

КРАТКОЕ ВВЕДЕНИЕ В РАДИОЭКОЛОГИЮ

Введение

Радиоэкология – отрасль радиобиологии, наука, изучающая особенности функционирования биосферы и ее компонентов, живых организмов и их сообществ в условиях радиоактивного загрязнения. Предметом радиоэкологии являются поведение радионуклидов (РН) в экосистемах и их воздействие на фауну и флору загрязненных территорий, в первую очередь посредством ионизирующего излучения.

Радиоактивные изотопы различаются по их происхождению, времени жизни, распространению. РН могут быть природного и техногенного происхождения. Основной характеристикой радионуклидов является период полураспада, т.е. время, за которое исходное количество РН в результате радиоактивного распада уменьшится на 50 %. Периоды их полураспада располагаются в интервале от долей секунд до 10^{10} лет (табл. 1).

Табл.1 Периоды полураспада ($T_{1/2}$) некоторых радионуклидов

Радионуклид	$T_{1/2}$	Радионуклид	$T_{1/2}$
^{137}Cs	30 лет	^{238}U	4.5 млрд. лет
^{14}C	5730 лет	^{235}U	0.7 млрд. лет
^3H	12.35 лет	^{232}Th	14 млрд. лет
^{131}I	8 сут.	^{40}K	1.32 млрд. лет
^{222}Rn	3.82 сут.	^{87}Rb	61 млрд. лет
^{144}Ce	284 сут.	^{90}Sr	29.12 лет

РН могут быть широко распространены или краткосрочно существовать только в специальных установках (ускорителях и др.). Например, уран, торий и продукты их распада встречаются практически

повсеместно: в рудах, горных породах, почвах, гидросфере и атмосфере. Их изотопы ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th имеют продолжительность жизни, сравнимую со временем существования Земли (около 4.7 млрд. лет), и сохранились в земной коре с момента ее образования. Они играют большую роль в тепловом балансе Земли (Несмеянов, 1985). Значительные количества урана и тория аккумулированы в виде урановых руд. Именно их разработка и использование человеком вызвало глобальное повышение радиоактивного фона земли. Не менее важную роль играет столь же долгоживущий радионуклид ^{40}K . Естественная радиоактивность гидросферы обусловлена в основном содержанием ^{40}K .

Появление некоторых радионуклидов является результатом действия космических лучей на атомы атмосферы, при котором образуются нейтроны. Нейтроны действуют на ядра атомов азота и изотопа водорода дейтерия (^2H). В результате образуются радиоуглерод ^{14}C и другой изотоп водорода - тритий (^3H). РН космогенного происхождения в силу постоянного наличия в биосфере и выраженной биофильности выполняли наряду с ^{40}K роль основных мутагенов поставлявших исходный материал для эволюции жизни на Земле.

Основными источниками загрязнения биосферы радионуклидами техногенного происхождения являются ядерные взрывы и выбросы объектов ядерной энергетики. Дальнейшая судьба РН обусловлена их химической природой, формой выпадений и различными внешними факторами.

Глобальное распределение радионуклидов в биосфере после выброса обуславливается размерами радиоактивных частиц, направлением и скоростью перемещения воздушных масс в данном регионе в момент выброса. При небольших хронических вы-

бросах могут образовываться очаги локального радиоактивного загрязнения.

После оседания РН на поверхность компонентов растительного и почвенного покрова происходит механическое и биогенное перераспределение их в рамках экосистем, биогеохимически сопряженных ландшафтов и территориальных комплексов. Изучение этих процессов и является основной задачей общей экологии.

Прикладным аспектом применения радиоэкологии является изучение последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды и разработка мер по борьбе с ними, а также мер по предотвращению радиоактивных выпадений.

Задачи прикладной радиоэкологии смыкаются с задачами радиобиологии в целом. Одной из основных задач является оценка и снижение дозы облучения живых организмов - растений, животных и, в конечном счете, человека. Проведение исследований в этом направлении приобретает все большую актуальность с развитием ядерной энергетики. Учитывая значительную потенциальную опасность всех объектов, содержащих радиоактивные материалы, в настоящее время проведение радиоэкологической экспертизы является обязательным мероприятием при проектировании объектов ядерной энергетики или хранилищ радиоактивных отходов.

Сильное радиоактивное загрязнение обширных территорий в результате аварий на различных объектах, регулярных ядерных испытаний и сброса радиоактивных отходов обуславливают проведение постоянного мониторинга загрязненных регионов, разработку мер по снижению ущерба, нанесенного окружающей среде, экономике, здоровью человека. В список регио-

нов особого внимания в первую очередь входят Чернобыльская АЭС, Семипалатинский полигон, производственное объединение “Маяк” и прилегающие к ним территории.

Сложность и неоднозначность протекания процессов перераспределения РН в биосфере требуют проведения целенаправленных радиоэкологических исследований в каждом конкретном случае. Это позволяет предсказать развитие ситуации в случае плановых выбросов или аварии на объекте, заранее разработать превентивные меры.

Методы, применяемые в радиоэкологии чрезвычайно разнообразны, так как спектр объектов радиоэкологических исследований включает как отдельные организмы, так и экосистемы, территориальные комплексы и биосферу в целом. Это полевые работы по отбору проб, лабораторные и натурные опыты с внесением РН, математическое моделирование, применение географических информационных систем.

Таким образом, радиоэкология, как специфическое направление экологии, несет в себе все присущие экологии черты. Основа современной радиоэкологии - системный анализ. Она функциональна, рассматривает изучаемые объекты и процессы в динамике, междисциплинарна по своей сути, использует методы многих других отраслей науки. Ее актуальность будет возрастать по мере дальнейшего освоения человечеством энергии расщепления ядра атома.

I Поведение РН в наземных экосистемах

Поведение РН в наземных экосистемах - очень сложный объект для изучения в силу чрезвычайной гетерогенности и многокомпонентности этих экосистем. После того как РН попали в окружающую среду,

они начинают перемещаться из одного компонента экосистемы в другой под влиянием различных внешних и внутренних факторов. В устойчивых экосистемах рано или поздно устанавливается квазиравновесие, нарушаемое только процессом радиоактивного распада.

Перераспределение радионуклидов в экосистемах

Динамическим параметром поведения радионуклидов в экосистемах служит изменение его содержания в их компонентах. В типичной ситуации выброса РН в атмосферу первоначально РН поступают на наружную поверхность надземных органов растений и на поверхность почвы. Затем большая часть РН, задержанных кронами деревьев, поступает на поверхность почвы. Часть РН прочно фиксируется на наружной коре деревьев, другая часть проникает через покровные ткани внутрь растений. При отсутствии значимого ветрового переноса, динамика содержания радионуклидов в экосистеме обуславливается далее, в основном, следующими процессами:

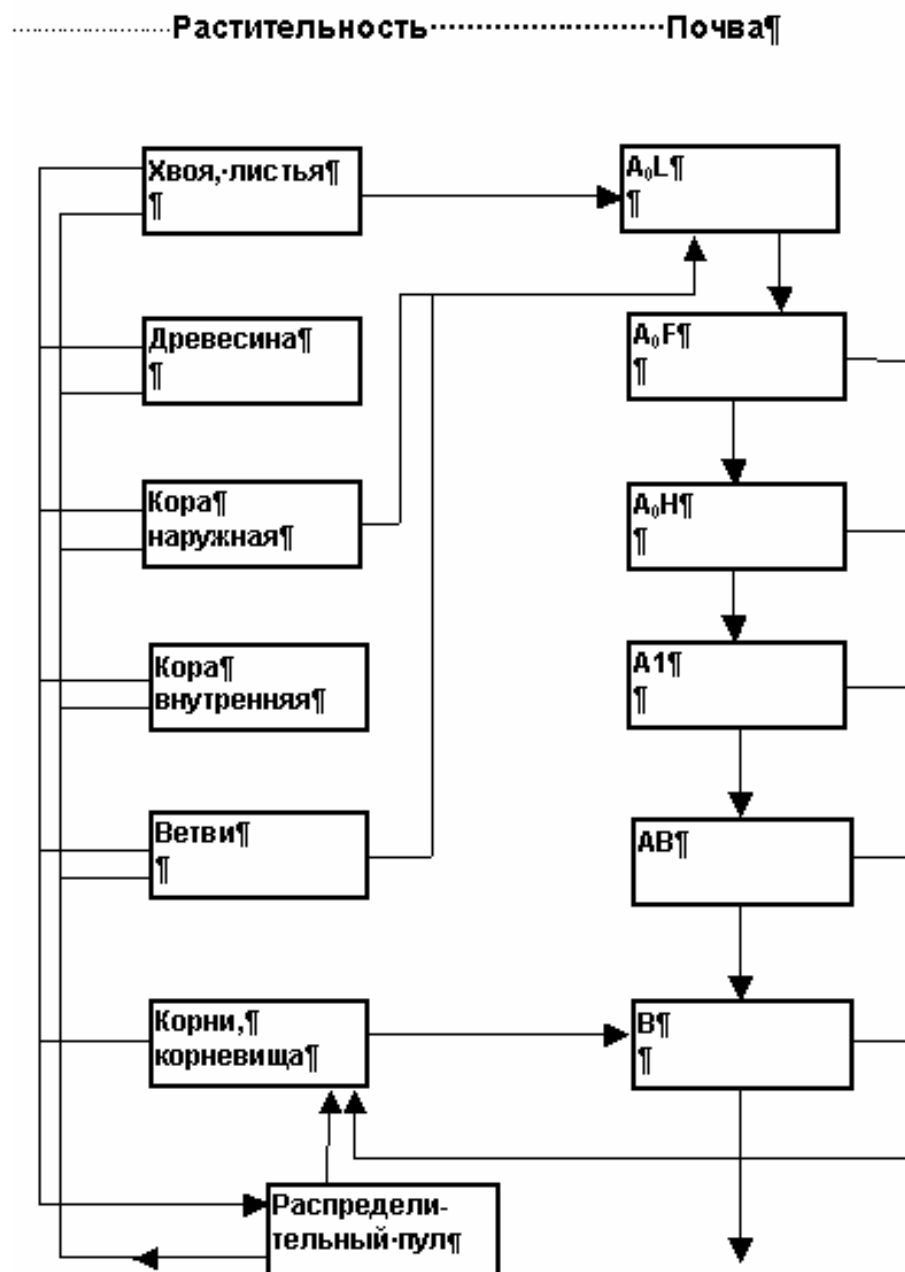
- 1) естественная дезактивация, то есть самоочищение растительности при опадении листьев, хвои, веток, генеративных органов, отшелушивании наружных слоев коры, прижизненных выделениях корнями и надземными органами, вымывании радионуклидов атмосферными осадками, стряхивании радиоактивных частиц птицами или при сильном ветре и т.д.,
- 2) поглощение корневой системой растений радионуклидов, находящихся в почве,
- 3) перенос РН внутри растений,
- 4) вертикальная и горизонтальная миграция РН в почве (абиотическая составляющая - диффузия, лессиваж, перенос с водными потоками; биотическая составляющая - перераспределение по профилю в резуль-

тате жизнедеятельности корней, корневищ, мицелия грибов и почвенной фауны).

Наглядное представление о направлении основных миграционных потоков РН в лесной экосистеме может дать потоковая диаграмма (рис.1).

Следует также отметить возможность выноса радионуклидов за пределы экосистемы зараженными животными и птицами во время их локальных перемещений, кочевок и дальних миграций.

Рис.1 Поточковая диаграмма ^{137}Cs в экосистеме смешанного леса на дерново-подзолистой почве (Mamikhin, Tikhomirov, Shcheglov, 1997)



Факторы, влияющие на поведение радионуклидов

Важнейшие факторы, обуславливающие интенсивность потоков перераспределения РН в экосистемах - это дисперсность выпавших радиоактивных частиц и увлажненность ландшафта. Проиллюстрируем это данными по загрязнению растительного покрова радиоцезием в 30-км зоне аварии ЧАЭС (Mamikhin, Tikhomirov, Shcheglov, 1997).

Наиболее прочно удерживаются растительным покровом мелкодисперсные частицы, что снижает интенсивность самоочищения растительного покрова.

При анализе данных по динамике распределения Cs-137 в системе почва - растительный покров (рис. 2), наблюдается значительное превышение вклада

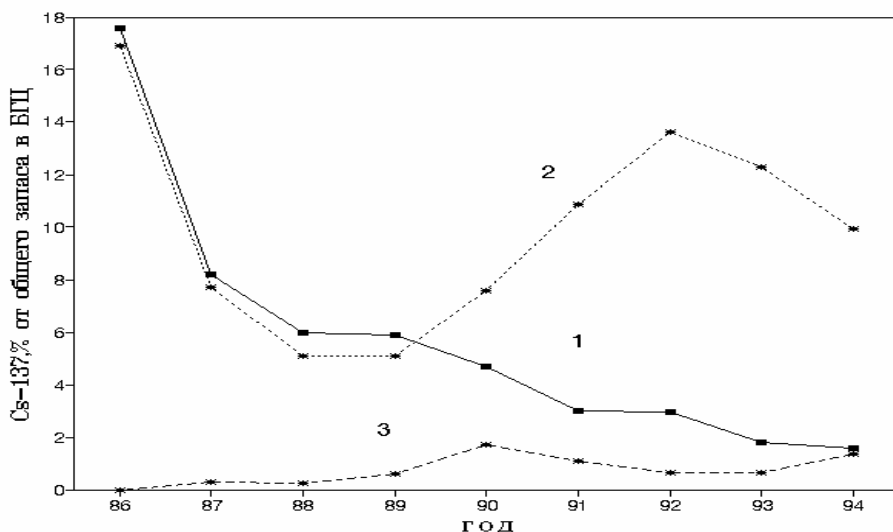


Рис. 2 Динамика вклада растительного покрова в общее загрязнение лесных экосистем радиоцезием.

растительности в общее загрязнение в дальней части зоны (на границе зоны, **1**), где выпадали мелкодисперсные частицы, над таковым в ближней части (в двух километрах от ЧАЭС, **3**). И если в дальней части этот вклад обусловлен содержанием Cs-137 в наружной коре, проч-

но адсорбировавшей выпадения, то в ближней части зоны запас этого радионуклида в древесине, ассимилирующих органах и внутренней коре выше, чем в наружной коре. Это объясняется в свою очередь доминированием корневого поступления Cs-137 в растительность в ближней части зоны.

Увлажненность экотопа обуславливает биологическую доступность Cs-137 растениям, что связано с формами нахождения РН в почве в автоморфных и гидроморфных условиях. При сравнении данных распределения Cs-137 по компонентам лесных экосистем с одинаковым видовым составом и бонитетом, но с различной степенью увлажнения, расположенных в пределах одного геохимически сопряженного ландшафта (**1**- автоморфный тип, **2** - гидроморфный), становится очевидным, что в условиях одинаковой дисперсности выпадений, определяющую роль в распределении РН с момента начала активного корневого поступления играет гидроморфность ландшафта.

Большую роль в подвижности РН в почве играет тип почвы и экосистемы. Так, например, данные по содержанию радионуклидов в почве после 8 лет работы АЭС (Махонько и др., 1985) позволили выстроить по интенсивности миграции Cs-137 в почве следующий ряд экосистем (по возрастанию скорости проникновения радионуклида в почву): хвойный лес > целина с дерниной, на высоком месте > смешанный лес > целина с дерниной, в низине > целина в пойме. Здесь можно отмечается, что положение биогеоценозов в системе геохимически сопряженных ландшафтов также обуславливают интенсивность миграции РН в почвах.

Многие авторы приводят фактические данные, свидетельствующие о значительном межвидовом варьировании содержания РН в растениях, объясняя это морфо-физиологическими различиями, различной потребностью растений в определенных химических элемен-

тах, приуроченностью к элементам рельефа с почвами, свойства которых обуславливают неодинаковую подвижность радионуклидов (Смирнов, Тихомиров, 1975, Тихомиров, 1976, Нифонтова, Куликов, 1984 и др.).

Специфичность поведения РН

Следует отметить специфические черты поведения различных РН в экосистемах. В первую очередь они обуславливаются степенью биофильности РН, т.е. интенсивностью вовлечения их в биологический круговорот. Рассмотрим это на примере лесных экосистем. В лесах наиболее динамичным процессом является перераспределение радионуклидов между древесным ярусом и почвой. В случае аварии на ЧАЭС перераспределение ^{144}Ce , ^{95}Nb , ^{95}Zr и ^{106}Ru между этими основными подсистемами лесных биогеоценозов зоны свелось к чисто механическому переносу с поверхности растений в почву при естественной дезактивации в результате опада, отшелушивания и т.д. В отличие от них радиоцезий, являющийся химическим аналогом элемента-биофила калия, активно включился в обменные процессы растений. Уже по истечении 5 лет изотопы цезия (^{134}Cs , ^{137}Cs) доминировали в радионуклидном составе загрязнения растительного покрова, а в травянистой и компонентах древесной растительности, которые не подвергались непосредственному внешнему загрязнению (древесина, луб) или полностью обновились за время, истекшее с момента аварии (ассимилирующие и генеративные органы), их вклад в суммарную гамма-активность достиг 100 %.

При сравнении поведения в растительном покрове даже РН - биофилы показывают различное распределение. Сравнение данных по ^{90}Sr (Кыштымская авария на Урале) и ^{137}Cs (Чернобыльская авария) позволяют в этом убедиться (Табл. 1).

Табл.1 Установившееся (квази-равновесное) распределение РН в древесном ярусе лесов, % от общего содержания на единицу площади.

	Автоморфный ландшафт		Гидроморфный ландшафт	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Компоненты:	0.21		6.7	
хвоя, листья	0.04	0.056	0.4	1.35
ветки	0.05	0.24	1.6	3.2
кора	0.06	0.96	2.7	2.4
древесина	0.06	0.31	2.0	3.0

Миграция РН в геохимических ландшафтах

Отдельным вопросом является роль экосистем различных типов, занимающих одинаковое место в геохимическом ландшафте, и различных экосистем, входящих в геохимический ландшафт, в закреплении РН.

В результате исследований, проведенных за период с 1963 по 1978 гг. в полесьях Русской равнины, был рассчитан баланс Sr-90 глобальных выпадений в экосистемах геохимических ландшафтов (Тюрюканова Э.Б., 1981). Выявлена роль аккумулятивных ландшафтов как биогеохимических барьеров, а также влияние типа фитоценоза на интенсивность миграции стронция. На основании проведенных исследований был сделан вывод об аналогичности поведения радионуклидов и их стабильных аналогов в сопряженных по стоку ландшафтах.

Роль леса в удержании радионуклидов подчеркивается многими исследователями. Так по расчетам баланса глобального выпадения Cs-137 на трех водосборах в северной части штата Миссисипи, представленных лесом, лугами и пашней, из общего поступления Cs-137 задерживалось соответственно 97, 88 и 85% (Ritchie, 1974).

Перемещение радионуклидов по пищевым цепям

Перераспределение РН в биосфере посредством пищевых цепей - процесс, обусловленный влиянием множества факторов. После поступления в растения, являющиеся обычно первым звеном в пищевой цепи наземных экосистем, РН перемещаются вместе с поглощаемым кормом из организмов одного трофического уровня в организмы более высокого уровня.

Следует отметить, что особую опасность представляет загрязнение пищи радионуклидами, являющимися радиоизотопами или(и) аналогами биогенных элементов (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{14}C). Однако, и тяжелые элементы, например плутоний, попадая с пищей в организм, способны образовывать в определенных диапазонах рН прочные комплексы с белковыми молекулами. Это затрудняет выведение их из организмов и способствует передаче их по пищевой цепи (Быков и др., 1984).

При перемещении с одного трофического уровня на другой может наблюдаться явление “дискриминации” РН. В качестве примера можно привести дискриминацию ^{90}Sr у млекопитающих. Известно, что в молоке млекопитающих активность этого РН по отношению к концентрации Са в 10 раз меньше, чем в потребляемой ими пище. Используем понятие стронциевая единица: 1 с.е. = 1 пикокюри ^{90}Sr на 1 г Са. Метаболическая дискриминация в пищевой цепочке растение - молоко - кости человека приводит к тому, что условное содержание ^{90}Sr в с.е. составит соответственно 1 : 0.13 : 0.032, а в цепочке растение - кости человека 1 : 0.25 (Эйзенбад, 1967). Это пример влияния диеты на уровень загрязнения организмов.

Большое значение имеет также сезон года и сезонная смена кормов. Так, после проведения ядерных испытаний на севере США, там, а также в Канаде и Гренландии, было установлено, что концентрация ^{90}Sr в костном мозге северных оленей достигает максимума зи-

мой, когда животные в основном питаются ягелем, который хорошо поглощает радиоактивные осадки, выпадающие на землю после ядерных взрывов в атмосфере. Когда же весной карибу переходят в основном на питание зелеными побегами и листьями кустарников и травянистых растений, то уровень их загрязнения радиоактивным стронцием существенно понижается.

Поведение радионуклидов в водных экосистемах

Природная радиоактивность гидросферы обусловлена в основном ^{40}K . Заметный вклад вносят изотопы урана, радиоуглерод ^{14}C , тритий (^3H) и некоторые другие РН, образующиеся под воздействием космического излучения (Табл.1).

Табл. 1 Средняя концентрация естественных радионуклидов в природной воде (Woodhead, 1976, цит. по Крышев, Сазыкина, 1986).

Радионуклид	Концентрация, Бк/л	
	Морская вода (поверхностный слой)	Пресная вода
Калий-40	12	0.004-0.24
Тритий	0.02-0.11	0.2-0.6
Бериллий-7	0.6	-
Углерод-14	0.007	-
Родон-222	-	0.007-6.7
Радий-226	-	0.0004-0.11
Рубидий-87	0.11	-
Уран-234	0.05	0.0004-0.13
Уран-238	0.04	0.0002-0.06

С началом испытаний ядерного оружия и развитием ядерной энергетики, в гидросферу стали поступать РН антропогенного происхождения (табл.2).

Табл. 2 Концентрации радионуклидов искусственного происхождения в пресных водах (Woodhead, 1976, цит. по Крышев, Сазыкина, 1986).

Радионуклид	Концентрация, Бк/л
^3H	0.13-176

⁵⁴ Mn	0.0004-0.05
⁸⁹ Sr	0.0004-1.9
⁹⁰ Sr	0.0007-0.67
¹⁰⁶ Ru	0.015-1.1
¹³¹ I	5.18
⁹⁵ Zr/ ⁹⁵ Nb	0.04-2.4
¹³⁷ Cs	0.0007-0.18
¹⁴⁴ Ce	0.003-0.41

Перераспределение РН в гидросфере зависит от множества факторов. На их передвижение, в первую очередь, оказывают влияние потоки, в которых РН перемешиваются в результате диффузии. Большую роль играет физико-химическая форма. РН, присутствующие в воде в виде твердых частиц, оседают на дно или поглощаются гидробионтами-фильтраторами. РН, находящиеся в ионной форме, также могут адсорбироваться на твердых частицах и оседать на дно или адсорбироваться гидробионтами. Особую роль в перераспределении РН в гидросфере играют пищевые цепи. Конечным звеном этих цепей может быть выведение РН из гидросферы при потреблении гидробионтов в пищу наземными организмами.

Сравнение накопления РН различными гидробионтами проводится по коэффициентам накопления :

K_n = активность РН в 1 грамме массы гидробионта/ активность РН в 1 грамме H₂O.

Отличительные особенности поведения РН в гидросфере

Специфичность поведения РН в гидросфере, особенности их миграции по пищевым цепям, включающим организмы, обитающие в водной среде, обусловлены в первую очередь специфичностью водно-солевого обмена гидробионтов. В отличие от аэрозолей РН в наземных экосистемах, которые достаточно быстро оседают на растительность и почву, в водной среде РН находятся постоянно в составе растворимых

химических соединений. Ионы радионуклидов, находящиеся в воде, способны поступать в организм через покровные ткани и органы дыхания гидробионтов, вне зависимости от того, каким звеном пищевой цепи они являются.

Загрязнение гидросферы очень неравномерное. Наименее загрязнена толща воды (пелагиаль). Более высокие концентрации отмечены в поверхностном слое. Наиболее загрязнен грунт водоемов (бенталь). Это определяет дозовую нагрузку на соответствующие группы организмов.

В водной среде РН ведут себя в основном как и их стабильные химические аналоги. Биогенные элементы избирательно поглощаются гидробионтами. Например, моллюски накапливают ^{90}Sr , рыбы - ^{137}Cs , морские водоросли - радиоизотопы иода и т.д. Некоторые РН, такие как ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{239}Pu , не обладающие биогенными свойствами, но находящиеся в воде в виде взвесей и коллоидов, сорбируются на поверхности водных организмов, “парящих” в толще воды (планктон), обитающих на дне (бентос) или прикрепленных к какому-либо субстрату (перифитон).

Есть определенные особенности накопления РН различными семействами и видами гидробионтов (Константинов, 1976). Так, ^{137}Cs наиболее энергично накапливается бурыми и красными водорослями, ^{90}Sr - радиоляриями и бурыми водорослями, радиоизотопы иттрия - ракообразными, ^{144}Ce - актиниями. Отмечается характерная локализация радионуклидов в различных тканях. ^{90}Sr - в скелете рыб и раковинах моллюсков, ^{137}Cs - в мышцах и мягких тканях, ^{60}Co - в печени и почках.

Факторы, определяющие уровень загрязнения гидробионтов радионуклидами

Выделим общие факторы, обуславливающие степень загрязнения гидробионтов РН. В первую очередь, это конечно удельная активность воды. Важным фактором интенсивности ассимиляции РН водными организмами является физико-химическая форма выпадений. Значительную роль играет концентрация стабильного элемента - аналога. Отмечено, что накопление РН находится в обратной зависимости от содержания в воде его химического аналога. Так повышение концентрации Са и К в воде снижает загрязнение макрофитов соответственно радиостронцием и радиоцезием (Куликов, Молчанова, 1975).

Среди прочих факторов следует отметить принадлежность гидробионта к той или иной группе, особенности морфологии, питания, метаболизма и химического состава. Так, наблюдалась четкая дифференциация пресноводных растений по накоплению ^{90}Sr и ^{137}Cs в зависимости от их экологических особенностей (табл. 3).

Табл. 3 Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs у пресноводных растений разных экологических групп (усредненные данные) (Куликов, Молчанова, 1975).

Экологическая группа:	^{90}Sr	^{137}Cs
Плавающие на поверхности воды	860	3440
Погруженные в воду, не имеющие связи с дном	670	830
Погруженные в воду, прикрепленные ко дну	420	590
Погруженные, прикрепленные ко дну, с плавающими на поверхности воды листьями	270	790
Прибрежно-водные	150	600

Бентос, как правило, более загрязнен, чем население пелагиали, из-за большей загрязненности придонного слоя воды и грунта дна. Организмы, обитающие в поверхностном слое грунта и (или) потребляющие органические остатки, содержащиеся в донных отложениях, еще более подвержены загрязнению. В хищной рыбе (щука) концентрация радионуклидов значительно выше, чем в растительноядной рыбе

(линь), которая служит для них источником питания (“эффект трофических уровней”, табл. 4). Очевидным признаком радиоактивности может служить наличие у гидробионта структурных частей, в которых аккумулируется химический аналог радионуклида (например раковина у моллюсков). Планктон пелагиали, адаптированный к пассивному перемещению и имеющий большую удельную поверхность тела, эффективно адсорбирует РН.

Табл. 4 Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в пресноводной рыбе (Куликов, Молчанова, 1975).

Элемент	Самки	Самцы	Икра
Линь			
^{90}Sr	49	39	5
^{137}Cs	290	426	233
Щука			
^{90}Sr	77	57	7
^{137}Cs	1873	1360	1036

Таким образом уровень содержания РН в гидробионтах определяется множеством внешних и внутренних факторов. Количественно он может быть выражен как баланс входящих потоков (поглощение с пищей, поступление в процессе осморегуляции и сорбция) и выходящих (экскреция, выведение в процессе осморегуляции и десорбция). Существует ряд критериев по которым можно судить о степени радиоактивного загрязнения водных организмов.

Мониторинг радиоактивного загрязнения гидросферы

В настоящее время гидросфера подвержена постоянному загрязнению радиоактивному загрязнению в результате плановых и аварийных сбросов жидких отходов предприятиями ядерно-топливного цикла. Еще не закрыт окончательно вопрос о возможности захоронения опасных отходов, в том числе и радиоактивных в океанских впадинах. Особое опасение внушают старые хранилища радиоактивных

отходов, которые создавались на основе прежних взглядов на опасность радиоактивных веществ, без знания основ поведения РН в биосфере. Это обуславливает необходимость жесткого контроля за уровнем радиоактивного загрязнения водоемов. Наиболее информативным параметром для мониторинга загрязнения водоемов является удельная активность донных отложений. Для отслеживания загрязнения гидросферы определенными РН, могут использоваться части тел гиобионтов, накапливающих интересующий РН.

Методы радиоэкологических исследований

Изучение поведения РН в системах типа растение - почва

При изучении поведения РН в системах типа растение - почва широко используются эксперименты по внесению РН в почву и растительность (Шульц, Уикер, 1985). РН вносятся в сосуды с почвой или прямо в почву опытных участков. РН могут наноситься в виде растворов солей (например хлоридов) на поверхность компонентов наземной фитомассы или вводится в ствол деревьев.

При проведении исследований системного характера выбирают ключевые участки слагающие законченный геохимически сопряженный профиль, включающий в себя наиболее типичные элементарные ландшафты. На участках должны быть представлены экосистемы, в достаточной мере отражающие характерные особенности почвенного и растительного покрова региона исследований и пространственной неоднородности распределения, состава и плотности радиоактивных выпадений.

Метод отбора проб выбирается с учетом целей исследования. Так при отборе проб почвы для определения плотности загрязнения можно использовать так называемые кольца (цилиндры без дна с заточенной нижней кромкой). Ими отбирается монолит почвы, толщиной

равный высоте кольца. Для изучения миграции РН по профилю почвы применяются разъемные пробоотборники или (что более надежно в плане обеспечения чистоты отбора) цилиндрические пробоотборники с поршнем, которые позволяют отбирать почву послойно.

При отборе растительности для целей беглого радиационного мониторинга, достаточно отобрать определенные, наиболее загрязняемые при выпадения или в результате корневого поступления, фракции, доступные для отбора без валки дерева (кора, листья, хвоя). При углубленном изучении радиоактивного загрязнения экосистемы, отбор проб растительности осуществляется с учетом таксационного описания растительного покрова экспериментальных участков. Выбираются модельные деревья, близкие по параметрам к средним для данных участков. Выбранные деревья спиливаются и разделяются на структурные части: прирост хвои текущего года, старая хвоя, листва, ветки крупные и мелкие, генеративные органы (шишки, сережки, желуди). Отбор проб производился равномерно из всей кроны. Кора наружная (мертвые покровные ткани, кутикула, эпидерма, пробка), внутренняя кора (флоэма) и древесина в целом отбираются на разной высоте ствола - у комля, в середине и вершине.

Травянистую растительность отбирают методом укосных площадок в необходимой повторности с последующим разделением укосов по видам. Производится сбор плодовых тел всех встречающихся в достаточном количестве видов грибов и сбор ягод. Производится сбор растительного опада в исследуемых экосистемах с помощью опадоеуловителей. Сбор и учет опада проводится 2 раза в год, ранней весной после снеготаяния и поздней осенью после окончания массового листопада.

При обработке образцов, содержащих РН, следует учитывать возможность загрязнения более чистых образцов более грязными.

Собранные образцы высушиваются в сушильном шкафу в бумажном поддоне при $t=105^{\circ}\text{C}$, после чего размалывают на мельнице, для его гомогенизации.

При очень малой активности растительных образцов или образцов почвы, обогащенных органикой, может применяться озоление.

Для количественной оценки вертикальной миграции радионуклидов с внутри почвенным стоком проводятся лизиметрические исследования. Лизиметры закладываются на желаемую глубину. Почвенные монолиты для фиксации площади водосбора ограничиваются с боков по периметру на всю глубину полиэтиленовой пленкой. Отбор лизиметрических вод из приемников проводится ежемесячно. Пробы в полном объеме из разных повторностей по одной глубине смешиваются и упариваются до объема необходимого для измерений.

Интенсивность перераспределения радионуклидов в системе геохимически сопряженных ландшафтов оценивается по изменению плотности загрязнения почвы элементарных ландшафтов и по изменению мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД) в системе геохимически сопряженных ландшафтов. Измерение мощности экспозиционной дозы (МЭД) осуществляется дозиметром на поверхности почвы и на высоте 1 м .

Изучение поведения РН в гидросфере

При проведении исследований поведения РН в водной среде, используется внесение их в воду, грунт или донные отложения аквариумов или замкнутых водоемов. Мелкий радиоактивный живой корм в виде водных организмов типа веслоногих рачков, личинок насекомых и мальков рыб получается выдерживанием их в течении некоторого времени в сосудах, содержащих РН.

Отбор водных грунтов и донных отложений в крупных водоемах производится с помощью дночерпателей.

Зоопланктон и фитопланктон отбираются по стандартным гидробиологическим методикам с помощью сачков и планктонных сеток.

Отбор и обработка макрофитов аналогичен отбору травянистой растительности.

Изучение поведения РН в пищевых цепях

При изучении миграции РН в пищевых цепях, может быть использован корм, содержащий радионуклиды. Также используется введение РН в тело объектов исследования путем инъекций.

Литература

- Анохин В.А. Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах. М., Атомиздат, 1974, 144 с.
- Баженов В.А. и др. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: Справ. изд. Л., Химия, 1990, 464 с.
- Быков А.А., Демин Н.В., Мурзин Н.В. О камерных моделях миграции радионуклидов по пищевым цепям. М., ИАЭ им. Курчатова, 1984, 24 с.
- Константинов А.С. Общая гидробиология. М., Высш. школа, 1979, 480 с.
- Кривоуцкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А., Покаржевский А.Д., Таскаев А.И. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз.- М.: Наука, 1988, 240 с.
- Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. Москва, Энергоатомиздат, 1986, 150 с.
- Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология. М., Наука, 1975, 184 с.
- Мамихин С.В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М., Изд-во Моск. ун-та, 2003, 172 с.
- Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А. Модель многолетней динамики стабильного углерода и C-14 в целинных черноземах степного биогеоценоза. // Вестн. Моск. ун-та. Сер. почв., 1984, N4, с.13-18.
- Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А. Математическое моделирование многолетней динамики органического углерода в черноземе типичном агроценоза. Почвоведение, N8, 1984, с.98-102
- Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Динамика содержания Cs-137 в лесных биогеоценозах, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Экология, 1994, 2, с.43-49.

- Медник И.Г., Тихомиров Ф.А., Прохоров В.М., Карабань Р. Т. Модель миграции Sr-90 в молодых березовых и сосновых лесах.-Экология, 1981, N1, с.40-45.
- Несмеянов Ан.Н. Прошлое и настоящее радиохимии. Л., Химия, 1985, 168 с.
- Романов Г.Н., Спирин Д.А., Алексахин Р.М. Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде.-Природа, 1990, N5, с.53-58.
- Рублевский В.П. и др. Радиоактивный углерод в биосфере. М., Атомиздат, 1979, 152 с.
- Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М., Атомиздат, 1972, 176 с.
- Тихомиров Ф.А., Мамихин С.В. Математическая модель миграции C-14 в лиственных лесах на дерново-подзолистых почвах. Экология, 1983, N3, с.42-46
- Тихомиров Ф.А. Радиоэкология иода. М., 1983, 88 с.
- Тихомиров Ф.А. Радиоизотопы в почвоведении. М. 1985
- Рублевский В.П., Голенецкий С.П., Кирдин Г.С. Радиоактивный углерод в биосфере. М., Атомиздат, 1979, 150 с.
- Тихомиров Ф.А., Санжарова Н.А., Смирнов Е.Г. Накопление Sr-90 дикорастущими растениями лугового и лесного биогеоценозов.-Лесоведение, 1976, N2, с.22-27.
- Тихомиров Ф.А. Вопросы радиоэкологии леса.-В кн.: Вопросы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976, с.70-85.
- Шульц В., Уикер Ф. Радиоэкологические методы. М., Мир, 1985, 310.
- Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10 – летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999 – 268 с.
- Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б., Кляшторин А.Л., Мамихин С.В. Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах европейской части СНГ. // Радиационная биология, радиоэкология, т.36, вып.4, 1996, с.437-446
- Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды. М., Атомиздат, 1967, 332 с.
- Mamikhin S.V., Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. Dynamics of Cs-137 in the forests of the 30-km zone around the Chernobyl nuclear power plant //The Science of the Total Environment, 193 (1997), pp.169-177.
- Woodhead D.S. Concentrations of radionuclides in aquatic environments and the resultant radiation dose rates received by aquatic organisms. - In: Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems. - Vienna, IAEA, 1976, tech.rep.172, pp. 5 - 54.