

ИНСТИТУТ ОЗЕРОВЕДЕНИЯ  
РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

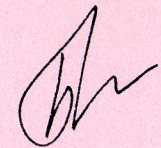
*На правах рукописи*

**БУФЕТОВА Марина Васильевна**

**РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ АЗОВСКОГО МОРЯ  
ДОЛГОЖИВУЩИМИ РАДИОНУКЛИДАМИ  $^{90}\text{Sr}$  И  $^{137}\text{Cs}$**

специальность 25.00.36 – геоэкология

**Автореферат  
диссертации на соискание ученой степени  
кандидата географических наук**



Санкт-Петербург  
2002

Работа выполнена в Мурманском морском биологическом институте  
Кольского научного центра Российской академии наук

**Научные руководители:** доктор биологических наук **В.Н. Егоров**  
доктор географических наук **Д.Г. Матишов**

**Официальные оппоненты:** доктор географических наук **А.Н. Егоров**  
кандидат химических наук **В.Ю. Кузнецов**


**Ведущая организация:** Институт химии и технологии редких металлов  
и минерального сырья им. В.И. Тананаева Кольского  
научного центра РАН (г. Апатиты)

Защита состоится 25 июня 2002 г. в 11 час. 00 мин. на заседании  
диссертационного совета Д 002.064.01 по защите диссертаций на со-  
искание ученой степени кандидата географических наук при Инсти-  
туте озераведения (ИНОЗ) РАН по адресу: 196199, Санкт-Петербург,  
ул. Севастьянова, 9

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке ИНОЗа

Автореферат разослан 24 мая 2002 г.

Ученый секретарь  
диссертационного совета  
кандидат биологических наук

 **Беляков В.П.**

#### ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

**Актуальность проблемы.** Первичное загрязнение Азовского моря искусственными радионуклидами произошло в результате испытаний ядерного оружия в открытых средах в период 60-х годов. В 1986 году, после аварии на Чернобыльской АЭС, наблюдалось существенное радиоактивное загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  экосистемы Азовского моря, которое реализовывалось в двух формах: вследствие радиоактивных выпадений из атмосферы в мае 1986 года от «южного следа» радиоактивного облака и последующее хроническое загрязнение со стоком рек, в основном Дона и Кубани.

Если изучению радиоактивного загрязнения Черного моря было посвящено достаточно много исследовательских программ в рамках международных проектов ЕЭС и МАГАТЭ (EROS-2000; 2001; №7400/R2/RB, RER/2/003), то, несмотря на исключительный практический и теоретический интерес, сведений о межгодовом изменении и характере распределения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в экосистеме Азовского моря крайне недостаточно. В связи с широким использованием рекреационных и биологических ресурсов Азовского моря представляется актуальным исследование радиоактивного загрязнения этой акватории, а также прогнозирование влияния радиоактивного фактора на экосистему моря и население.

Разработка проблемы осуществлялась в рамках программ и планов Российской Академии наук, Российского фонда фундаментальных исследований, проектов: «Сравнительный анализ процессов переноса и накопления радионуклидов в Баренцево-Карском и Азово-Черноморском регионах», «Реконструкция процессов радиоактивного загрязнения экосистем морей Европейской части России», «Оценка величин миграции искусственных радионуклидов по пищевым цепям морских экосистем».

**Цель и задачи исследования.** Цель настоящей работы заключалась в изучении радиоэкологического отклика Азовского моря на загрязнение долгоживущими радионуклидами  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Основные задачи данного исследования состоят в следующем:

1. Обобщить имеющийся материал о радиоактивном загрязнении Азовского моря  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ;
2. Определить тенденции поступления и элиминации  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  в море в 1986–2000 гг.;
3. Исследовать современный уровень радиоактивного загрязнения воды, донных отложений и гидробионтов Азовского моря;

4. Оценить период пребывания долгоживущих радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в Азовском море;

5. Оценить дозовые нагрузки, обусловленные  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , на население при потреблении рыбы из Азовского моря по пищевой цепи вода – рыба – человек.

**Научная новизна.** По мнению автора, диссертация содержит ряд новых выводов. Наиболее существенные из них, состоят в следующем:

1. В широком фактологическом объеме изучено радиоактивное загрязнение Азовского моря долгоживущими антропогенными радионуклидами  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ;

2. Оценены потоки поступления и элиминации  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в период с 1986 по 2000 гг., дающие основу для прогнозирования экологической ситуации в Азовском море;

3. Определен период пребывания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде Азовского моря;

4. Рассчитана мощность дозовых нагрузок на население при потреблении рыбы из данного бассейна.

**Защищаемые положения:**

1. Установлены тенденции изменения содержания долгоживущих радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах экосистемы Азовского моря;

2. Оценены масштабы времени отклика экосистемы Азовского моря на радиоактивное загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  после аварии на Чернобыльской АЭС.

**Апробация работы и публикации.** Основные положения работы, обсуждены на отечественных и международных конференциях: Конференция молодых ученых Мурманского морского биологического института, г. Мурманск, 1999, 2000, 2001, 2002 гг.; Международная конференция «Проблемы радиоэкологии морей Европейской части России (источники, концентрации, влияние на экосистему)», г. Ростов-на-Дону, 2001 г.; II Международная конференция молодых ученых «Понт Эвксинский II» «Проблемы экологической безопасности Азово-Черноморского бассейна: современное состояние и прогноз», г. Севастополь, 2001 г.; IV Съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность), г. Москва, 2001 г.; Международная научно-практическая конференция молодых ученых «Проблемы аквакультуры и функционирования водных экосистем», г. Киев, 2002.

По теме диссертации опубликовано 11 работ.

**Практическая значимость.** Содержащиеся в работе выводы и информация о радиоактивном загрязнении компонентов экосистемы Азов-

ского моря, могут быть использованы: для организации радиационного мониторинга в водах Азовского моря и оценки последствий мероприятий, связанных с попаданием искусственных радионуклидов в морскую среду региона; для проведения эколого-географической экспертизы при планировании стратегии хозяйственного использования ресурсов Азовского моря; для определения качества рыбной продукции на предприятиях пищевой промышленности; при разработке учебных программ для различного уровня учебных заведений.

**Личный вклад автора.** Вклад диссертанта в исследования заключался в отборе и камеральной обработке первичного материала; в производстве радиохимического и гамма-спектрометрического анализов, в отделе радиоэкологического мониторинга Радиевого института им. В.Г. Хлопина (г. Санкт-Петербург). Диссертантом проведена количественная оценка поступления и элиминации радионуклидов в Азовском море. Разработана модель, отражающая действие осредненных в крупномасштабном временном и пространственном представлении основных процессов на миграцию и время пребывания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в Азовском море. Рассчитана мощность индивидуальной дозы, которую может получить население, при потреблении рыбы из Азовского моря.

**Структура и объем работы.** Диссертация состоит из введения, четырех глав, заключения, приложения и библиографического списка. Общий объем работы 148 страниц, в том числе 30 таблицы, 27 рисунков. Библиографический список включает 106 наименований.

Автор считает своим долгом выразить глубокую признательность руководителям диссертационной работы доктору биологических наук В.Н. Егорову и доктору географических наук Д.Г. Матишову. Я искренне благодарна за всестороннюю поддержку в работе над диссертацией академику РАН, доктору географических наук, профессору Г.Г. Матишову. При выполнении диссертационной работы, на различных этапах сбора и обработки материала в экспедиционных, лабораторно-экспериментальных и аналитических работах, автору содействовали многие специалисты: д.х.н. профессор Кузнецов Ю.В., к.х.н. Легин В.К., к.х.н. Иванова Л.М., к.ф.-м.н. Григченко З.Г. (Радиевый институт им. В.Г. Хлопина, Санкт-Петербург), к.ф.-м.н. Бердников С.В., к.г.н. Намятов А.А., к.г.н. Ильин Г.В., Моисеев Д.В., Касаткина Н.Е. (ММБИ). Всем им автор выражает свою признательность.

## ГЛАВА 1. ИСТОРИЯ, МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

### 1.1. История исследований

Наиболее ранние исследования радиоактивного загрязнения Азовского моря приходится на время максимальных атмосферных выпадений продуктов испытания ядерного оружия в 60-е гг. В этот период ИНБЮМ (г. Севастополь) были проведены исследования содержания  $^{90}\text{Sr}$  в воде Азовского моря.

С 1961 года НПО «Тайфун» (г. Обнинск) ведет наблюдения за концентрацией  $^{90}\text{Sr}$  в водах рек Дона и Кубани. В 1973 г. специалистами этой организации была проведена экспедиция в Азовское море, в результате которой были отобраны и проанализированы пробы воды на  $^{90}\text{Sr}$ . С середины 70-х гг. систематические наблюдения за концентрациями  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  не проводились.

Следующий этап повышенного интереса к исследованию радиоактивного загрязнения Азовского моря связан с аварией на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. В 1986–1990 гг. сотрудниками ИНБЮМ были проведены экспедиционные работы, направленные на изучение содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах экосистемы Азовского моря. После 1992 г. объем радиозоологических работ в море значительно снизился. В 1997–2001 гг. ММБИ (г. Мурманск) провел исследования в Азовском море с целью изучения современного уровня радиоактивного загрязнения моря, а также миграции искусственных радионуклидов по звеньям пищевых цепей. В результате получен уникальный материал по содержанию  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде, донных отложениях, планктоне, макрофитах, рыбах Азовского моря.

### 1.2. Материалы и методы исследований

В данной работе используются данные, полученные в результате экспедиционных работ Мурманского морского биологического института, фондовые материалы ИНБЮМ и литературные источники.

Пробы воды для  $\gamma$ -спектрометрического анализа составляли 100 л. Отобранные пробы первоначально фильтровались через фильтр «синяя лента», а затем пропускались через сорбент Kalium – Hexасуano – Ferrat – Cobaltat. Пробы воды для определения  $^{90}\text{Sr}$  путем осаждения отбирались в специальные баки объемом 100 л. Радиохимический метод определения  $^{90}\text{Sr}$  в пробах воды основывался на осаждении карбонатов щелочноземельных металлов с последующей очисткой от мешающих ра-

дионуклидов и макрокомпонентов путем осаждения гидроокисей, хроматов бария, карбонатов и повторного осаждения гидроокиси железа (Чумичев, 1972).

Пробы донных отложений отбирались при помощи дночерпателей «Ван-Вина» и «Океан». Далее производился отбор поверхностного слоя (0–2 см). Для отбора вертикальных колонок в донные отложения вводилась пластиковая труба диаметром 104 мм. Затем колонка разрезалась на слои по 10 мм. Отобранные пробы высушивались при температуре не превышающей 105 °С.

Пробы гидробионтов промывались и очищались от загрязнений и налипаний других организмов. Затем проба высушивалась при 100–110 °С, измельчалась и озолялась в муфельной печи при 500–600 °С.

Радиохимический и  $\gamma$ -спектрометрический анализы проводились в лаборатории НПО «Тайфун» по методикам и на оборудовании, прошедшем интеркалибрацию под эгидой МАГАТЭ (Вена, Австрия).

Гранулометрический анализ проводился в ММБИ с использованием стандартной методики (Кленова, 1948).

## ГЛАВА 2. ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ АЗОВСКОГО МОРЯ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ПОВЕДЕНИЕ $^{90}\text{Sr}$ И $^{137}\text{Cs}$

### 2.1. Основные элементы геоморфологии дна и побережья Азовского моря

Азовское море сравнительно небольшой, 38 тыс. км<sup>2</sup>, шельфовый бассейн со средней глубиной около 8 м и объемом 300 км<sup>3</sup>. Для этого водоема характерны различного типа, аккумулятивные береговые формы. На западе это Арабатская стрелка, генетически представляющей собой бар и отчленяющей огромную соленую лагуну – залив Сиваш. Арабатская стрелка сложена почти исключительно ракушечным материалом (до 90%); на севере – ряд кос азовского типа, сложенных кварцевыми песками и ракушей (Зенкович, 1958, Леонтьев и др., 1975). Южное побережье Азовского моря имеет абразионно-бухтовый характер. Выступы берега сложены здесь преимущественно известняками. На северо-востоке Азовского моря, от г. Приморско-Ахтарск до устья р. Дон, преобладают абразионные берега, сложенные лессовидными породами. Почти повсеместно характерно быстрое отступление береговых уступов восточного побережья Азовского моря со скоростью около 6–8 м/год на открытых участках побережья (Есин и др., 1980) и до 3–4 м/год на защищенных от волнения берегах Таганрогского залива.

## 2.2. Литологические особенности донных отложений

В Азовском море наиболее распространены терригенные отложения – от крупнозернистых песков до глинистых илов. Пески развиты в прибрежной полосе. Илы занимают большую часть акватории, часто близко подступая к береговой линии и “обтекая” подводные возвышенности, в более отдаленных участках. В центральной части водоема и локальных прибрежных зонах содержание пелитовых частиц (менее 0.01 мм) в илах превышает 70 %. Ракушняки и раковинные илы приурочены к восточной части моря (Хрусталева, Ивлива, 1999).

## 2.3. Основные черты океанографии

**Среднегодовой водный баланс.** Водный баланс Азовского моря играет важную роль в формировании закономерностей динамики солевого состава воды и концентрации искусственных радионуклидов. В целом за многолетний отрезок времени приходная и расходная части баланса моря равны между собой. Наибольшую долю приходной части образуют материковый сток (43 %) и приток воды из Черного моря (40 %). В расходной части преобладают сток азовской воды в Черное море (58 %) и испарение с поверхности (40 %).

**Динамика вод.** В Азовском море наблюдается круговое течение: массы воды из Таганрогского залива распространяются вдоль северного побережья моря на запад, затем поворачивают на юг, замыкаясь в кольцо. Мощность течений определяется в основном ветром и притоком речных вод (Цурикова, Шульгина, 1964).

**Соленость.** Средняя соленость в Азовском море равна 10–12 ‰. Наиболее опреснена северо-восточная часть моря, где соленость падает до 6–7 ‰; южная, относящаяся к району Керчи, имеет наибольшую соленость, до 14 ‰ (Бронфман, Хлебников, 1985). Особые условия характерны для Сиваша, где соленость возрастает до 100 ‰ и выше. Это явление обусловлено повышенной засушливостью и интенсивным испарением в заливе.

**Температура.** Среднегодовая температура воды на поверхности Азовского моря составляет 11 °С, а ее межгодовые колебания около 1 °С. Зимой (январь–февраль) она имеет нулевые или близкие к ним отрицательные значения почти во всем море. Лишь в южной его части и у Керченского пролива температура воды положительна (1–3 °С). Летом температура по всему морю равна 24–25 °С. Различия величин поверхностной и придонной температуры обычно не превышает 1 °С (Цурикова, Шульгина, 1964).

**Ледовой режим.** Климатические условия, связанные с географическим положением моря, его малые размеры, мелководность и низкая соленость обуславливают ежегодное образование льда в Азовском море. Замерзание моря обычно начинается с вершины Таганрогского залива, где лед в обычные зимы появляется в конце ноября – начале декабря, и дальше распространяется к юго-западу (Цурикова, Шульгина, 1964). Вскрытие моря и очищение его ото льда начинается в южных районах моря и устьевых участках рек, где имеются прогретые речные воды.

## 2.4. Ихтиофауна Азовского моря

На основе литературного материала в разделе приводятся данные по видовому составу рыб Азовского моря. Показано среднее потребление рыбы из Азовского моря населением Ростовской области, которое в среднем составляет 10 кг рыбы в год (Статистический ежегодник..., 2000).

## ГЛАВА 3. ИСТОЧНИКИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ АЗОВСКОГО МОРЯ

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

### 3.1. Радиоактивные выпадения из атмосферы

За время испытаний ядерного оружия, в середине 60-х гг. из атмосферы на поверхность Азовского моря выпало в среднем  $2,5 \times 10^{12}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$  (Тимошук, 1970). После аварии на Чернобыльской АЭС, в 1986 г., максимальные выпадения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  из атмосферы на поверхность Азовского моря были зарегистрированы в мае и составляли в среднем  $1500$  Бк/м<sup>2</sup> для  $^{137}\text{Cs}$  и  $500$  Бк/м<sup>2</sup>  $^{90}\text{Sr}$  (Kanivets et al, 1999). В результате наших оценок получено, что всего за период с 1986 по 2000 г. на акваторию моря поступило  $31,4 \times 10^{12}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$  и  $99,2 \times 10^{12}$  Бк  $^{137}\text{Cs}$ .

### 3.2. Поступление $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ в Азовское море с речным стоком

Максимальные среднегодовые концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в речных водах Дона и Кубани зарегистрированы в 1964 г., соответственно 144 и 60 Бк/м<sup>3</sup>. После аварии на ЧАЭС наибольшие значения наблюдались в 1987 г. и составили 64 Бк/м<sup>3</sup> (р. Дон) и 50 Бк/м<sup>3</sup> (р. Кубань) (Чумичев и др., 2001). В настоящее время содержание  $^{90}\text{Sr}$  находится в пределах 5.0–9.7 Бк/м<sup>3</sup>. Средняя концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде р. Дон и р. Кубань составляла 30 и 25 Бк/м<sup>3</sup>, соответственно. В последующие годы она устойчиво снижалась, и к 2000 г. достигла 0.7 Бк/м<sup>3</sup> (р. Дон) и 0.5 Бк/м<sup>3</sup> (р. Кубань) (Матишов и др., 2000).

В результате проведенных нами оценок было получено, что в Азовское море в период с 1986–2000 гг. с речными водами поступило в среднем  $15.7 \times 10^{12}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$ , а  $^{137}\text{Cs}$  –  $4.2 \times 10^{12}$  Бк. Такая разница в потоках объясняется различием в геохимическом поведении этих радионуклидов. Если  $^{90}\text{Sr}$  существенно вымывается с поверхности суши речными водами и мигрирует, в основном, в составе водной фазы, то основная часть  $^{137}\text{Cs}$ , напротив, мигрирует в речной системе в составе взвешенного материала, осаждаясь в донные отложения. Поэтому воды рек обогащены  $^{90}\text{Sr}$  и содержат незначительное количество  $^{137}\text{Cs}$ . Также получено, что интенсивность потоков в период с 1986–2000 гг., как  $^{90}\text{Sr}$ , так и  $^{137}\text{Cs}$  в 2 раза уменьшалась экспоненциально, с постоянными времени 4.3 и 2.5 года, соответственно.

### 3.3. Поступление $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ в Азовское море с черноморскими водами

Используя данные по концентрации  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде Черного моря (Egorov et al., 1999), а также значения среднегодового объема стока черноморских вод в Азовское море, было получено, что с 1986 по 2000 г. поступило  $10.7 \times 10^{12}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$  и  $25.2 \times 10^{12}$  Бк  $^{137}\text{Cs}$ . Зависимость потоков  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в Азовское море от времени удовлетворительно аппроксимировалась экспоненциальной функцией. Снижение потоков  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  из Черного моря в 2 раза происходит каждые 11.5 и 5.0 лет, соответственно.

## ГЛАВА 4. ДИНАМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ МИГРАЦИИ $^{90}\text{Sr}$ И $^{137}\text{Cs}$ В АЗОВСКОМ МОРЕ

### 4.1. Радиоактивное загрязнение Азовского моря $^{90}\text{Sr}$

#### 4.1.1. Радиоактивное загрязнение воды $^{90}\text{Sr}$

Наибольшие концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в Азовском море наблюдались в середине 60-х гг. (в среднем  $168 \pm 35$  Бк/м<sup>3</sup>). С течением времени концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в Азовском море снижалась и к 1985 г. уровень  $^{90}\text{Sr}$  в среднем составлял 14 Бк/м<sup>3</sup> (Радиационное состояние ..., 1986). После аварии на Чернобыльской АЭС концентрация  $^{90}\text{Sr}$  изменялась в диапазоне 33.3–95 Бк/м<sup>3</sup>, при средней величине  $57.1 \pm 22.4$  Бк/м<sup>3</sup>. К 2000 г. содержание  $^{90}\text{Sr}$  снизилось до  $9.6 \pm 3.8$  Бк/м<sup>3</sup>.

Фактический материал показывает, что зависимость концентрации  $^{90}\text{Sr}$  от времени после аварии на Чернобыльской АЭС удовлетворительно аппроксимировалась экспоненциальной функцией. Период снижения концентрации в 2 раза составил 6.7 лет. Прогнозируемая концентрация на 2005 г. составила 5.6 Бк/м<sup>3</sup>.

Также в работе была проведена оценка выноса  $^{90}\text{Sr}$  в Черное море с 1986 по 2000 гг, который составил  $20.0 \times 10^{12}$  Бк. Зависимость изменения потока  $^{90}\text{Sr}$  в Черное море от времени, показала, что период снижения содержания  $^{90}\text{Sr}$  вдвое составляет 6 лет.

#### 4.1.2. Радиоактивное загрязнение донных отложений $^{90}\text{Sr}$

**Распределение  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностном слое.** Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в 1961–1962 гг. находилось в пределах от 0.6 до 3.6 Бк/кг сухой массы (с.м.) (Страдомский, 1964, цит. по: Д. Матишов, Г. Матишов, 2001). В 1986–1987 гг. содержание  $^{90}\text{Sr}$  в донных осадках составляло в среднем  $1,37 \pm 0,86$  Бк/кг с.м., при максимуме 2,89 Бк/кг с.м. и минимуме 0,65 Бк/кг с.м. В настоящее время концентрации  $^{90}\text{Sr}$  составляют в среднем  $2,1 \pm 1,4$  Бк/кг с.м.. При этом максимальная величина достигала  $5,7 \pm 0,5$  Бк/кг с.м., а минимальная –  $0,21 \pm 0,06$  Бк/кг с.м.

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

#### 4.1.3 Радиоактивное загрязнение гидробионтов $^{90}\text{Sr}$

**Макрофиты.** Концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в *Zostera marinae* и *Entheromorpha compressa* с 1986 по 1999 г. уменьшалась экспоненциально с постоянными времени 9.4 и 6.3 года, соответственно. В 1999 г. содержание  $^{90}\text{Sr}$  в находилось в диапазоне 0,4–1,4 Бк/кг сыр. м., а в *Entheromorpha compressa* – 0,2–0,7 Бк/кг сыр. м.; планктон прибрежной зоны на востоке Азовского моря характеризовался невысокими (0.5 Бк/кг сыр. м.) содержанием  $^{90}\text{Sr}$ .

**Моллюски и раки.** Влияние радиоактивных чернобыльских осадков на концентрацию  $^{90}\text{Sr}$  в зообентосе Азовского моря не превысило уровни глобальных выпадений. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в мидиях (*Mytilus galloprovincialis*) составляло 0,4–12,1 Бк/кг сыр. м. в раковине и 1,4 Бк/кг сыр. м. – в теле. В десятиногих раках содержание  $^{90}\text{Sr}$  составляло – 0,3–0,4 Бк/кг сыр. м. (Матишов и др., 2000).

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

В 1999 г., концентрации  $^{90}\text{Sr}$  составили: в чехоне (*Pelecus cultratus*) – 0.2 Бк/кг сыр. м., в леще (*Abramis brama*) и судаке (*Lucioperca Sandra*) 0.12 Бк/кг сыр. м. и 0.1 Бк/кг сыр. м., соответственно (Матишов и др., 2001).

**Коэффициенты накопления.** Наши исследования показали, что коэффициенты накопления для рыб Азовского моря находится в пределах 8–100, при среднем показателе 40, для морской травы *Zostera marinae* и водоросли *Entheromorpha compressa* в среднем составляет 22.5 и 9.3, соответственно. Для единичной пробы фитопланктона, полученной в 1999 году, коэффициент накопления составил 39 единиц.

#### 4.2. Радиоактивное загрязнение Азовского моря <sup>137</sup>Cs

##### 4.2.1. Радиоактивное загрязнение воды <sup>137</sup>Cs

В 1985 г. концентрация <sup>137</sup>Cs в воде Азовского моря составляла в среднем 2.2 Бк/м<sup>3</sup>. После аварии на ЧАЭС концентрации <sup>137</sup>Cs в воде Азовского моря, находились в диапазоне от 22.2 Бк/м<sup>3</sup> до 148.1 Бк/м<sup>3</sup>, при среднем значении 70.4±47.0 Бк/м<sup>3</sup>. В 1987 г. среднее содержания <sup>137</sup>Cs составляло 34.5 Бк/м<sup>3</sup>, при максимальной величине 259.0 Бк/м<sup>3</sup> (в Таганрогском заливе, в районе г. Ейска) и минимальном – 7.4 Бк/м<sup>3</sup> (в районе Арабатской стрелки). Такое неравномерное распределение радионуклида объясняется суточными выпадениями <sup>137</sup>Cs на эту часть моря, что привело к образованию обособленного пятна, а также состоянием поверхности моря, которое предшествовало моменту отбора проб. В настоящее время, значения <sup>137</sup>Cs в воде Азовского моря составляют в среднем 2.5±2.4 Бк/м<sup>3</sup> (Матишов и др., 2000; 2001).

Имея временной ряд содержания <sup>137</sup>Cs в Азовском море в 1986–2000 гг. мы рассчитали период уменьшения концентрации в два раза. Зависимость концентрации <sup>137</sup>Cs от времени удовлетворительно аппроксимировалась экспоненциальной функцией. Было получено, что время снижения концентрации <sup>137</sup>Cs в 2 раза, составило 3.0 года, прогнозируемая концентрация на 2005 г. – 0.7 Бк/м<sup>3</sup>.

Используя данные водообмена через Керченский пролив и среднегодовые концентрации <sup>137</sup>Cs в воде Азовского моря, мы оценили суммарный вынос этого радионуклида в Черное море с 1986 по 2000 гг., который составил 17.2×10<sup>12</sup> Бк. Результаты выполненных расчетов на указанном интервале времени показали, что после аварии на Чернобыльской АЭС поток <sup>137</sup>Cs в Черное море снижался экспоненциально, с периодом уменьшения содержания в 2 раза каждые 2.6 лет.

##### 4.2.2. Радиоактивное загрязнение <sup>137</sup>Cs донных отложений

###### Распределение <sup>137</sup>Cs в поверхностном слое донных отложений.

В 1986 г. содержание <sup>137</sup>Cs составляло 22.2 – 59.7 Бк/кг с.м., при средней величине 36,6±24,7 Бк/кг с. м. (Матишов и др., 2000). В 1987 и 1988 гг.

концентрации <sup>137</sup>Cs были выше: при максимальной величине 264 Бк/кг с. м. и минимальном – 22.2 Бк/кг с. м. (Рябинин и др., 1992). Среднее значение в 1987 г. составляло 100,9±66,8 Бк/кг с. м., а в 1988 – 74,0 Бк/кг с. м.

В 1997–1999 гг. концентрация <sup>137</sup>Cs в среднем составляла 29,7±25,4 Бк/кг с. м. Закономерно, что в пробах с содержанием пелитовой фракции 93–95 %, содержания <sup>137</sup>Cs составляет 85 – 120 Бк/кг с. м., а в пробах с содержанием пелитовой фракции 10–20 %, количество <sup>137</sup>Cs уменьшалось до 10–20 Бк/кг с.м.

###### Вертикальное распределение <sup>137</sup>Cs в толще донных отложений.

В колонке, отобранной нами в 1998 году, на фоне тенденции уменьшения содержания <sup>137</sup>Cs с глубиной от 71.6±5.4 Бк/кг с. м. до 1.0±0.5 Бк/кг с. м., хорошо прослеживается два пика: первый в слое 4–6 см – 127 Бк/кг с. м. и второй в слое 8–10 см – 88.4 Бк/кг с. м. Можно предположить, что первый пик относится к максимуму радиоактивных атмосферных выпадений, вызванный аварией на Чернобыльской АЭС, а второй пик, вероятнее всего, связан с периодом испытаний ядерного оружия в атмосфере (Матишов и др., 1999; Матишов и др., 2000).

##### 4.2.3. Радиоактивное загрязнение гидробионтов <sup>137</sup>Cs

**Макрофиты.** Наибольшее содержание <sup>137</sup>Cs в июне 1986 г. было зарегистрировано в зеленой водоросли (Chlorophyta), которое достигало – 20.7 Бк/кг сыр. м. В морской траве (*Zostera marinae*) содержание этого нуклида составляло 1,48–7,62 Бк/кг сыр. м., в *Entheromorpha compressa* – 0,8–12,5 Бк/кг сыр. м. К 1999 году концентрация <sup>137</sup>Cs снизилась в *Zostera marinae* в среднем до 0.5 Бк/кг сыр. м., а в *Entheromorpha compressa* до 0.31 Бк/кг сыр. м.

**Моллюски и раки.** Содержание <sup>137</sup>Cs в мидиях (*Mytilus galloprovincialis*) составляло 0,3–2.4 Бк/кг сыр. м. в раковине и 1,4–1,7 Бк/кг сыр. м. – в теле. В двух проанализированных пробах десятиногих раках, содержание <sup>137</sup>Cs составляло 1,8–6,3 Бк/кг сыр. м.

**Рыбы.** В 1999 году были проанализированы три вида рыб Азовского моря: чехонь (*Pelecus cultratus*) – 1.22±0.04 Бк/кг сыр. м., лещ (*Abramis brama*) и судак (*Lucioperca Sandra*) – 0.21±0.02 Бк/кг сыр. м. и 0.99±0.08 Бк/кг сыр. м., соответственно.

**Коэффициенты накопления.** Располагая данными о концентрации <sup>137</sup>Cs в воде и в гидробионтах, мы рассчитали коэффициенты накопления для различных представителей морской биоты Азовского моря.

Для пробы фитопланктона (экспедиция, 1999 г.) коэффициент накопления составил 845 единиц. Для морской травы *Zostera marinae* в

среднем мы получили коэффициент накопления – 142.5. Для водоросли *Entheromorpha compressa* – 94. Из нескольких видов рыб (чехонь, судак, лещ) коэффициенты накопления составили 370, 300 и 64, соответственно.

#### 4.3. Оценка перехода $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ из воды в донные отложения Азовского моря в 1986–2000 гг.

Переход радионуклидов в донный осадок рассчитывался по формуле (International..., 1996):

$$C^S = C^W \times K_d S \times V, (1)$$

где,  $C^S$  – переход радионуклида в донный осадок, Бк/год;

$C^W$  – концентрация радионуклида в воде, Бк/м<sup>3</sup>;

$K_d S$  – коэффициент концентрирования радионуклида донным осадком;

$V$  – объем осадков, образовавшихся за год, км<sup>3</sup>/год.

Расчеты депонирования  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донные отложения показали, что максимальные потоки этих радионуклидов наблюдались в 1987 г. и составляли для  $^{90}\text{Sr}$  –  $5.7 \times 10^{12}$  Бк, для  $^{137}\text{Cs}$  –  $40.5 \times 10^{12}$  Бк. Всего с 1986 по 2000 г. в донные отложения перешло  $111.1 \times 10^{12}$  Бк  $^{137}\text{Cs}$  и  $44.3 \times 10^{12}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$ .

Аппроксимация результатов расчета депонирования  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донные отложения, показала уменьшение этих потоков в 2 раза каждые 6 лет для  $^{90}\text{Sr}$  и 2.6 лет для  $^{137}\text{Cs}$ .

Полученные нами результаты позволяют предположить, что именно механизм сорбции на взвеси сыграл важную роль в выведении радионуклидов из воды в первый период загрязнения моря после аварии на ЧАЭС (конец 1986 и 1987 г.).

#### 4.4. Модель радиоизотопного баланса $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ в Азовском море

**Структура модели.** В качестве основных процессов, определяющих радиоизотопный баланс  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в Азовском море, мы рассматривали: радиоактивные атмосферные выпадения, речной сток, перенос радионуклидов через Керченский пролив, а также переход радиоизотопов из воды в донные отложения. Для математического описания подобной структуры нами использовалась модель, при которой радиоизотопный баланс рассчитывается на основе данных ежегодного баланса радионуклидов по соотношению (2):

$$Q_{t+1} = Q_t + (\Delta_A + \Delta_R + \Delta_{K(B)} - \Delta_{K(A)} - \Delta_S) \times \mu, (2)$$

где,  $Q_{t+1}$  – содержание радионуклидов в воде Азовского моря в рассматриваемый год,  $10^{12}$  Бк (ТБк)/год;

$Q_t$  – содержание радионуклидов в воде Азовского моря в предыдущий год, ТБк/год;

$\Delta_A$  – поступление радионуклидов на поверхность Азовского моря из атмосферы, ТБк/год;

$\Delta_R$  – поступление радионуклидов с речным стоком, ТБк/год;

$\Delta_{K(B)}$  – поступление радионуклидов с водами Черного моря, ТБк/год;

$\Delta_{K(A)}$  – вынос радионуклидов из Азовского моря, ТБк/год;

$\Delta_S$  – депонирование радионуклидов в донные отложения, ТБк/год.

$\mu$  – постоянная времени распада (1/год).

**Численная реализация модели.** В рамках данного подхода расчет динамики радионуклидов имеет ряд особенностей и ограничений:

– радиоизотопный баланс  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  рассчитывался для периода с 1986 по 2000 г.;

– было принято допущение, что пул радионуклидов, содержащихся в гидробионтах и во взвеси, не превышал более 1 % их пула в воде, поэтому миграция  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по этим компонентам экосистемы не учитывались;

– поступление  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воду в результате ремобилизационных процессов не рассматривалось, так как их интенсивность мала.

Оценка потоков радионуклидов, реализованная по соотношению (2), показала следующие закономерности:

– основным источником поступления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в 1986 г. являлись радиоактивные выпадения из атмосферы в результате аварии на ЧАЭС;

– с 1987 г. наиболее значимая роль в загрязнении Азовского моря  $^{90}\text{Sr}$  принадлежит речному стоку;

– наблюдается преобладание переноса  $^{90}\text{Sr}$  из Азовского моря в Черное море: разница потоков составила 10 ТБк;

– основным источником поступления  $^{137}\text{Cs}$  являются черноморские воды. Вынос  $^{137}\text{Cs}$  из Черного моря через Керченский пролив составил в среднем 25.28 ТБк, в то время как из Азовского – 17.2 ТБк;

– главным процессом самоочищения Азовского моря от  $^{137}\text{Cs}$  является депонирование этого радионуклида в донные отложения.

Полученные результаты численных экспериментов показали, что в настоящее время запас  $^{90}\text{Sr}$  в объеме Азовского моря составляет 3.1 ТБк, при средней его концентрации в воде 9.6 Бк/м<sup>3</sup>. Суммарное содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде Азовского моря составило 1.9 ТБк, при средней концентрации – 2.5 Бк/м<sup>3</sup>.



Зависимость содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  от времени аппроксимировалась с достаточной степенью адекватности экспоненциальной функцией. Во всем объеме Азовского моря период уменьшения содержания 4.7 года для  $^{90}\text{Sr}$  и 3.1 года для  $^{137}\text{Cs}$  (рис. 1).

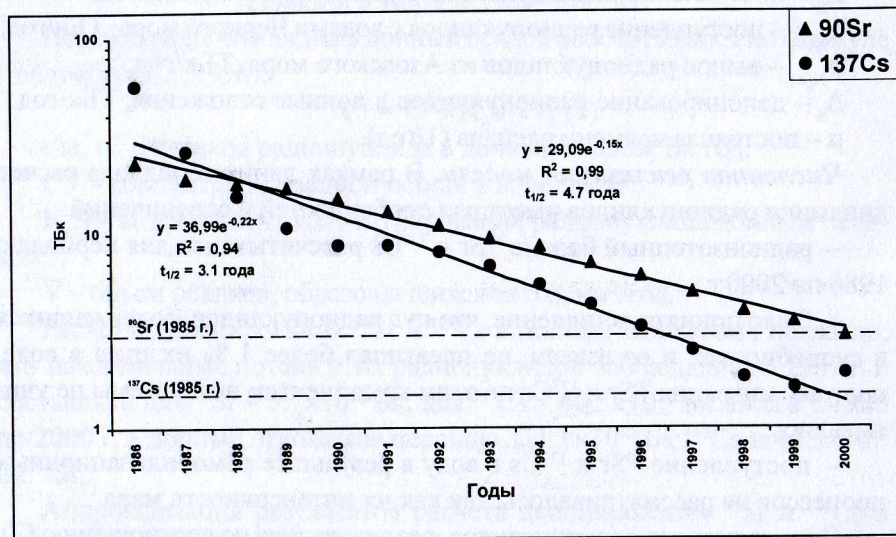


Рис. 1. Динамика содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в объеме Азовского моря в 1986–2000 гг.

Такая динамика снижения потоков  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в объеме Азовского моря привела к достижению уровня, который наблюдался до аварии на Чернобыльской АЭС, через 14 и 12 лет соответственно.

#### 4.5. Оценка дозовых нагрузок, получаемых населением при потреблении рыбы из Азовского моря

Мощность индивидуальной эффективной дозы для  $i$ -ого нуклида рассчитывалась по формуле (International..., 1996):

$$D_i = C_i^w \times DCF_i \times CF_i^F \times P_i \text{ (Зв/год), где (3)}$$

$C_i^w$  — концентрация  $i$ -ого нуклида в воде, Бк/м<sup>3</sup>;

$DCF_i$  — коэффициент дозового преобразования для  $i$ -ого нуклида, Зв/Бк;

$CF_i^F$  — коэффициент накопления для рыбы  $i$ -ого нуклида, кг/кг;

$P$  — объем съедаемой рыбы в год, кг/год.

Суммарная мощность эффективной эквивалентной дозы соответственно будет равна:

$$D_\Sigma = \Sigma D_i \text{ (Зв/год) (4)}$$

Индивидуальные эффективные дозы рассчитывались для периода с 1986 по 2000 гг. и для 3-х групп населения при потреблении 10, 30 и 100 кг рыбы в год (Damping ..., 1996).

Произведенные нами оценки показали, что максимальные значения дозовых нагрузок, для указанных групп населения наблюдались в 1986 году и составили  $2.8 \times 10^{-6}$ ,  $8.6 \times 10^{-6}$  и  $28.5 \times 10^{-6}$  Зв/год, соответственно. В настоящее время дозовые нагрузки не превышают  $0.18 \times 10^{-6}$ ,  $0.53 \times 10^{-6}$ ,  $1.8 \times 10^{-6}$  Зв/год для 3-х указанных групп.

Для сравнения, в работе представлены оценки дозовых нагрузок на население, потребляющее рыбу, выловленную в Баренцевом и Черном морях.

Результаты показывают, что дозовые нагрузки, получаемые населением при потреблении рыбы из Азовского, Черного и Баренцева морей, по критериям МАГАТЭ и России не превышают допустимый уровень безопасных дозовых нагрузок, составляющий  $5 \times 10^{-3}$  Зв/год (НРБ, 1999). Кроме того, согласно модели, предложенной Г.Г. Поликарповым, о действии долгосрочного облучения ионизирующей радиацией на все уровни организации живой природы (организмы, популяции, сообщества, экосистемы, биосферу), полученные значения дозовых нагрузок приходятся на «Зону радиационного благополучия» (Polikarpov, 1998).

#### Выводы

1. В результате анализа фактического материала было установлено, что в 60-е годы радиоактивное загрязнение Азовского моря  $^{90}\text{Sr}$  произошло, главным образом, в результате радиоактивного выпадения продуктов испытания ядерного оружия. На поверхность моря выпало 2.5 ТБк  $^{90}\text{Sr}$ .

2. После аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. максимальные поступления из атмосферы  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  на поверхность Азовского моря были зарегистрированы в мае и составляли в среднем 1500 Бк/м<sup>2</sup> для  $^{137}\text{Cs}$  и 500 Бк/м<sup>2</sup> для  $^{90}\text{Sr}$ . Рассчитано, что всего в период с 1986 по 2000 г. на поверхность моря из атмосферы выпало 99.2 ТБк  $^{137}\text{Cs}$  и 32 ТБк  $^{90}\text{Sr}$ .

3. Результаты моделирования показали, что после уменьшения радиоактивных выпадений из атмосферы, с 1987 г., основным источником поступления  $^{90}\text{Sr}$  в Азовское море является речной сток. С апреля 1986 по 2000 гг. с речными водами Дона и Кубани было внесено 15.7 ТБк  $^{90}\text{Sr}$ , с периодом уменьшения потоков в 2 раза через 4.5 года.

4. Выяснено, что пресные речные воды (обедненные  $^{137}\text{Cs}$ ) вносят незначительную часть этого радионуклида в море – 4.2 ТБк (1986–2000 гг.), в то время как более соленые, обогащенные  $^{137}\text{Cs}$  черноморские воды являются главным источником поступления этого радионуклида в Азовское море. Рассчитано, что в период с 1986 по 2000 гг. из черноморского бассейна в экосистему Азовского моря поступило 25.2 ТБк  $^{137}\text{Cs}$ , с постоянной времени снижения потока вдвое каждые 5 лет.

5. Максимальные концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде Азовского моря наблюдались в середине 60-х гг., в период испытаний ядерного оружия, и достигали в среднем 168 Бк/м<sup>3</sup>. После аварии на Чернобыльской АЭС наиболее высокое содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде моря были характерны для 1986–1987 гг., затем наблюдалось снижение концентраций по экспоненциальному закону в 2 раза каждые 6.7 и 3 года, соответственно.

6. При сопоставлении содержания  $^{137}\text{Cs}$  с величиной содержания пелитовой фракции (менее 0.01 мм) в донных осадках было обнаружено, что максимальные величины содержания  $^{137}\text{Cs}$  (80–120 Бк/кг сухой массы) соответствуют максимальным величинам содержания пелитовых илов и зависимость между этими величинами линейна. Для  $^{90}\text{Sr}$  такой зависимости не обнаружено.

7. В результате оценки депонирования, установлено, что в донные отложения, с 1986 по 2000 г., перешло 44.3 ТБк  $^{90}\text{Sr}$  и 111.1 ТБк  $^{137}\text{Cs}$ . Следовательно, именно механизм сорбции на взвеси сыграл важную роль в выведении радионуклидов из воды в первый период загрязнения моря после аварии на ЧАЭС (конец 1986 и 1987 г.).

8. Показано, что после интенсивного радиоактивного загрязнения Азовского моря, в 1986 году, воздействие гидрофизических, биохимических процессов и радиоактивный распад, приводят к экспоненциальному во времени снижению содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Период снижения содержания в объеме моря в 2 раза составил для  $^{90}\text{Sr}$  – 5 лет, для  $^{137}\text{Cs}$  – 3.1 года.

9. Результаты моделирования позволили заключить, что время пребывания в Азовском море не превышает 25 и 15 лет соответственно. Сравнение этих оценок со «временем жизни» атомов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , которое составляет в среднем 150 лет, показало, что протекающие в Азовском море процессы самоочищения, снижают время пребывания этих радионуклидов в воде моря приблизительно в 6 и 10 раз соответственно.

10. Установлено, что реакция экосистемы Азовского моря на радиоактивное загрязнение после аварии на ЧАЭС имела масштаб времени для воды – 14 лет для  $^{90}\text{Sr}$  и 12 лет для  $^{137}\text{Cs}$ .

11. Оценка дозовых нагрузок, обусловленных  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , на население, по пищевой цепи вода – рыба – человек, показала, что по критериям МАГАТЭ и России полученные величины не превышают допустимый уровень безопасных дозовых нагрузок, составляющий  $5 \times 10^{-3}$  Зв/год.

#### *Основные публикации по теме диссертации:*

1. Радиоактивное загрязнение среды. В кн.: Закономерности океанологических и биологических процессов в Азовском море. Апатиты: изд. КНЦ РАН, 2000. С. 369–398. (Соавт.: Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Намятов А.А., Рисик Н.С.)

2. Радиоактивное загрязнение Азовского моря Sr-90 и Cs-137 // Материалы международной конференции «Проблемы экологии Азово-Черноморского бассейна: современное состояние и прогноз», Севастополь, 2001. С. 73.

3. Антропогенные радионуклиды в воде и биоте Азовского моря. В кн.: Среда, биота и моделирование экологических процессов в Азовском море. Апатиты: изд. КНЦ РАН, 2001. С. 187–195. (Соавт.: Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Намятов А.А.)

4. Оценка дозовых нагрузок, получаемых населением при потреблении рыбы из Азовского моря // Материалы международной конференции «Проблемы радиоэкологии морей европейской части России: источники, концентрации, влияние на экосистему», Ростов-на-Дону, 2001. С. 49–50. (Соавт.: Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Намятов А.А.)

5. Радиоактивное загрязнение Азовского моря // Материалы IV Съезда по радиационным исследованиям, Москва, 2001. С. 553. (Соавт.: Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Намятов А.А.)

6.  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в Азовском море после аварии на Чернобыльской АЭС // ДАН. 2002. Т. 383. № 5. С. 1–3. (Соавт.: Матишов Г.Г.)

7. Исследование структуры потоков радионуклидов в Азовском море (1986–2000 гг.). В кн.: Экосистемные исследования Азовского моря и побережья. Апатиты: изд. КНЦ РАН, 2002. (Соавт.: Бердников С.В.)

