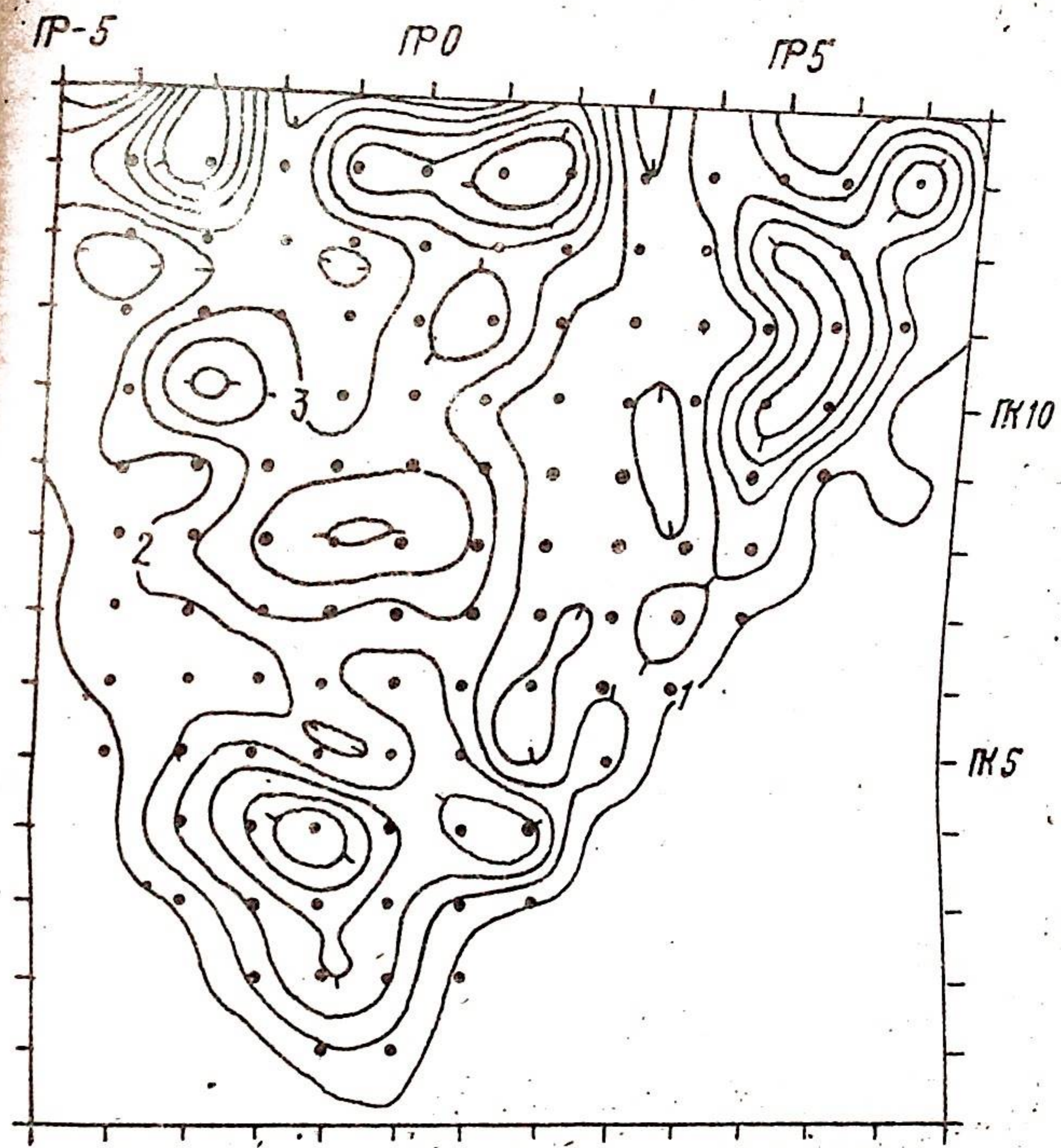


Рис.4. Карта в изолиниях содержания радона в почвенном воздухе исследуемого участка. Изолинии отображают следующие уровни концентрации радона в почвенном воздухе: (20, 70, 120, 170, 220, 270) Бк/л.

^{222}Rn , напротив, наблюдается "размытость" овальных контуров и более плавные переходы между высокоактивными и малоактивными площадями участка. Такое распределение ^{226}Ra и ^{222}Rn по участку, наряду с отмеченной более высокой вариабельностью содержания материнского радионуклида однозначно свидетельствует о значительно большей миграционной способности его дочернего радионуклида в почвах.

Во-вторых, выявлена приуроченность высоких содержаний ^{222}Rn к линии ручья, что, скорее всего, можно объяснить характерным для низменных мест более близким к поверхности уровнем залегания грунтовых вод.

В-третьих, своеобразие растительного покрова также оказывает влияние

на нарушение радиоактивного равновесия между ^{226}Ra и ^{222}Rn . Роль растительности в данном процессе заключается в том, что, с одной стороны, растительность защищает поверхностный слой почвы от воздействия ветра и солнечных лучей, тем самым уменьшая эксхалацию ^{222}Rn из почвы в атмосферу, а с другой стороны — сами растения являются дополнительным каналом поступления этого радионуклида в атмосферный воздух [7].

Таким образом, использованные нами картографо-статистический метод анализа топографических данных и данных о содержании ^{226}Ra и ^{222}Rn в почвах участка и метод построения плавных интерполяционных поверхностей посредством сплайн-интерполяции, позволили выявить такие особенности в пространственном распределении газообразного ^{222}Rn в почвенном воздухе, которые невозможно было предсказать, используя только корреляционный статистический анализ результатов измерений и теоретические расчеты.

ЛИТЕРАТУРА

1. Игнатов М.И., Певный А.Б. Сплайн-аппроксимация плавных поверхностей. Сыктывкар, 1986.— 19 с. (Сер.препринтов "Науч.докл./АН СССР Коми фил., вып.149).
2. Маслов В.И. О проведении комплексных радиэкологических исследований в биогеоценозах с повышенной радиоактивностью.— В кн. Радиэкологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972, с.9-21.
3. Поллард Дж. Справочник по вычислительным методам статистики/ Пер. с англ. В.С.Занадворова. Под ред. Е.М.Четыркина.— М.: Финансы и статистика, 1982.— 344 с.
4. Пруткина М.И., Шашкин В.Л. Справочник по радиометрической разведке и радиометрическому анализу.— М.: Энергоатомиздат, 1984.— 168 с.
5. Санитарно-гигиенические аспекты основных направлений работы национальной комиссии по радиационной защите на 1982-1986 гг. Л.А.Ильин, Л.А.Булдаков, Ю.И.Москалев, Г.М.Аветисов.— Гигиена и санитария, 1983, № 8, с.41-43.
6. Таскаев А.И., Алексахин Р.М. Решение некоторых вопросов радиэкологии с помощью картографического метода.— В кн.: Вопросы радиэкологии наземных биогеоценозов. Сыктывкар, 1974, с.32-39.
7. Таскаев А.И., Тестов Б.В., Попова О.Н. Особенности поступления ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{222}Rn в растения.— В кн.: Биологические исследования на северо-востоке европейской части СССР. Сыктывкар, 1974, с.109-115.
8. Форсайт Дж., Малькольм М., Моулер К. Машинные методы математических вычислений./ Пер. с англ. Х.Д. Икрамова.— М.: Мир, 1980.— 280 с.
9. Шашкин В.Л., Пруткина М.И. Эманирование радиоактивных руд и минералов.— М.: Атомиздат, 1979.— 112 с.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проблема охраны природных биогеоценозов в связи с интенсивным развитием ядерной энергетики является одной из важнейших в исследованиях радиэкологов. Низкие уровни дозовых нагрузок, не вызывающих заметных экологических эффектов, требуют разработки специальной стратегии радиэкологических исследований, поиска системы критериев и показателей применительно к отдельным компонентам биоценозов, выбора тестов, позволяющих наиболее дешевым и быстрым способом оценивать намечающиеся изменения у биологических объектов. В этом отношении изложенный опыт работы, представленных в сборнике, может оказаться полезным экологам, принимающим участие в проведении подобных исследований.

В настоящее время остро ощущается дефицит в сведениях о возможных изменениях в биологических системах при слабых радиационных воздействиях. Поэтому каждый квант информации о таких изменениях может оказаться весьма полезным для понимания биологической значимости низкофоновое радиационное воздействие. Сведения об этом, в том числе и представленные в сборнике, в конечном итоге должны составить основу для разработки назреваемых принципов экологического нормирования радиационного воздействия на живые организмы.

Необходимо также учитывать, что в связи с расширением зон с локально повышенным радиационными нагрузками на природную среду все большее число популяций живых организмов подвергается повышенному радиационному воздействию. Судьба таких популяций не может не заинтересовать сегодня биологов самых разных специальностей, в особенности тех, кто изучает проблемы эволюции живых существ. В связи с этим особый интерес представляют материалы сборника, освещающие отдельные особенности состояния природных популяций растений и животных, подвергающихся хроническому облучению дозами, в 10-100 раз превышающими нормальный фон радиации.

Возросший интерес к тяжелым естественным радионуклидам настоятельно диктует необходимость знания их химического, физического и биологического поведения в окружающей среде. Изложенные в ряде статей сборника материалы о трансформации форм нахождения радионуклидов и интенсивности поступления их в растения существенно пополняют знания в этой области и могут быть использованы специалистами и организациями, занимающимися прогнозированием уровней загрязнения растительной продукции, нормированием содержания тяжелых естественных радионуклидов в почвах, а также проблемами рекультивации земель, загрязненных этими веществами.

Заключая ранее сказанное, можно сделать вывод о том, что материалы сборника являются крайне важными для решения вопросов экологического прогнозирования и нормирования радиационного фактора по оценке состояния природных популяций.

СОДЕРЖАНИЕ

| | |
|--|-----|
| Введение. | 3 |
| 1. ДЕЙСТВИЕ МАЛЫХ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ЖИВОТНЫХ В ПРИРОДНЫХ УСЛОВИЯХ И ЭКСПЕРИМЕНТЕ | |
| Тестов Б.В., Кичигин А.И. Динамика морфофизиологических характеристик популяционных групп красной полевки (<i>Clethrionomys rutilus</i>) на радиоактивных и контрольных участках | 9 |
| Ермакова О.В. Изменение некоторых демографических и морфофизиологических показателей у полевок-экономок в зависимости от стадий популяционного цикла и радиационной обстановки. | 19 |
| Тестов Б.В. Репродукция полевок в различных радиоэкологических условиях. | 27 |
| Кудяшева А.Г. Активность дегидрогеназ в тканях полевок-экономок, обитающих в условиях повышенной естественной радиоактивности. | 37 |
| Материй Л.Д., Сусликов В.И. Изменения в крови полевок, подвергнутых хроническому внешнему гамма-облучению дозой малой мощности. | 46 |
| Загорская Н.Г. Гистоморфологический анализ печени полевок-экономок, обитающих в разных радиоэкологических условиях. | 56 |
| Башлыкова Л.А. Особенности размножения в условиях вивария полевок-экономок, отловленных на участках с различным уровнем естественной радиоактивности. | 62 |
| II. ДЕЙСТВИЕ МАЛЫХ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА РАСТЕНИЯ | |
| Попова О.Н., Шершунова В.И. Устойчивость проявления в потомстве морфофизиологических признаков семян <i>V. ceras L.</i> из хронически облучающегося фитоценоза. | 69 |
| Шершунова В.И., Попова О.Н., Сусликов В.И. К использованию теста "хлорофильная мутация" в радиоэкологических исследованиях природных растительных популяций. | 77 |
| Сердитов Н.П. Радиостимуляция митотической активности корневых меристем некоторых представителей сем. Ranunculaceae в различных радиоэкологических условиях. | 83 |
| Фролова Н.П., Таскаев А.И., Фролов Ю.М. Реакция многолетних злаковых растений на действие ионизирующих излучений. | 87 |
| III. ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ. НАКОПЛЕНИЕ РАСТЕНИЯМИ И ЖИВОТНЫМИ | |
| Кочан И.Г., Таскаев А.И. Формы нахождения ^{238}U в подзолистой почве и накопление его растениями картофеля. | 96 |
| Адамова Л.И., Кирушева Э.И., Музакка Т.Н. Содержание и формы нахождения урана в аллювиально-дерновых почвах. | 105 |

| | |
|--|-----|
| Иванов Ю.А., Юдинцева Е.В. Влияние исходной химической формы ^{238}U на долговременную динамику перехода радионуклида из дернины в растения суходольного луга | 113 |
| Шуктомова И.И., Симонов Г.А. ^{232}Th в гранулометрических фракциях почв Среднего Тимана. | 120 |
| Семяшкіна Т.М. Накопление естественных радионуклидов урана и тория почвенными животными. | 127 |

IУ МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

| | |
|---|-----|
| Кичигин А.И., Витязев В.А. Изменение веса препарированных органов сибирской красной полевки в зависимости от способа хранения. | 134 |
| Попов М.П., Игнатов М.И. Пространственное распределение ^{222}Rn на территории с повышенным содержанием урана и радия в почве. | 138 |
| Заключение. | 145 |

УДК 599.323.4 : 591.525

ДИНАМИКА МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПОПУЛЯЦИОННЫХ ГРУПП СИБИРСКОЙ КРАСНОЙ ПОЛЕВКИ (CLETHRIONOMYS RUTILUS) НА РАДИОАКТИВНЫХ И КОНТРОЛЬНЫХ УЧАСТКАХ. Тестов Б.В., Кичигин А.И. — В кн.: Радиозэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 9-18. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Исследованы численность и морфологические показатели групп сибирской красной полевки (*Clethrionomys rutilus*) на радиоактивных участках, где доза облучения составила 2 сГр за год, и на контрольных участках (доза облучения примерно в 10 раз меньше). Показано, что изменения исследуемых показателей под влиянием облучения гораздо меньше изменений, связанных со сменой фаз популяционного цикла.

УДК 577.48:599.323.4:577.48

ИЗМЕНЕНИЕ НЕКОТОРЫХ ДЕМОГРАФИЧЕСКИХ И МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ У ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК В ЗАВИСИМОСТИ ОТ СТАДИЙ ПОПУЛЯЦИОННОГО ЦИКЛА И РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ. Ермакова О.В. — В кн.: Радиозэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 19-26. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

На примере двух изолированных друг от друга природных микропопуляций полевки-экономки, обитающей на территориях, сходных по экологическим условиям существования вида и отличающихся по уровню естественной радиоактивности в 10-100 раз, показано неодинаковое изменение некоторых демографических и морфофизиологических показателей полевки в разные фазы популяционного цикла. В качестве показателей использованы половозрастная структура микропопуляций, уровень воспроизводства полевки и некоторые морфофизиологические показатели (масса тела, абсолютный и относительный вес сердца, печени, почек и надпочечников).

УДК 599.323.4:591.526

РЕПРОДУКЦИЯ ПОЛЕВОК В РАЗЛИЧНЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ. Тестов Б.В. — В кн.: Радиозэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 27-36. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Предложена модель репродукции для изолированных групп зверьков, позволяющих оценить степень влияния на репродукцию таких факторов, как выживаемость, участие зверьков в размножении и эмбриональная смертность. Сделан анализ влияния хронического облучения популяционной группы сибирской красной полевки, который свидетельствует о незначительном действии дозы облучения 2 сГр в год по сравнению с изменениями репродуктивности, связанными с цикличностью динамики численности.

УДК 577.158:599.323.4:612.014.482

АКТИВНОСТЬ ДЕГИДРОГЕНАЗ В ТКАНЯХ ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК, ОБИТАЮЩИХ В УСЛОВИЯХ ПОВЫШЕННОЙ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ. Кудяшева А.Г. — В кн.: Радиозэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 37-45. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Сочетанное действие факторов лучевой и нелучевой природы вызвало сдвиги и дискоординацию процессов дегидрирования сукцината, пирувата и лактата в тканях (головной мозг, печень и сердечная мышца) полевок-экономок, направленность которых в разные фазы популяционного цикла животных на исследуемых участках оказалась неодинаковой.

УДК 599.323.4:591.11:612.014.482.4

ИЗМЕНЕНИЯ В КРОВИ ПОЛЕВОК, ПОДВЕРГНУТЫХ ХРОНИЧЕСКОМУ ВНЕШНЕМУ ГАММА-ОБЛУЧЕНИЮ ДОЗОЙ МАЛОЙ МОЩНОСТИ. Матерей Л.Д., Сусликов В.И. — В кн.: Радиозэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 46-55. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Представлены экспериментальные данные, характеризующие количественные сдвиги в состоянии периферической крови полевок-экономок, подвергнутых хроническому внешнему гамма-облучению в малых дозах от двух закрытых точечных источников ^{226}Ra в условиях вивария. С помощью метода "критерия знаков" установлено сходство в изменении гематологических показателей экспериментальных животных, а также у обследованных ранее полевок-экономок, постоянно обитающих на участках с повышенным природным фоном радиации. Полученные данные свидетельствуют о причастности радиационного фактора остаточной низкой мощности к развитию изменений в системе крови у мышевидных грызунов.

УДК 599.323:577.34

ГИСТОМОРФОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ПЕЧЕНИ ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК, ОБИТАЮЩИХ В РАЗНЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ. Загорская Н.Г. — В кн.: Радиозэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 56-61. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Проведен подсчет двуядерных клеток печени в целях выявления физиологического состояния этого органа у полевок-экономок, обитающих в разных радиозэкологических условиях. В ходе анализа динамики изменения числа двуядерных гепатоцитов установлены достоверные возрастные различия в процессах формирования этих клеток печени у животных с территорий с нормальным и повышенным естественным фоном радиации.

УДК 591.16:599.323.4:612.014.482

ОСОБЕННОСТИ РАЗМНОЖЕНИЯ В УСЛОВИЯХ ВИВАРИЯ ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК, ОТЛОВЛЕННЫХ НА УЧАСТКАХ С РАЗЛИЧНЫМ УРОВНЕМ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ. Башлыкова Л.А. — В кн.: Радиозэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 62-66. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

В условиях вивария проведен анализ размножения полевок-экономок, ранее обитавших на участках с различными радиозэкологическими условиями. У животных, отловленных на радиоактивном участке, отмечена более высокая интенсивность размножения, протекающая на фоне сокращения репродуктивного периода и продолжительности жизни.

УДК 631.531.1

УСТОЙЧИВОСТЬ ПРОЯВЛЕНИЯ В ПОТОМСТВЕ МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ ПРИЗНАКОВ СЕМЯН V. CRASSA L. ИЗ ХРОНИЧЕСКИ ОБЛУЧАЮЩЕГОСЯ ФИТОЦЕНОЗА. Попова О.Н., Шершунова В.И. — В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 69-76. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

В ходе анализа семян горошка мышиного (*V. crassa* L.), полученного от растений, выращенных в условиях питомника, обнаружен факт воспроизводимости отдельных их качеств (более высокий показатель количества твердых семян, пониженная по сравнению с контролем сила их роста, а также более высокая гибель проростков, вызванная дополнительным облучением семян), присущих семенам, формирующимся на растениях в условиях хронически облучающегося фитоценоза.

УДК 575.1:633.352

К ИСПОЛЬЗОВАНИЮ ТЕСТА "ХЛОРОФИЛЬНАЯ МУТАЦИЯ" В РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ ПРИРОДНЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ. Шершунова В.И., Попова О.Н., Суеликов В.И. — Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 77-82. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Выявлена достоверная положительная связь между мощностью дозы и выходом хлорофильных мутаций в отдельных субпопуляциях горошка мышиного, произрастающего на территории с повышенным содержанием в почве изотопов урановой серии. Подобная корреляция обнаружена и с количеством инкорпорированного растениями ^{238}U . Приводятся данные о модифицирующем действии некоторых экологических факторов на частоту проявления хлорофильных мутаций в облучаемых субпопуляциях горошка мышиного.

УДК 577.346:582.675.1-114.323

РАДИОСТИМУЛЯЦИЯ МИТОТИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ КОРНЕВЫХ МЕРИСТЕМ НЕКОТОРЫХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ СЕМ. RANUNCULACEAE В РАЗЛИЧНЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ. Сердитов Н.П. — В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 83-86. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Исследована митотическая активность корневых меристем четырех видов сем. Ranunculaceae, произрастающих в различных радиозкологических условиях. Выявлена связь между митотической активностью и мощностью экспозиционной дозы хронического облучения. Показано наличие радиостимуляции при небольших мощностях доз.

УДК 633:631.58

РЕАКЦИЯ МНОГОЛЕТНИХ ЗЛАКОВЫХ РАСТЕНИЙ НА ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ. Фролова Н.П., Таскаев А.И., Фролов Ю.М. — В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 87-93. (Тр. Ко-

ми фил. АН СССР, вып. № 81).

Представлены результаты изучения ответной реакции пяти видов многолетних злаковых трав на действие "невысоких" доз ионизирующей радиации при предпосевном воздействии их на семена. Показано, что радиобиологические эффекты у отдельных видов связаны с их экологическими и биологическими свойствами.

УДК 631.438.1:631.49:631.412

ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ^{238}U В ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЕ И НАКОПЛЕНИЕ ЕГО РАСТЕНИЯМИ КАРТОФЕЛЯ. Кочан И.Г., Таскаев А.И. — В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 96-104. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

В полевом эксперименте изучены характеристики накопления ^{238}U клубнями и надземной частью растений картофеля. Установлены коэффициенты накопления (КН) и биологического поглощения (КБП) радионуклида. Дана оценка изменчивости КН и КБП в зависимости от свойств почв, глубины, уровня загрязнения почв радионуклидом и форм нахождения ^{238}U в почве.

УДК 631.438:546.791

СОДЕРЖАНИЕ И ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ УРАНА В АЛЛЮВИАЛЬНО-ДЕРНОВЫХ ПОЧВАХ. Адамова Л.И., Кирушева Э.И., Музакка Т.Н. — В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 105-112. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Показано, что основное количество генетически связанного с почвами урана фиксировано в них прочно, несмотря на длительное излияние высокоминерализованных пластовых вод на поверхность почв. Рассмотрено изменение соотношений между водно-растворимыми, обменными и кислотно-растворимыми состояниями радионуклида в различных горизонтах на фоне выявленных сезонных их изменений.

УДК 546.791:632.118.3

ВЛИЯНИЕ ИСХОДНОЙ ХИМИЧЕСКОЙ ФОРМЫ ^{238}U НА ДОЛГОВРЕМЕННУЮ ДИНАМИКУ ПЕРЕХОДА РАДИОНУКЛИДА ИЗ ДЕРНИНЫ В РАСТЕНИЯ СУХОДОЛЬНОГО ЛУГА. Иванов Ю.А., Юдинцева Е.В. — В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 113-119. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

В трехгодичном модельно-полевом опыте изучен переход ^{238}U в отдельные ботанические группы (злаковые, бобовые и разнотравье) естественной растительности суходольного луга в зависимости от исходных форм радионуклида и времени его пребывания в дернине. Установлено снижение перехода ^{238}U в растения на 2-3 порядка и нивелирование различий в биологической доступности радионуклида, внесенного в почву в виде различных химических соединений.

УДК 631.438.1:631.435:631.472

^{232}Th В ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИХ ФРАКЦИЯХ ПОЧВ СРЕДНЕГО МАНА. Шуктомова И.И., Симонов Г.А.— В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 120-126. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Для трех подтипов глееподзолистых и аллювиальных почв Среднего Тмана исследовано распределение ^{232}Th по гранулометрическим фракциям отдельных горизонтов почвенного профиля. На основе экспериментальных материалов и данных по кристаллогенезу показано, что радионуклид как крупных, так и в тонкодисперсных фракциях находится в виде обломков торийсодержащих минералов различной степени дисперсности.

УДК 631.468: [546.791 + 546.841]

НАКОПЛЕНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ УРАНА И ТОРИЯ ПОЧВЕННЫМИ ЖИВОТНЫМИ. Семяшкина Т.М.— В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 127-131. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Представлены результаты по изучению накопления естественных радионуклидов урана и тория почвенными беспозвоночными в условиях фоновых ландшафтов и на участках с повышенным содержанием радионуклидов в почвах. Показано, что почвенные беспозвоночные естественные радионуклиды не концентрируют. Из всех исследованных групп животных только дождевые черви *Ostalium lacteum* Oerley и *Lumbricus terrestris* L. концентрируют уран.

УДК 599.323.4: 578.087.75

ИЗМЕНЕНИЕ ВЕСА ПРЕПАРИРОВАННЫХ ОРГАНОВ СИБИРСКОЙ КРАСНОЙ ПОЛЕВКИ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ СПОСОБА ХРАНЕНИЯ. Кичигин А.И., Витязев В.А.— В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 134-137. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

В целях подбора оптимальных условий для непродолжительного хранения органов красной полевки при выполнении массовых популяционных исследований методом морфофизиологических индикаторов проведены наблюдения за изменением их веса в зависимости от условий хранения. Показано, что наиболее пригодны для этой цели физиологический раствор и влажная камера (чашка Петри с влажным тампоном).

УДК 634.438:546.296

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{222}Rn НА ТЕРРИТОРИИ С ПОВЫШЕННЫМ СОДЕРЖАНИЕМ УРАНА И РАДИЯ В ПОЧВЕ. Попов М.П., Игнатов М.И.— В кн.: Радиозкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. Сыктывкар, 1987, с. 138-144. (Тр. Коми фил. АН СССР, вып. № 81).

Приведено описание метода эманационной съемки и способа обработки массивов данных, основанных на положениях картографо-статистического метода исследований. Предложено интерполяцию регулярных данных, снятых с опорной сети на исследуемом участке, вести методом сплайн-интерполяции, что позволяет воспроизвести картину распределения радионуклидов в пространстве. Разработанный алгоритм математической обработки экспериментальных данных ориентирован на использование наиболее доступных лабораторных ЭВМ типа СМ-4, МЭРА-60.

РАДИОЭКОЛОГИЯ БИОГЕОЦЕНОЗОВ С ПОВЫШЕННЫМ ФОНОМ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ

Редактор Т.В.Цветкова
Техн.редактор М.А.Сазанская
Оператор Н.А.Лобашова

Подписано в печать 18.У1-86 г. ЦО1296. Формат 60x90 1/16. Бум. типограф-
ская № 1. Печать офсетная. Уч.-изд.л. 9. Усл.печ.л. 9,5. Тираж 550. Заказ 273.
Цена 55 коп.

167610, г.Сыктывкар, ул.Коммунистическая, 26,
ротапринт Коми филиала АН СССР