

ИСКУССТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМАХ© 2004 г. член-корреспондент РАН Д.Г. Матишов¹

В статье обсуждаются вопросы радиоактивного загрязнения среды и биоты морских экосистем; источники и пути переноса искусственных радионуклидов в морях Арктики; радиоактивное загрязнение вод; состав и распределение радионуклидов в донных отложениях в биоте Баренцева моря, приводится классификация заливов по концентрации и составу искусственных радионуклидов в донных осадках; источники радиоактивного загрязнения Азовского моря; радиоактивное загрязнение вод, донных отложений и биоты Азовского моря.

Явление искусственной радиоактивности в природе существует с начала первых ядерных испытаний в 1945 г. и до настоящего времени. В северных морях и Арктике типичны сбросы и захоронения жидких и твердых техногенных радионуклидов. Определенный фон на акватории региона возникал от курсирующих атомных подводных лодок и ледоколов. Для южных морей основным источником поступления радионуклидов стала авария на Чернобыльской АЭС. В результате антропогенные нуклиды вовлекались в океанологические и биогеохимические процессы и, тем самым, проникали во все элементы морских экосистем.

Феномен радиоактивного загрязнения имеет глобальный экологический характер и является, в той или иной мере, отрицательным фактором для морских биоресурсов и человека. Однако долгое время представления о радиоактивном загрязнении морской воды, донных отложений, различных видов морской флоры и фауны носили отрывочный характер. Не проводился анализ миграции радионуклидов внутри всей экологической пирамиды и их трансформации по пищевым цепям: от фито- и зоопланктона к бентосу, рыбам, птицам, тюленям и китам.

Первые исследования радиоактивности морской среды выполнены отечественными и зарубежными институтами в 60–80-е годы. Важные результаты о загрязнении восточно-новоземельских бухт в местах захоронения контейнеров с радиоактивными отходами получены российско-норвежскими экспедициями в 1992–1994 гг. В 90-е годы в Баренцевом и Карском морях радиоэкологические съемки проводились НПО «Тайфун», Радиевым институтом, Институтом Океанологии РАН, а также рядом зарубежных организаций. Наблюдения за радиоактив-

ным загрязнением Азовского моря долгие годы проводил Институт биологии южных морей (Украина).

Важным этапом в изучении радиоактивного загрязнения морских экосистем стали работы Мурманского морского биологического института, выполненные в 1990–2003 гг. в Баренцевом и Азовском морях. В результате получен уникальный материал по содержанию радионуклидов в донных отложениях, воде и морской биоте, обобщение этого материала излагается в данной статье.

**МАТЕРИАЛЫ И
МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ**

В экспедициях ММБИ стратегия сбора проб была построена так, чтобы выявить уровни загрязнения ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ во всех элементах морской среды и биоты. Принципиально новым подходом в радиоэкологических работах стало привлечение экспертов-систематиков ММБИ (альгологов, бентологов, ихтиологов, орнитологов) при определении видов и классификации по группам представителей флоры и фауны.

Сбор образцов выполнялся стандартным оборудованием в соответствии с методиками, принятыми МАГАТЭ.

Радиохимические и γ -спектрометрические анализы проводились в ведущих лабораториях России, Польши, Финляндии и др. стран. Начиная с 2002 г., все γ -спектрометрические анализы выполняются в лаборатории ММБИ.

**ИСТОЧНИКИ И ПУТИ ПЕРЕНОСА
ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ
В МОРЯХ АРКТИКИ**

Современные представления о содержании и закономерностях распределения радионуклидов

¹ Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону

I уровень

Глобальные выпадения искусственных радионуклидов из атмосферы в результате ядерных испытаний и аварии на ЧАЭС

II уровень

Стоки в море с радиохимических заводов

III уровень

Слив жидких радиоактивных отходов в море с баз ядерного флота

Дампинг контейнеров с радиоактивными отходами

Вывос реками с водосборного бассейна глобальных выпадений

Вывос сибирскими реками стоков ядерных заводов

IV уровень

Ледники и айсберги арктических архипелагов

Многолетние и сезонные морские льды

Птичьи базары, места скопления рыб, моллюсков, макрофитов

**V уровень**

Эмиссия ядерных двигателей подводных лодок и ледоколов

Протечки при подземных ядерных взрывах в 1960—1980-е гг.

Атмосферные выбросы заводов по ремонту ядерных реакторов, кораблей и судов

Рис. 1. Формирование радиоактивного загрязнения северных морей

дают возможность, в зависимости от источников, подразделить пути формирования радиоактивного загрязнения среды и биоты арктических морей на пять уровней (рис. 1).

Их влияние, с одной стороны, имеет различные радиоэкологические масштабы (глобальный, региональный и местный), с другой эти уровни отражают реальные явления миграции и взаимодействий как первичных (прямых), так и вторичных источников. В таблице 1 приведены активности антропогенных радионуклидов, поступивших в моря Арктического бассейна в разное время от различных источников.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДЫ БАРЕНЦЕВА МОРЯ

В Баренцевом море ^{137}Cs распространен повсеместно. Анализ собранной в ММБИ информации по этому нуклиду дает возможность охарактеризовать его распределение и количественную динамику.

В 1970-е годы баренцевоморские воды содержали ^{137}Cs в основном от 5 до 30 Бк/м³; только на юго-западе моря его уровень составлял 25–60 Бк/м³. В 1980-е годы воды Баренцева моря аккумулировали самое большое количество ^{137}Cs – от 10 до 40–90 Бк/м³.

К настоящему времени уровень заметно снизился и не превышает 2–15 Бк/м³. Содержание ^{137}Cs в водах губы Западная Лица составляло 4.9 Бк/м³, в губе Ара 4.7 Бк/м³, на выходе из Кольского залива –

8.0 Бк/м³. Уровень ^{134}Cs – очень низкий (0.2–0.4 Бк/м³). В 1998 г. в Кольском заливе, вблизи базы «Атомфлота», поверхностные воды содержали около 3–9 Бк/м³ ^{137}Cs [2,3].

^{90}Sr является характерным элементом для баренцевоморских вод. В 1960-е годы отмечалась наибольшая активность стронция в море – до 24 Бк/м³. Небольшое снижение концентрации этого нуклида до 7–17 Бк/м³ происходило в 1970-е и 1980-е годы. Вода вблизи западного и восточного побережий Новой Земли, включая Печорское море, содержала ^{90}Sr от 9 до 15 Бк/м³ [4].

В 90-е годы XX века в воде Баренцева моря содержание ^{90}Sr снижалось, варьируя между 1 и 7 Бк/м³. Самый высокий уровень (26–140 Бк/м³) этого нуклида сохранился в губе Черной.

$^{239,240}\text{Pu}$ в небольших количествах отмечается по всей водной толще Баренцева моря [5,6,7]. В течение 1980-х гг. происходило постепенное снижение уровня этого нуклида в морской воде. В частности, в западной части моря была следующая динамика, Бк/м³: 1981 г. – 13–18, 1985 г. – 8–16, 1989 г. – 6–11.

В начале 1990-х годов загрязнение поверхностных вод $^{239,240}\text{Pu}$ на юге моря (к северо-западу от п-ова Рыбачий и западнее о. Вайгач) было всего 4–8 Бк/м³, на глубине 100 м его уровень был около 7–11.5 Бк/м³ [8]. В 1998 г. воды Кольского залива в районе базы «Атомфлота» содержали $^{239,240}\text{Pu}$ 18–70 Бк/м³.

Таблица 1. Источники поступления антропогенных радионуклидов [1]

Источник радионуклидов	Примечание	Суммарная активность
Глобальные выпадения из-за испытаний ядерного оружия в атмосфере	Между 1957 и 1963 гг. Вклад ^{90}Sr между 0.25 и 0.75 кБк/м ²	^{90}Sr – 4.2 ПБк ^{137}Cs – 6.7 ПБк
Местное выпадение на Новой Земле	87 испытаний в атмосфере	^{90}Sr – 20 ПБк ^{137}Cs – 30 ПБк
Выбросы Селлафильда	Общий выброс ^{137}Cs в Ирландское море – 41 ПБк (распад в 1994 г. – 28 ПБк)	^{137}Cs – 6.7 ПБк (Северный Ледовитый океан)
АПЛ “Комсомолец” (07.04.89 г., глубина 1680 м)	Реактор две торпеды с ядерными боеголовками (6.9 кг ^{239}Pu)	2.9 ПБк ^{137}Cs – 3.1 ПБк ^{90}Sr – 16 ПБк
Выбросы и утечки жидких и твердых радиоактивных отходов в бывшем СССР (Карское и Баренцево моря)	17 реакторов в Карском море на момент сброса: в настоящий момент (актиниды) продукты активации продукты деления твердые отходы (1964–1990 гг.) жидкие отходы (1960–1990 гг.)	90 ПБк 0.2–0.9 ПБк 4.4–4.8 ПБк 4.7 ПБк 0.6 ПБк 0.9 ПБк
Авиакатастрофа в Туле, северо-западная часть Гренландии (январь 1968 г.)	Неопределенное количество ^{239}Pu (между 400 и 500 г)	1 ТБк

СОСТАВ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ БАРЕНЦЕВА МОРЯ

Состав и содержание искусственных радионуклидов в поверхностных донных отложениях северных морей определяются как их химической природой, так и вещественным составом осадков.

^{137}Cs повсеместно присутствует в грунтах шельфа (рис. 2).

В начале 1980-х годов в Баренцевом море концентрация ^{137}Cs в донных осадках составляла от 10 до 30 Бк/кг. Основными загрязнителями считались западноевропейские радиохимические заводы [4]. В 90-ые годы в прибрежье Шпицбергена, Кольского полуострова, Новой Земли, Земли Франца-Иосифа, на мелководьях Печорского моря, концентрация ^{137}Cs в песчаных осадках изменялась от 0.6–3 до 6 Бк/кг.

В открытой части шельфа накопление ^{137}Cs варьирует в зависимости от батиметрии дна, гидродинамического режима, а также географического положения. На Мурманской, Медвежинской, Гусиной банках, покрытых алевритами и мелкозернистыми песками, содержится малое количество нуклидов (0.2–4.0 Бк/кг).

Радиоактивные элементы течениями смываются с поднятий морского дна во впадины. Поэтому сравнительно повышенное (5–11 Бк/кг) накопление ^{137}Cs типично для всех желобов и впадин шельфа. Глинистые отложения, покрывающие дно Центральной впадины (глубина 300–380 м), включают в себя от 5 до 9 Бк/кг ^{137}Cs , а ^{90}Sr от 0.2 до 0.8 Бк/кг [3]. Эта обширная впадина находится примерно в 250 км от новоземельских атомных полигонов. Максимальное содержание ^{137}Cs в морских отложениях (18–44 Бк/кг) было отмечено в Южно-Новоземельском желобе к югу от Чер-

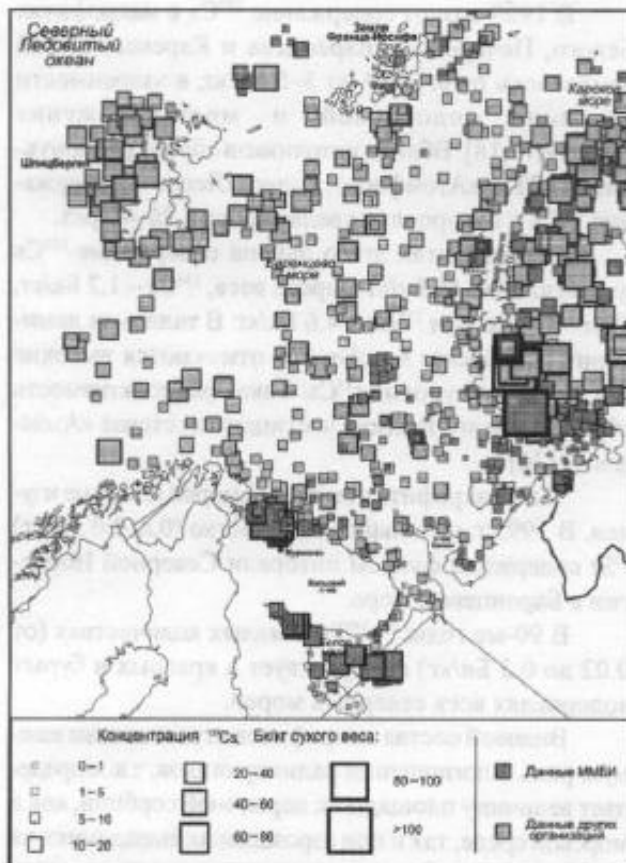


Рис. 2. Содержание ^{137}Cs в поверхностном слое донных отложений Баренцева и Белого морей в 90-е годы XX века

ной губы [3,9,10]. В грунтовых колонках, отобранных в этом желобе, отмечается миграция ^{137}Cs вглубь илов до 30 см.

^{90}Sr в морских осадках изучен только в нескольких районах [11–13]. Содержание ^{90}Sr изменяется от 0.11 до 0.74 Бк/кг.

$^{239,240}\text{Pu}$ присутствует повсеместно в осадках баренцевоморского шельфа в диапазоне от 0.1 до 20 Бк/кг. Неравномерное распределение этого нуклида определяется типом донных отложений и географической близостью к ядерным полигонам. Алевритовые отложения побережья включают плутоний порядка 0.3–1.7 Бк/кг. На дне Центральной впадины в илах концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ изменяется от 0.9 до 3.2 Бк/кг. В песках и крупных алевритах на Гусиной банке и мелководьях (до 70–90 м) Печорского моря концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ очень мала (0.1–1.0 Бк/кг). В отдельных ложбинах и желобах накопление $^{239,240}\text{Pu}$ увеличивается до 3.2–4.3 Бк/кг. Перемещение зараженных осадков в море из Черной губы стало причиной повышенных уровней $^{239,240}\text{Pu}$ на юго-востоке моря, в частности, в Южно-Новоземельской впади-

не до 13 Бк/кг. Поверхностные осадки формировались под влиянием притока $^{239,240}\text{Pu}$ во время и после испытания ядерного оружия под водой [7,10].

^{60}Co и ^{134}Cs встречаются в донных отложениях отдельных губ и заливов Баренцева моря.

КЛАССИФИКАЦИЯ ЗАЛИВОВ ПО КОНЦЕНТРАЦИИ И СОСТАВУ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ДОННЫХ ОСАДКАХ

Радиоактивность донных отложений заливов формируется в зависимости от их геоморфологических и океанографических условий, мощности питающих провинций. Спектр изотопов и диапазон их концентрации различны. Наиболее распространен в заливах ^{137}Cs . Реже встречается ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$. Местами в осадках локально отмечается ^{60}Co и ^{134}Cs . Анализ экосистем 40 заливов позволяет подразделить их на семь типов по концентрации и составу нуклидов в грунтах [3].

К первому типу относятся такие заливы, как Ярнышная, Триберка, Титовка, Ура, Мотовский (Кольский полуостров), Норденшельда, Глазова, Иностранцева (Новая Земля), Печорская губа. Их отложения имеют очень низкое содержание (1–15 Бк/кг) ^{137}Cs . Отсутствуют ^{60}Co и $^{239,240}\text{Pu}$.

Второй тип, к которому отнесены Двинская, Онежская, Печорская губы, характеризуется повышенной (20–70 Бк/кг) концентрацией ^{137}Cs , ^{60}Co в грунтах не выявлен.

Третий тип, в который определены Таганрогский, Финский и Ботнический заливы, выделяется высоким уровнем в грунтах ^{137}Cs (от 80 до 400 Бк/кг). В осадках присутствуют следы (0.2–3.0 Бк/кг) $^{239,240}\text{Pu}$, ^{90}Sr (0.3–9.0 Бк/кг), но ^{60}Co отсутствует.

Четвертый тип включает в себя такие губы, как Енисейская и Обская. Они принимают в себя радиоактивные стоки «Маяка» и других химкомбинатов. Концентрация нуклидов сравнительно высока: ^{137}Cs – 40–100 Бк/кг, ^{60}Co – 0.5–6.0 Бк/кг, ^{90}Sr – 3–16 Бк/кг и $^{239,240}\text{Pu}$ – 1–6 Бк/кг.

Пятый тип объединяет отдельные губы (Западная Лица, Сайда, Пала) Кольского и Мотовского заливов, в которых размещены базы военно-морского флота. В глубоких местах указанных губ отложения накопили $^{239,240}\text{Pu}$ от 2 до 9 Бк/кг, ^{137}Cs от 30 до 120 Бк/кг, ^{60}Co от 4–10 до 80 Бк/кг. К нему отнесены новоземельские губы: Абросимова, Степового и Цивольки за пределами влияния на грунты атомных контейнеров.

К шестому типу относится Черная губа, в которой производились ядерные испытания. Загрязнение губы остается сильным: ^{137}Cs от 50–200 до 1440 Бк/кг, ^{60}Co от 92 до 618 Бк/кг и $^{239,240}\text{Pu}$ – порядка 1000–5000 Бк/кг [2,14].

К седьмому типу отнесены акватории заливов Абросимова, Степового, Цивольки, где есть сильное воздействие на отложения мест захоронения атомных отходов; участок Кольского залива напротив «Атомфлота». В локальных местах морского дна наблюдаются крайне высокие уровни ^{137}Cs – от 0.6 до 100 тыс. Бк/кг, ^{90}Sr – от 0.3 до 4 тыс. Бк/кг и ^{60}Co – от 30 до 3 тыс. Бк/кг. Пестрая картина нуклидов в осадках частично связывается с присутствием «горячих» частиц [6,15].

НАКОПЛЕНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ БИОТОЙ БАРЕНЦЕВА МОРЯ

Планктон. В организмах фито- и зоопланктона уровень и темп аккумуляции радиоизотопов зависят от концентрации нуклидов в деятельном слое моря. В начале 1960-х годов баренцевоморский зоопланктон мог содержать в себе ^{137}Cs 5–50 Бк/кг, а в 1990-е годы порядка 2–10 Бк/кг.

Макрофиты. Наблюдения (1980–1993 гг.) на 14 полигонах вдоль берегов Норвегии в Северном, Норвежском и Баренцевом морях установили, что радиоактивное загрязнение фукуса пузырчатого (*Fucus vesiculosus*) имело тенденцию к снижению. Максимальных значений (до 10 Бк/кг) уровни ^{137}Cs в баренцевоморских фукусах (район Варде) достигали в начале 1980-х годов и в 1987 г. (до 7 Бк/кг) после Чернобыльской аварии [16] (рис. 3).

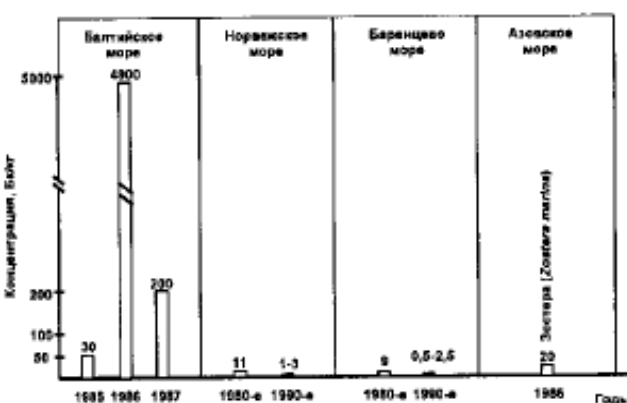


Рис. 3 Максимальные уровни ^{137}Cs в *Fucus vesiculosus*

В 1990-е годы содержание ^{137}Cs в макрофитах Белого, Печорского, Баренцева и Карского морей изменялось от 0.4–1.0 до 3–5 Бк/кг, в зависимости от вида водорослей и местоположения [2,11,12,17,18]. Вблизи источников сброса радионуклидов (РТП «Атомфлот», судно «Лепсе») содержание ^{137}Cs в водорослях увеличилось в 20–40 раз.

В макрофитах этого района содержание ^{137}Cs достигало 20–46 Бк/кг сырого веса, ^{134}Cs – 1.2 Бк/кг, ^{60}Co – 1.6 Бк/кг и ^{152}Eu – 4.6 Бк/кг. В талломах ламинарии (*Laminaria saccharina*) отмечаются высокие (до 260 Бк/кг) уровни ^{137}Cs . Такая радиоактивность обусловлена «горячими» частицами из стоков «Атомфлота» [6].

^{90}Sr в макрофитах северных морей почти не изучен. В 1993 г. небольшое количество (0.8–2.0 Бк/кг) ^{90}Sr содержали фукусы литорали Северной Норвегии в Баренцевом море.

В 90-ые годы $^{239,240}\text{Pu}$ в малых количествах (от 0.02 до 0.3 Бк/кг) присутствует в красных и бурых водорослях всех северных морей.

Видовой состав макрофитов играет весьма важную роль в поглощении радионуклидов, т.к. определяет величину площади их первичной сорбции, как в морской среде, так и при аэрозольных выпадениях на отливе. Самые большие индивидуальные размеры имеют ламинариевые водоросли, заросли ламинарии образуют на литорали самую большую биомассу. По способности аккумулировать радиоизотопы морские водоросли можно расположить по нисходящей в следующий ряд: *Laminaria saccharina* > *Fucus vesiculosus* > *Fucus inflatus* > *Ascophyllum nodosum* > *Palmaria palmata* > *Fucus* sp. > *Chorda filum* [3].

Бентос. В северных морях искусственная радиоактивность в бентосных организмах накапливается в процессе их жизнедеятельности, т.к. их средой обитания является морской грунт – главный аккумулятор радионуклидов.

В 1990-е годы проанализировано загрязнение порядка 60 видов основных таксономических групп (*Bivalvia*, *Gastropoda*, *Echinodermata*, *Crustacea*, *Decapoda*, *Annelida*, *Bryozoa*) Баренцева, Печорского, Белого и Карского морей. В целом, содержание ^{137}Cs варьировало от 1 до 9.5 Бк/кг. Северная креветка имела в себе цезия от 1.6 до 7.9 Бк/кг, а морской еж – 1.8 Бк/кг.

Выявлен феномен активного поглощения ^{137}Cs высшими червями-иловыми (*Annelida*) на дне арктических морей [18,19] (рис. 4). Вполне очевидна корреляция количества радиоцезия в теле червей с мелкими алевритами и глинистыми илами, в которых они обитают.

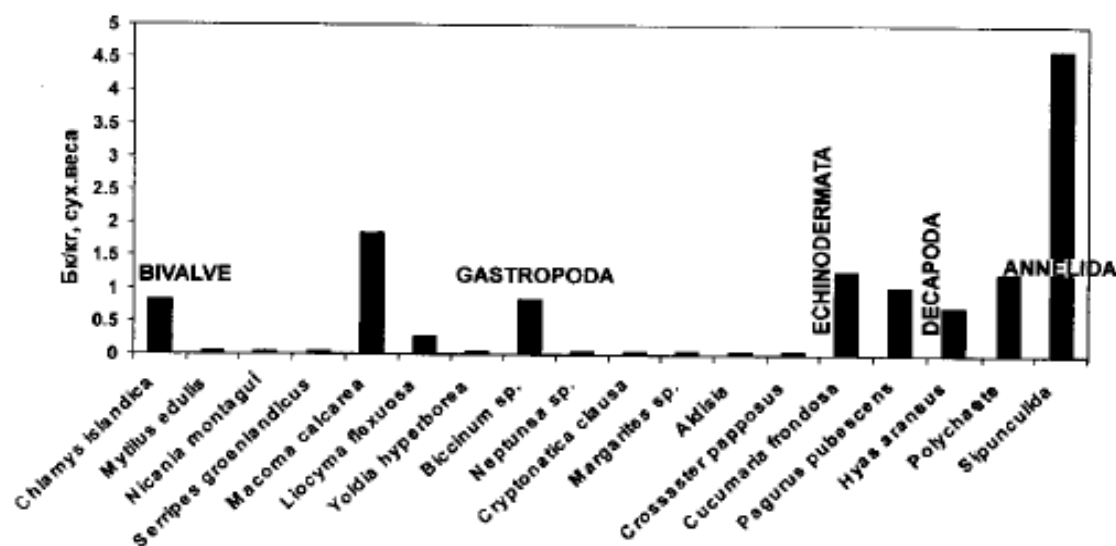


Рис. 4. Концентрация ^{137}Cs в пробах бентоса, отобранных в Печерском море в 1993 г.

Ранжирование изученных видов зообентоса в северных морях по содержанию в них ^{137}Cs выглядит следующим образом (ряд выстроен по мере снижения уровня, Бк/кг): *Annelida* (высшие черви, полихеты) – 4.7–6.2, хитиновые трубки – 10–20 > *Bivalvia* (двустворчатые моллюски) – 1–9 > *Decapoda* (десятиногие раки, креветки) – 0.3–8 > *Amphipoda* (бокоплавы, разноногие рачки) – 2–3 > *Echinodermata* (иглокожие) – 0.3–2.2 > *Gastropoda* (брюхоногие моллюски) – 0.3–1.1 [3].

Так как аккумуляция радионуклидов связана с образом жизни и питанием беспозвоночных, то полихеты, креветки и другие животные, роющие и заглатывающие илистые грунты, обогащенные частицами изотопов, более загрязнены.

^{60}Co в зообентосе встречается в малых количествах (0.1–1.5 Бк/кг) в отдельных участках заливов и иногда локально на шельфе [12, 17, 18, 20].

^{90}Sr присутствует в следовых концентрациях (0.01–0.4 Бк/кг) в некоторых видах донных беспозвоночных.

$^{239,240}\text{Pu}$ в бентосе северных морей накапливается в крайне низких (0.01–0.02 Бк/кг) количествах. Такие уровни плутония содержат гаммарусы, офиуры и крабы (*Hyas sp.*) в восточно-новоземельских губах вблизи подводных могильников.

Рыбы. Ихтиофауна генерирует энергию низших трофических уровней и служит кормовой базой для морских млекопитающих и птиц. На концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ в органах и тканях рыб могут существенно влиять условия их обитания, питания, межвидовые отношения.

В 1980–1990-е годы концентрация ^{137}Cs в рыбах была очень низкой. В органах и тканях рыб уровень ^{137}Cs примерно в 2 раза выше, чем в костях. Максимальные значения ^{137}Cs изменялись от 1 до 3 Бк/кг. Во многих случаях концентрация ^{137}Cs в рыбах была близка к нулю. Иногда уровень ^{137}Cs достигал 3.5 Бк/кг (треска, 1983) и 5.0 (сельдь, 1992).

Стронций преимущественно накапливается в костной ткани рыб. Его уровень в костях (0.3–0.6 Бк/кг) в несколько раз выше, чем в органах и тканях рыб. Максимальное количество ^{90}Sr в организме рыб отмечалось в 1961–1962 гг. в период самых интенсивных ядерных взрывов. Треска, зубатка, пикша содержали в себе этот радионуклид на уровне 40–75 Бк/кг. Максимальное значение ^{90}Sr (близкое к 90 Бк/кг) зафиксировано у баренцевоморской сайды *Pollachius virens* в 1963 г. [21]. В 1980–1990-е годы в треске, палтусе, сайде и др. рыбах-хищниках Баренцева моря ^{90}Sr отмечается в малых количествах от 0.01 до 0.9 Бк/кг.

Все наблюдаемые в 1990-е годы уровни содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в морских рыбах арктической зоны были на очень низком уровне (0.001–0.05 Бк/кг).

Радиоактивность рыб Баренцева моря в настоящее время намного ниже международных норм содержания искусственных радионуклидов в продуктах питания. Доза внутренней радиации в рыбах может быть оценена как низкая, в среднем от 4 до 24 мкЗ в/год. При ежегодном потреблении 15 кг филе рыбы эффективная эквивалентная доза будет около 1–3 мкЗ в/год [22].

Птицы. Среди высших звеньев морских экосистем Арктики и Субарктики особая роль в биогеохимическом круговороте веществ, в том числе радиоактивных, принадлежит морской орнитофауне. Основное значение в процессе аккумуляции имеют уровни радиоактивности пищи, рацион питания, который определяется видом птиц, загрязнением мест гнездования, возрастом особи.

Для баренцевоморских птиц удалось наметить следующий видовой ряд по уровню аккумуляции ^{137}Cs : большой крохаль (0.2 Бк/кг) > обыкновенный чистик (0.43 Бк/кг) > люрики (0.4–1.1 Бк/кг) > обыкновенная чайка (около 1 Бк/кг) > гага (0.1–3.3 Бк/кг) > моевка (0.5–3.3 Бк/кг) > большая морская чайка (2.4–5.6 Бк/кг) > большой поморник (3–40 Бк/кг) [3]. Такая закономерность обусловлена не только качественным составом пищевого рациона птиц и различной доступностью из него изотопов, но и местом сбора корма. Намечается общая тенденция снижения радиоактивности птиц, кормом которых являются морские ракообразные и другие представители зоопланктона и зообентоса.

Тюлени и киты. Морские млекопитающие замыкают биорадиохимические циклы. В местах нагула, спаривания, пополнения популяции потомством происходит интенсивный круговорот органического вещества. Только в Баренцевом море обитает 10–20 млн. особей китов и тюленей. Совершая сезонные миграции, тюлени и киты аккумулируют и переносят на многие тысячи километров радиоактивные элементы. В организм они поступают в процессе питания и дыхания.

Аккумуляция ^{137}Cs происходит, в основном, в мышечных тканях китов и тюленей. Его уровень колеблется от 0.2 до 1–6 Бк/кг [18,23]. При наличии в местах обитания региональных источников накопление ^{137}Cs может достигать 20–50 Бк/кг.

Степень накопления радиоцезия в органах и тканях имеет определенную направленность. Для гренландского тюленя намечается ряд (Бк/кг сухой массы): в хрящевых ребрах и поджелудочной железе – 0.6–0.95; в яичниках – 0.56; в хрящах и почках – 0.47–0.49; в сердце, мускулах, мозге, желчном пузыре, щитовидной железе и хрящевом копчике – 0.34–0.37; в печени, легких, желудке и яичках – 0.29–0.31; в сводных образцах костей (конечности, плечо, таз, позвоночный столб и ребра) – 0.24–0.26; в жире – 0.07–0.20.

В мышцах малого полосатика, добытого в Норвежском море в 1988 г., выявлено порядка 3–6 Бк/кг ^{137}Cs . Заметно ниже (0.9–1.4 Бк/кг) уровень ^{137}Cs был в 1992 г. в малых полосатиках на юге Баренцева моря

[24]. Очевидна тенденция возрастания уровня радиоактивности в китах Минке по мере приближения к западноевропейским источникам загрязнения.

^{90}Sr , который в природе является спутником кальция, концентрируется главным образом в костях тюленей и китов [18,24]. Анализ костей нескольких китов Минке, добытых в 1988 г. в Норвежском море, показал уровни до 6 Бк/кг.

$^{239,240}\text{Pu}$ изучен в морских млекопитающих в нескольких случаях. В организме серых тюленей Северного моря этот нуклид фиксируется на очень низком (0.001–0.05 Бк/кг) уровне [25]. Концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ в беломорских бельках была ниже определяемого минимума измерения [18].

Таким образом, уровень концентрирования из морской среды ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ пелагическими и донными рыбами, птицами и морскими млекопитающими северных морей на протяжении 50–90-х годов был сравнительно низким. Характерно то, что их общую радиоактивность определяет, в основном, ^{137}Cs в мягких тканях и органах.

ИСТОЧНИКИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ АЗОВСКОГО МОРЯ

Для Азовского моря характерны три основных источника поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr : радиоактивные выпадения из атмосферы, поступление радионуклидов с речным стоком, а также с водами Черного моря.

За время испытаний ядерного оружия, в середине 60-х гг. из атмосферы на поверхность Азовского моря выпало в среднем 2.5×10^{12} Бк ^{90}Sr . После аварии на Чернобыльской АЭС в мае 1986 г., были зарегистрированы максимальные выпадения ^{90}Sr и ^{137}Cs из атмосферы на поверхность Азовского моря. С апреля по декабрь 1986 года на поверхность Азовского моря поступило 76×10^{12} Бк ^{137}Cs и 24.8×10^{12} Бк ^{90}Sr . Всего за период с 1986 по 2000 г. на акваторию моря поступило 99.2×10^{12} Бк ^{137}Cs и 31.4×10^{12} Бк ^{90}Sr [26].

С речными водами в Азовское море в период с 1986–2000 гг. поступило в среднем 15.7×10^{12} Бк ^{90}Sr и ^{137}Cs – 4.2×10^{12} Бк, а с водами Черного моря – 10.7×10^{12} Бк ^{90}Sr и 25.2×10^{12} Бк ^{137}Cs [26].

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДЫ АЗОВСКОГО МОРЯ

В 1985 г. концентрация ^{137}Cs в воде Азовского моря составляла в среднем 2.2 Бк/м^3 . После аварии на ЧАЭС концентрации ^{137}Cs в воде Азовского моря находились в диапазоне от 22.2 Бк/м^3 до 148.1 Бк/м^3 ,

при среднем значении 70.4 Бк/м^3 . В 1987 г. среднее содержание ^{137}Cs составляло 34.5 Бк/м^3 , при максимальной величине 259.0 Бк/м^3 (в Таганрогском заливе, в районе г. Ейска) и минимальной – 7.4 Бк/м^3 (в районе Арабатской стрелки). Такое неравномерное распределение радионуклида объясняется суточными выпадениями ^{137}Cs на эту часть моря, что привело к образованию обособленного загрязненного пятна. [27,28].

Последние данные по радиоактивному загрязнению воды Азовского моря относятся к 2003 г. Активность ^{137}Cs в поверхностных водах Азовского моря в июне 2003 года варьирует от 1.5 до 19.6 Бк/м^3 (рис. 5).

Наиболее высокие концентрации ^{137}Cs в воде Азовского моря в 2003 г. наблюдались в районе Керченского пролива (19.6 Бк/м^3). В центральной части Азовского моря концентрация ^{137}Cs составляет $8\text{--}11 \text{ Бк/м}^3$. Такие концентрации обусловлены поступлением соленых, обогащенных ^{137}Cs вод из Черного моря (средняя концентрация ^{137}Cs в поверхностных водах Черного моря в 2002 г. составляла $33\text{--}38 \text{ Бк/м}^3$). В Таганрогском заливе содержание ^{137}Cs , в воде Азовского моря снижается до $3\text{--}5 \text{ Бк/м}^3$, а в дельте р. Дон составляет 1.5 Бк/м^3 . Такое распределение концентрации ^{137}Cs объясняется тем, что ^{137}Cs в речных водах мигрирует в составе взвешенного вещества, осаждаясь в донные отложения, поэтому в районе действия речного стока содержание цезия в воде невелико.

Общее представление о направленности и интенсивности трансформации ионного стока ^{137}Cs можно получить из анализа закономерностей миграции растворенной формы этого элемента в эстуарной зоне.

В зависимости от степени вовлечения в химические и биохимические реакции, различают консервативное и неконсервативное поведение химических компонентов в зоне смешения речных и морских вод. В случае консервативного поведения компонента изменение его концентрации обусловлено исключительно процессами динамического смешения речных и морских вод. При смешении двух водных масс между концентрацией консервативного компонента i и соленостью S наблюдается линейная зависимость.

Результаты исследований 2001–2003 гг. указывают на неконсервативное поведение ^{137}Cs в Азовском море. В районе Керченского пролива раствор по отношению к взвеси обогащен ^{137}Cs . Однако при солености $8\text{--}10 \text{ PSU}$ (район выхода из Таганрогского залива) за счет реакций сорбции уже взвесь оказывается обогащенной ^{137}Cs по отношению к раствору (рис. 6).

В 2003 г. впервые был проведен гамма-спектрометрический анализ взвешенного вещества, собранного с помощью седиментационных ловушек в дельте р. Дон. Концентрация ^{137}Cs во взвеси составила 31.2 Бк/кг .

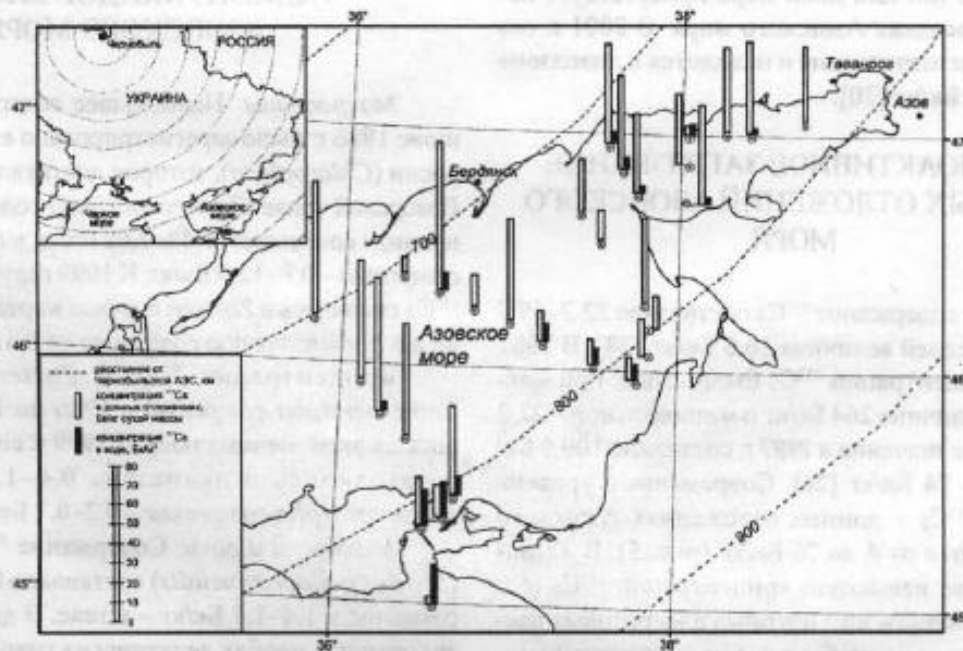


Рис. 5. Концентрация ^{137}Cs в донных отложениях и воде Азовского моря (2003 г.)

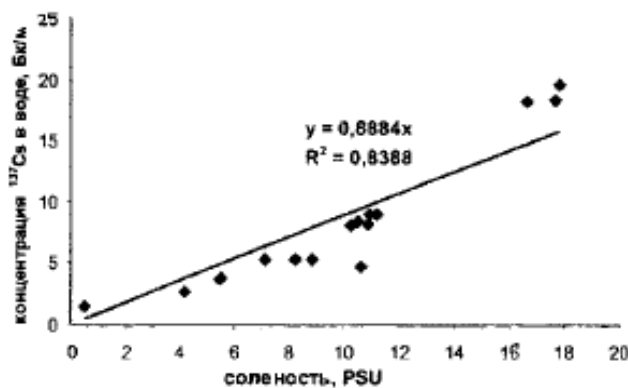


Рис. 6. Зависимость между концентрацией ^{137}Cs и соленостью в Азовском море

Наибольшие концентрации ^{90}Sr в Азовском море наблюдались в середине 60-х гг. (в среднем 168 Бк/м^3). С течением времени концентрация ^{90}Sr в Азовском море снижалась и к 1985 г. уровень ^{90}Sr в среднем составлял 14 Бк/м^3 [29]. После аварии на Чернобыльской АЭС концентрация ^{90}Sr изменялась в диапазоне $33.3\text{--}95 \text{ Бк/м}^3$, при средней величине 57.1 Бк/м^3 . К 2000 г. содержание ^{90}Sr снизилось до 9.6 Бк/м^3 .

По данным 2001 г. концентрация ^{90}Sr в воде Азовского моря находилась в пределах от 4 до 17 Бк/м^3 , при среднем значении 11.1 Бк/м^3 . Полученные данные показывают, что концентрация ^{90}Sr в воде Азовского моря достигла уровня, который наблюдался до аварии на Чернобыльской АЭС [30].

$^{239,240}\text{Pu}$ в той или иной мере присутствует повсеместно в осадках Азовского моря. В 2001 г. его содержание незначительно и находится в диапазоне от 0.09 до 1.6 Бк/кг [30].

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ АЗОВСКОГО МОРЯ

В 1986 г. содержание ^{137}Cs составляло $22.2\text{--}59.7 \text{ Бк/кг}$, при средней величине 36.6 Бк/кг [28]. В 1987 и 1988 гг. концентрации ^{137}Cs были выше: при максимальной величине 264 Бк/кг и минимальной – 22.2 Бк/кг . Среднее значение в 1987 г. составило 100.9 Бк/кг , а в 1988 – 74 Бк/кг [26]. Современный уровень накопления ^{137}Cs в донных отложениях Азовского моря колеблется от 6 до 76 Бк/кг (рис. 5). В Таганрогском заливе невысокие концентрации ^{137}Cs (6.0 Бк/кг) обнаружены в зоне крупных алевритовых песков, залегающих на глубине 2–6 м с активным гидродинамическим режимом. Самое высокое содержа-

ние указанного нуклида от 50 до 76 Бк/кг отмечается в глинистых илах центральной самой глубокой части моря. В осадках Керченского пролива активность ^{137}Cs в среднем составляет 20 Бк/кг [31].

Что касается вертикального распределения ^{137}Cs в толще донных отложений, то в колонке, отобранной в 1998 г., на фоне тенденции уменьшения содержания ^{137}Cs с глубиной от 71.6 Бк/кг до 1.0 Бк/кг хорошо прослеживаются два пика: первый в слое 4–6 см – 127 Бк/кг и второй в слое 8–10 см – 88.4 Бк/кг . Первый пик, вероятно, относится к максимуму радиоактивных атмосферных выпадений после аварии на Чернобыльской АЭС, а второй пик связан с периодом испытаний ядерного оружия в атмосфере [28,32].

Содержание ^{90}Sr в 1961–1962 гг. в донных отложениях Азовского моря находилось в пределах от 0.6 до 3.6 Бк/кг . В 1986–1987 гг. содержание ^{90}Sr в донных осадках составляло в среднем 1.37 Бк/кг , при максимуме 2.89 Бк/кг и минимуме 0.65 Бк/кг [26]. В настоящее время содержание ^{90}Sr в донных отложениях изменяется от 1.1 до 7.9 Бк/кг [30].

Что касается особенностей распределения ^{90}Sr в поверхностном слое донных отложений, то наибольшие значения этого радионуклида приурочены к ракушнякам, а среди терригенных осадков – к мелкоалевритовым илам и пескам, наиболее обогащенным биогенным карбонатом кальция.

НАКОПЛЕНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ БИОТОЙ АЗОВСКОГО МОРЯ

Макрофиты. Наибольшее содержание ^{137}Cs в июне 1986 г. было зарегистрировано в зеленой водоросли (*Chlorophyta*), которое достигало – 20.7 Бк/кг . В морской траве (*Zostera marinae*) содержание этого нуклида составляло $1.48\text{--}7.62 \text{ Бк/кг}$, в *Entheromorpha compressa* – $0.8\text{--}12.5 \text{ Бк/кг}$. К 1999 году концентрация ^{137}Cs снизилась в *Zostera marinae* в среднем до 0.5 Бк/кг , а в *Entheromorpha compressa* до 0.31 Бк/кг .

Концентрация ^{90}Sr в *Zostera marina* и *Entheromorpha compressa* с 1986 по 1999 г. уменьшалась экспоненциально. В 1999 г. содержание ^{90}Sr в находилось в диапазоне $0.4\text{--}1.4 \text{ Бк/кг}$, а в *Entheromorpha compressa* – $0.2\text{--}0.7 \text{ Бк/кг}$ [26,28].

Моллюски и раки. Содержание ^{137}Cs в мидиях (*Mytilus galloprovincialis*) составляло $0.3\text{--}2.4 \text{ Бк/кг}$ в раковине и $1.4\text{--}1.7 \text{ Бк/кг}$ – в теле. В двух проанализированных пробах десятиногих раков, содержание ^{137}Cs составляло $1.8\text{--}6.3 \text{ Бк/кг}$.

Влияние радиоактивных чернобыльских осадков на концентрацию ^{90}Sr в зообентосе Азовского моря не превысило уровни глобальных выпадений. Содержание ^{90}Sr в мидиях (*Mytilus galloprovincialis*) составляло 0.4–12.1 Бк/кг в раковине и 1.4 Бк/кг – в теле. В десятиногих раках содержание ^{90}Sr составляло – 0.3–0.4 Бк/кг [26,28].

Рыбы. В 1999 г. были проанализированы три вида рыб Азовского моря: чехонь (*Pelecus cultratus*) – 1.22 Бк/кг, лещ (*Abramis brama*) и судак (*Lucioperca Sandra*) – 0.21 Бк/кг и 0.99 Бк/кг, соответственно.

Наибольшие значения ^{90}Sr характерны для периода максимальных радиоактивных выпадений из атмосферы в 60-х гг. Концентрации ^{90}Sr в тканях осетра (*Acipenser guldenstadii*) и севрюги (*Acipenser stellatus*) достигали 0.8 Бк/кг и 0.85 Бк/кг, соответственно.

В 1999 г. концентрации ^{90}Sr составили: в чехони (*Pelecus cultratus*) – 0.2 Бк/кг сыр. м., в леще (*Abramis brama*) и судаке (*Lucioperca Sandra*) 0.12 Бк/кг и 0.1 Бк/кг, соответственно [3,26]. Для населения, употребляющего в пищу рыбу из Азовского моря, дозовые нагрузки составляют 0.2–0.6 $\times 10^{-6}$ Зв/год, для рыбаков – 2.0 $\times 10^{-6}$ Зв/год.

ВЫВОДЫ

Таким образом, многолетние собственные исследования радионуклидов в окружающей среде с позиций экосистемной методологии и анализ разноплановой литературы позволили сформулировать и обосновать новые теоретические положения и выводы о функциональном состоянии морских биогеоценозов и экологических механизмах их самоочищения от радиоактивного загрязнения. Основные выводы следующие:

1. На основе анализа источников и путей переноса искусственных радионуклидов по-новому представлен вклад глобальных, региональных и локальных источников в загрязнение экосистем северных морей, а также Азовского моря.

2. В течение 1986–2000 гг. в Баренцевом и Азовском морях происходила первичная трансформация радиоактивного загрязнения и направленное его снижение во всех компонентах экосистемы за счет полураспада ^{137}Cs и ^{90}Sr , сокращения сброса изотопов, депонирования в донные отложения, биофильтрации, биоаккумуляции и других процессов самоочищения.

3. Доказано, что экосистема побережья является масштабным маргинальным фильтром и аккумулятором антропогенных нуклидов. В заливах и губах Баренцева моря отмечаются максимальные

уровни ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях и зообентосе. Мощную фильтрующую функцию выполняет пояс макрофитов на арктической литорали и сублиторали.

4. Установлены закономерности биоаккумуляции радионуклидов различными видами организмов в зависимости от места обитания, образа жизни и питания.

5. Низкие концентрации ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ в экосистемах пелагиали и бентали не оказывают токсического воздействия на функционирование сообществ морских организмов. Люди, употребляющие в пищу морепродукты из Баренцева и Азовского морей, получают низкие, не представляющие опасности, эквивалентные дозы радиации.

6. Сопоставление современных уровней радиоактивного загрязнения экосистем Баренцева и Азовского морей позволяет сделать вывод о том, что в Азовском море влияние чернобыльской эмиссии еще ощущается, тогда как в северных морях эти радиоактивные выбросы практически не заметны.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Aarkrog A. // J. Environ. Radioactivity. 1994. № 25. P.21–35.
2. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Намятов А.А., Зуев А.Н., Кириллова Е.Э. В кн. Кольский залив: океанография, биология, экосистемы, поллютанты. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. С.208–240.
3. Матишов Д.Г., Матишов Г.Г. Радиационная экологическая океанология. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001. 417 с.
4. Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. // Атомная энергия. 1985. Т.58. Вып.6. С.445–449.
5. Kershaw P.J., Baxter A.J. // Deep-Sea Res. 1995. V.42. № 6. P.1413–1448.
6. Nikitin A., Chumichev V.B., Vakulovsky S.M. // Materials of the 4th Inter. Conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic. Edinburgh. 1999. P.179–180.
7. Smith J.N., Ellis K.M., Naes K., Matishov D., Dahle S. // Deep-Sea Res. 1995. № 6. P.1471–1493.
8. Foyn L., Nikitin A. // Octob. 1993: Report from the expedition on board r/v "V. Buinitskiy", with some preliminary results, 1993. 29 p.
9. Матишов Д.Г. Радионуклиды в донных осадках, биоте шельфа и побережий Баренцева моря. Результаты радиоэкологических наблюдений, проведенных ММБИ в 1991–1992 гг.: Препр. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1993. 34 с.
10. Smith J.N., Ellis K.M., Forman S., Polyak L., Ivanov G., Matishov D., Kilus L., Dahle S. // Environmental Radioactivity in the Arctic / Ed. P. Strand, A. Cooke. Ostersas. 1995. P.179–185.

11. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Щина Е., Павлова Л.Г. // ДАН. 1994. Т.337. № 6. С.824–826.
12. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Щина Е., Рissanen К. Радионуклиды в экосистеме региона Баренцева и Карского морей. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1994. 237 с.
13. Rissanen K., Matishov G., Matishov D. // Environmental Radioactivity in the Arctic / Ed. P. Strand, A. Cooke. Osters. 1995. P.208–214.
14. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Намятов А.А. В кн.: Биология и океанография Карского и Баренцева морей (по трассе Севморпути). Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1998. С.422–430.
15. Strand P., Nielsen S.P. // Environmental Radioactivity in the Arctic / Ed. P. Strand, A. Cooke. Osters. 1995. P.156–158.
16. Sickel M.A., Selnas T.D., Christensen G.C., Strand P. // Rep. from the National surveillance program Strallvern Rapport. 1995. P.23–24.
17. Rissanen K., Matishov G., Matishov D., Ikdheimonen T., Tarja K. // The Science of the Total Environment. 1996. P.325–327.
18. Rissanen K., Ikdheimonen T., Matishov D., Matishov G. // Radioprotection-Colloques. 1997. V.32. P.C2–323–C2–331.
19. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Рissanen К. В кн.: Биогеоценозы гляциальных шельфов Западной Арктики. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1996. С.251–266.
20. Strand P. Radioactivity, AMAP, Assessment Report: Arctic Pollution Issues, Oslo. 1998. P.526–552.
21. Foyн L., Svaren I. // Environmental Radioactivity in the Arctic / Ed. P. Strand, A. Cooke. Osters. 1995. P.215–220.
22. Kanisch G., Nagel G. // Inform. Fischwirt. 1992. V.39. № 1. P.158–169.
23. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Рissanen X. // ДАН. 1996. Т.351. № 6. С.844–846.
24. Gordon C., Christensen G.C., Steinnes E. // Materials of the 4th Inter. Conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic. Edinburgh, 1999. P.197–199.
25. Andersen S.S., Livens F.R., Singleton D.L. // Mar. Pollut. Bull. 1990. V.21. № 7. P.343–345.
26. Матишов Г.Г., Абраменко М.И., Гаргона Ю.М., Буфетова М.В. Новейшие экологические феномены в Азовском море (вторая половина XX века). Т. V. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2003. 441 с.
27. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Буфетова М.В., Намятов А.А. В кн.: Среда, биота и моделирование экологических процессов в Азовском море. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001. С. 187–195.
28. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Намятов А.А., Рисик Н.С., Буфетова М.В. В кн.: Закономерности океанологических и биологических процессов в Азовском море. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2000. С. 369–398.
29. Радиоактивное загрязнение территории СССР в 1986 г. / Ежегодник под ред. К.П. Маханько. Обнинск: НПО "Тайфун", 1987. 134 с.
30. Матишов Д.Г., Матишов Г.Г., Буфетова М.В., Касаткина Н.Е., Моисеев Д.В. // ДАН. 2003. Т. 391. №2. С. 247–249.
31. Матишов Д.Г., Матишов Г.Г., Касаткина Н.Е., Усягина И.С. // ДАН. 2004. Т. 396. № 3. С. 394–396.
32. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Намятов А.А. В кн.: Современное развитие эстуарных экосистем на примере Азовского моря. Апатиты: изд. КНЦ РАН, 1999. С. 249–271.

ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN MARINE ECOSYSTEMS

© corresponding Member of the RAS D.G. Matishov

Questions of radioactive pollution of environment and biota of marine ecosystems are discussed in the article; sources and ways of carrying artificial radionuclides in the seas of Arctic regions; radioactive pollution of waters; the structure and distribution of radioisotopes in sediments and organisms of the Barents sea, is resulted classification of gulfs on concentration and structure of artificial radionuclides in ground deposits; sources of radioactive pollution of the Azov sea; radioactive pollution of waters, ground adjournment and biota of the Azov sea.

REFERENCES

1. Aarkrog A. 1994. *J. Environ. Radioactivity*. 25: 21–35.
2. Matishov G.G., Matishov D.G., Namyatov A.A., Zuev A.N., Kirillova E.E. 1997. In: *Kol'skiy zaliv: okeanografiya, biologiya, ekosistemy, pollyutanty*. [Kola Bay. Oceanography, biology, ecosystems, pollutants]. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 208–240. (In Russian).
3. Matishov D.G., Matishov G.G. 2001. *Radiatsionnaya ekologicheskaya okeanologiya*. [Radiation Environmental oceanography]. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 417 p. (In Russian).
4. Vakulovskiy S.M., Nikitin A.I., Chumichev V.B. 1985. *Atomnaya energiya*. 58(6): 445–449. (In Russian).
5. Kershaw P.J., Baxter A.J. 1995. *Deep-Sea Res.* 42(6): 1413–1448.
6. Nikitin A., Chumichev V.B., Vakulovsky S.M. 1999. In: *Materials of the 4th Inter. conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic*. Edinburg: 179–180.
7. Smith J.N., Ellis K.M., Naes K., Matishov D., Dahle S. 1995. *Deep-Sea Res.* (6): 1471–1493.
8. Foyn L., Nikitin A. 1993. *Octob. 1993: Report from the expedition on board r/v "V. Buinitskiy", with some preliminary results*. 29 p.
9. Matishov D.G. 1993. *Radionuklidy v donnykh osadkakh, biote shel'fa i poberezhnyy Barentseva morya. Rezul'taty radioekologicheskikh nablyudeniy, provedennykh MMBI v 1991–1992 gg.: Preprint*. [Radionuclides in sediments, biota shelf and the Barents Sea coast. Results of radioecological surveys conducted in 1991–1992 MMBI: Preprint]. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 34 p. (In Russian).
10. Smith J.N., Ellis K.M., Forman S., Polyak L., Ivanov G., Matishov D., Kilius L., Dahle S. 1995. In: *Environmental Radioactivity in the Arctic*. Ed. P. Strand, A. Cooke. Ostersund. P. 179–185.
11. Matishov G.G., Matishov D.G., Shchiba E., Pavlova L.G. 1994. *DAN*. 337(6): 824–826.
12. Matishov G.G., Matishov D.G., Shchiba E., Rissanen K. 1994. *Radionuklidy v ekosisteme regiona Barentseva i Karskogo morey*. [Radionuclides in the ecosystem Barents and Kara Seas]. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 237 p. (In Russian).
13. Rissanen K., Matishov G., Matishov D. 1995. In: *Environmental Radioactivity in the Arctic*. Ed. P. Strand, A. Cooke. Ostersund. P. 208–214.
14. Matishov G.G., Matishov D.G., Namyatov A.A. 1998. In: *Biologiya i okeanografiya Karskogo i Barentseva morey (po trasse Sevmorputi)*. [Biology and Oceanography of the Kara and Barents Seas (on the Northern Sea Route)]. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 422–430. (In Russian).
15. Strand P., Nielsen S.P. 1995. In: *Environmental Radioactivity in the Arctic*. Ed. P. Strand, A. Cooke. Ostersund. P. 156–158.
16. Sickel M.A., Selnes T.D., Christensen G.C., Strand P. 1995. In: *Rep. from the National surveillance program Strallvern Rapport*. P. 23–24.
17. Rissanen K., Matishov G., Matishov D., Ikäheimonen T., Tarja K. 1996. *The science of the total environment*. P. 325–327.
18. Rissanen K., Ikäheimonen T., Matishov D., Matishov G. 1997. *Radioprotection-Colloques*. V. 32. P. C2-323–C2-331.
19. Matishov G.G., Matishov D.G., Rissanen K. 1996. In: *Biogeotsenozy glyatsial'nykh shel'fov Zapadnoy Arktiki*. [Biogeocoenosis glacial shelves of the Western Arctic]. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 251–266. (In Russian).
20. Strand P. 1998. *Radioactivity, AMAP, Assessment Report: Arctic Pollution Issue*, Oslo. P. 526–552.
21. Foyn L., Svaren I. 1995. In: *Environmental Radioactivity in the Arctic*. Ed. P. Strand, A. Cooke. Ostersund. P. 215–220.
22. Kanish G., Nagel G. 1992. *Inform. Fischwirt.* 39(1): 158–169.

23. Matishov G.G., Matishov D.G., Rissanen K. 1996. *DAN*. 351(6): 844–846. (In Russian).
24. Gordon C., Christensen G.C., Steinnes E. 1999. In: *Materials of the 4th Inter. conf. on Environmental Radioactivity in the Arctic*. Edinburg: 197–199.
25. Andersen S.S., Livens F.R., Singleton D.L. 1990. *Mar. Pollut. Bull.* 21(7): 343–345.
26. Matishov G.G., Abramenko M.I., Gargopa Yu.M., Bufetova M.V. 2003. *Noveyshie ekologicheskie fenomeny v Azovskom more (vtoraya polovina 20 veka) Tom 5. [Recent environmental phenomena in the Azov Sea (the second half of the 20th century) Vol. 5]*. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 441 p. (In Russian).
27. Matishov G.G., Matishov D.G., Bufetova M.V., Namyatov A.A. 2001. In: *Sreda, biota i modelirovanie ekologicheskikh protsessov v Azovskom more. [Environment, biota and modeling of ecological processes in the Sea of Azov]*. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 187–195. (In Russian).
28. Matishov G.G., Matishov D.G., Namyatov A.A., Risik N.S., Bufetova M.V. 2000. In: *Zakonomernosti okeanologicheskikh i biologicheskikh protsessov v Azovskom more. [Laws of oceanographic and biological processes in the Sea of Azov]*. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 369–298. (In Russian).
29. Makhan'ko K.P. (ed.) 1987. *Radioaktivnoe zagryaznenie territorii SSSR v 1986 g. [Radioactive contamination of the territory of the USSR in 1986]*. Obninsk, "Tayfun": 134 p. (In Russian).
30. Matishov D.G., Matishov G.G., Bufetova M.V., Kasatkina N.E., Moiseev D.V. 2003. *DAN*. 391(2): 247–249. (In Russian).
31. Matishov D.G., Matishov G.G., Kasatkina N.E., Usyagina I.S. 2004. *DAN*. 396(3): 394–396. (In Russian).
32. Matishov G.G., Matishov D.G., Namyatov A.A. 1999. In: *Sovremennoe razvitie estuarnykh ekosistem na primere Azovskogo moray. [Modern development of estuarine ecosystems on the example of the Sea of Azov]*. Apatity, Kola Scientific Center of RAS Publ.: 249–271. (In Russian).