

**РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
МУРМАНСКИЙ МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ**

На правах рукописи

БЕРДНИКОВ СЕРГЕЙ ВЛАДИМИРОВИЧ

**РАЗРАБОТКА И ПРИМЕНЕНИЕ КОМПАРТМЕНТАЛЬНЫХ МОДЕЛЕЙ
ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ ПРОСТРАНСТВЕННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК МОРСКИХ
ЭКОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ**

25.00.28 - Океанология

АВТОРЕФЕРАТ

диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук

Мурманск-2004

Работа выполнена в Научно-исследовательском институте механики и прикладной математики им. Воровича И.И. Ростовского государственного университета и Мурманском морском биологическом институте Кольского научного центра Российской академии наук

Официальные оппоненты: доктор географических наук, профессор
Кондратович К.В.
доктор географических наук
Павлова Л.Г.
доктор физико-математических наук
Тимохов Л.А.

Ведущая организация: Санкт-Петербургский государственный университет (СПГУ)

Защита состоится 25 февраля 2004 г. в 14 часов на заседании специализированного Совета Д 002.140.01 при Мурманском морском биологическом институте Кольского научного центра Российской академии наук по адресу: 183010, г. Мурманск, ул. Владимирская, 17

С диссертацией можно ознакомиться в научной библиотеке ММБИ КНЦ РАН

Автореферат разослан 22 января 2004 г.

Ученый секретарь специализированного
Совета Д 002.140.01
кандидат географических наук



Е. Э. Кириллова

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность проблемы

Одной из актуальных проблем океанологии является выявление закономерностей и механизмов формирования пространственной неоднородности в распределении абиотических и биотических характеристик морских экосистем.

Для изучения пространственных характеристик морских экосистем применяется большой арсенал средств от комплексных экспедиционных исследований непосредственно на объектах с научно-исследовательских судов, дистанционных методов с использованием самолетов, спутников и космических станций до математического моделирования процессов и явлений. В последние годы разработке математических моделей отводится важная роль как на этапе планирования экспедиционных исследований, так и на последующих стадиях при анализе и обобщении полученных данных. При этом важно, чтобы разрабатываемые модели были адекватны формулируемым задачам и имеющимся данным.

Другой актуальной проблемой является совместное использование моделей и подходов, развитых в отдельных научных направлениях теоретической и прикладной океанологии, для более глубокого понимания взаимосвязи физических, химических, геологических и биологических процессов и явлений Мирового океана.

Для оценки и выработки нормативов допустимого воздействия на морские экосистемы необходимо разрабатывать подходы, объединяющие океанографические методы исследования с инженерными методами расчета.

Цели и задачи исследования

Цель исследований - разработка комплекса взаимосвязанных моделей для изучения и количественного описания процессов формирования крупномасштабной пространственной неоднородности в распределении абиотических (соленость, температура воды, химические элементы) и биотических (органическое вещество, биомасса отдельных видов, первичная и гетеротрофная продукция органического вещества) характеристик в морских экосистемах.

В рамках этого направления решались следующие задачи:

1. Разработка и применения компартментальных моделей (box-model), основанных на балансе масс, для изучения закономерностей формирования пространственной неоднородности полей солености и температуры воды в морских экосистемах, расположенных в разных географических зонах.

2. Разработка модели динамики взвеси в морской экосистеме и ее применение для изучения пространственных закономерностей седиментации терригенного и твердого техногенного материала.

3. Изучение влияния абиотических факторов и особенностей водного обмена в морских экосистемах на пространственное распределение и сезонную изменчивость продукции и деструкции органического вещества.

4. Разработка компартментальной модели трофодинамики и ее применение для изучения закономерностей вселения чужеродных организмов в морские экосистемы.

5. Изучение закономерностей пространственного расселения планктонных хищников в пелагиали морских экосистем (на примере инвазии гребневика *Mnemiopsis l.* в Азово-Черноморский бассейн).

6. Разработка модели динамики радионуклидов в морской экосистеме и ее применение для реконструкции загрязнения экосистемы Азовского моря ^{137}Cs и ^{90}Sr после Чернобыльской аварии.

7. Применение разработанных моделей и программ для оценки выноса ряда загрязняющих веществ за пределы устьевых областей и шельфовой зоны морей Российской Арктики.

Методы исследования и особенности подхода

В работе для изучения закономерностей формирования пространственной неоднородности в распределении абиотических и биотических характеристик в морских экосистемах рассматриваются компартментальные математические модели (compartmental model, box model).

Выделены следующие виды компартментов (compartment = отсек):

1) Компартменты-районы. Отдельные части водоема (заливы, эстуарии, зоны круговоротов, области с однородными водными массами, участки шельфа и глубоководные участки и т.д.).

2) Компартменты-резервуары. В пределах каждого района различаются следующие типы компартментов: водная среда (отдельно верхний квазиоднородный слой и слой ниже скачка плотности, донные отложения, берег, лед).

3) Компартменты-компоненты экосистемы. В отдельные компартменты объединены группы организмов, занимающих определенное положение в иерархии пищевых отношений (пищевая сеть), а также косые компоненты экосистемы, такие как минеральная и органическая взвесь (детрит).

Между компартментами существуют обменные процессы, модельное описание которых основано на балансе масс, энергетических балансах с применением аппарата обыкновенных дифференциальных и разностных уравнений.

Для проверки адекватности разрабатываемых математических моделей используется два подхода:

- сопоставление динамики модельных переменных с данными наблюдений;
- применение моделей для морских систем с разными океанографическими условиями (размеры, особенности гидрологического, гидрохимического и гидробиологического режимов, географическая зональность).

Научная новизна

В работе впервые для морских водоемов, расположенных в разных географических зонах и имеющих различный гидрологический, гидрохимический и гидробиологический режимы, в рамках единого подхода разработан комплекс

моделей и применен для изучения условий формирования и взаимосвязи крупномасштабной пространственно-временной изменчивости абиотических и биотических характеристик экосистем Охотского, Карского, Лаптевых, Азовского и Чёрного морей, устьевых областей Оби, Енисея и Печоры.

Разработаны оригинальные модели и подходы для изучения переноса и седиментации взвешенного вещества, миграции искусственных радионуклидов, трофодинамики, интродукции новых видов, накопления загрязняющих веществ по пищевым цепям.

С помощью разработанных моделей, адекватных имеющейся информации и поставленным задачам, получены и вынесены на защиту новые теоретические и практические положения в области морского седиментогенеза, радиационной экологической океанологии, морской биологии и биогеохимии.

Практическая значимость

Разработанные в диссертации методы и подходы, комплекс моделей и программ могут быть применены:

-для изучения (ретроспективно или в режиме сценариев) реакции морских экосистемах на многофакторные природные и антропогенные воздействия, определения ключевых и второстепенных факторов;

-при выполнении работ по оценке воздействия на окружающую среду (ОВОС);

-для определения нормативов предельно допустимого вредного воздействия (ПДВВ) на морские экологические системы;

-при оценке последствий биоманипуляций (случайных или целенаправленных интродукций новых видов в морские экосистемы);

-для оптимизации системы мониторинга морских экосистем, выявления импактных районов;

-для разработки экосистемных принципов управления морскими биологическими ресурсами.

Разработанные модели и компьютерные программы используются студентами и аспирантами Ростовского государственного университета при выполнении дипломных проектов и подготовке кандидатских диссертаций.

Основные защищаемые положения и результаты диссертации

1. Комплекс взаимосвязанных моделей для количественного описания процессов формирования пространственной неоднородности в распределении абиотических и биотических характеристик морских экосистем, включающий компартментальные модели Охотского, Карского, Лаптевых, Азовского, Чёрного морей, Печорской и Обской губ, Енисейского залива и согласованные с ними модели переноса и седиментации взвешенного вещества, продукции и деструкции органического вещества, динамики радионуклидов в воде, взвеси, донных отложениях.

2. Компартментальные модели для исследования механизмов и последствий вселения чужеродных организмов в сложившуюся систему пищевых связей

(модели трофодинамики экосистем Чёрного и Азовского морей), пространственных аспектов расселения вида по акватории.

3. Полученные расчетным методом закономерности пространственного распределения скорости осадконакопления терригенного вещества в Азовском море в разные периоды антропогенного преобразования твердого стока рек Дон и Кубань, вывод, что в современный период на устьевом взморье р. Дон накопление осадочного материала сменилось его выносом.

4. Полученные впервые расчетные данные о скорости накопления в разных районах Азовского моря твердых техногенных микрочастиц.

5. Сформулированное впервые теоретическое положение о том, что конвективное перемешивание водных масс вместе с механизмами увеличения одноклеточными водорослями скорости оседания в конце периода вегетации могут обеспечить популяциям фитопланктона конкурентное преимущество в сезонном развитии и освоении пространства водоема.

6. Результаты расчета пространственного распределения и сезонной динамики первичной продукции и деструкции органического вещества в Охотском море, вывод, что в среднем по морю чистая годовая первичная продукция примерно равна 60 гСорг/м^2 в год.

7. Сформулированный впервые и проиллюстрированный на примере вселения гребневика мнемипсиса в Чёрное море вывод о том, что в морской экосистеме теоретически возможен сценарий натурализации, при котором после закрепления вида в экосистеме с интервалом в несколько лет могут наблюдаться значительные, соизмеримые с первоначальной, вспышки численности вселенца, чередующиеся существенным снижением его биомассы.

8. Результаты реконструкции вселения гребневика мнемипсиса в экосистемы Чёрного и Азовского морей (межгодовые и пространственные аспекты), вывод о том, что основная причина вселения мнемипсиса связана с заметным снижением запасов анчоуса из-за высокой интенсивности его промысла.

9. Результаты реконструкции загрязнения экосистемы Азовского моря радионуклидами после чернобыльской аварии (1986-2000 гг.), выводы о том, что а) свыше 80% цезия-137 и 60% стронция-90, поступивших в акваторию Азовского моря, было захоронено в донных отложениях в результате сорбции на частицах из абразионных берегов; б) в последние годы практически на всей акватории моря (за исключением центральной части и, может быть, Темрюкского залива) с разной интенсивностью происходит вторичное загрязнение водной толщи радионуклидами.

10. Основанная на применении компартментальных моделей методика расчета интегральных показателей эффективности маргинальных фильтров устьевых областей и шельфа морей Арктического бассейна в отношении химических соединений, поступающим с речным стоком, и количественные оценки удержания ряда химических соединений (биогенные, тяжелые металлы и пестициды) в устьевых областях Карского моря и моря Лаптевых.

Апробация работы

Результаты исследований по теме диссертации обсуждались на коллоквиумах и семинарах отдела математических методов в экономике и экологии НИИ механики и прикладной математики РГУ, на ежегодных конференциях "Математическое моделирование в проблемах рационального природопользования" (Дюрсо, 1987-2002 гг.), на семинарах Тихоокеанского института рыбного хозяйства и океанографии (г. Владивосток, 1986-1989 гг.), Арктического и антарктического НИИ (г. Санкт-Петербург, 1987-2000 гг.), на III Съезде советских океанологов (Ленинград, 1987), на 4 Всесоюзной конференции по географии Мирового океана (Ленинград, 1989), на конференции "Освоение шельфа арктических морей" (Санкт-Петербург, 1995), Российско-норвежском рабочем совещании (Санкт - Петербург, 1995), International Basis Research Conference (St. Petersburg, 1998), на конференции "Environmental mathematical modeling and numerical analysis" (Rostov-on-Don, 1999), на конференции "Проблемы биологии и геологии в связи с перспективой рыболовства и нефтегазодобычи в Азовском море (Ростов-на-Дону, 2000), на первой школе "Математические методы в экологии" (Петрозаводск, 2001), на конференции "Проблемы радиэкологии морей Европейской части России (Ростов-на-Дону, 2001), на конференции "Современные проблемы шельфовых морей России (Ростов-на-Дону, 2002).

Результаты работы отражены в более чем 85 публикациях в отечественных и международных изданиях, в том числе в 9 статьях в реферируемых журналах, 4 коллективных монографиях.

При выполнении данной работы на разных ее этапах существенную помощь и поддержку оказали сотрудники НИИ механики и прикладной математики Ростовского госуниверситета [Ворович И.И.], Селютин В.В., Домбровский Ю.А., Ильичев В.Г., Сурков Ф.А., Ядровская М.В., Островская А.Г., Тютюнов Ю.В., Титова Л.И., Кузнецова И.С., Кузнецов А.В., Мурманского морского биологического института (г. Мурманск) Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., М.В.Буфетова, Тихоокеанского института рыбного хозяйства и океанографии (г. Владивосток, г. Магадан) Бочаров Л.Н., Абакумов А.И., [Чернявский В.И.], Маркина Н.Н., Афанасьев Н.Н., Шунтов В.И., Арктического и антарктического НИИ (г. Санкт-Петербург) Смагин В.М., Иванов В.В., Пивоваров С.В., Ростовского госуниверситета Ивлиева О.В., Беспалова Л.А., Азовского НИИ рыбного хозяйства (г. Ростов-на-Дону) Воловик С.П., Мирзоян З.А., Вычислительного центра РАН (г. Москва) Саранча Д.А., аспиранты и студенты РГУ Цыганкова А. Е., Сорокина В.В., Ружинская М.Д., Коновалова И.В. и др. Всем им автор выражает благодарность и глубокую признательность.

Структура диссертации. Диссертация состоит из введения, 6 глав, заключения и приложений, содержит 322 страницы, включая 81 рисунок, 57 таблиц, в списке литературы 240 наименования.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

Во **ВВЕДЕНИИ** обоснована актуальность темы диссертации, сформулированы цели работы, обсуждены основные подходы и методы решения проблемы. Здесь же представлены результаты работы с оценкой степени новизны, сведения об их апробации, основные положения, выносимые на защиту

Глава 1. Математическое моделирование пространственных характеристик морских экологических систем. Компартментальный подход

Первая глава диссертации разделена на две части. В разделе 1.1. дается описание предлагаемых методов с обзором и анализом аналогичных и альтернативных подходов, развитых в разных научных направлениях океанологических исследований. В разделе 1.2. приведена океанографическая характеристика объектов исследования.

Система компартментальных моделей, разработанных в диссертации, состоит из ряда модулей, взаимосвязь между которыми показана на рис. 1.

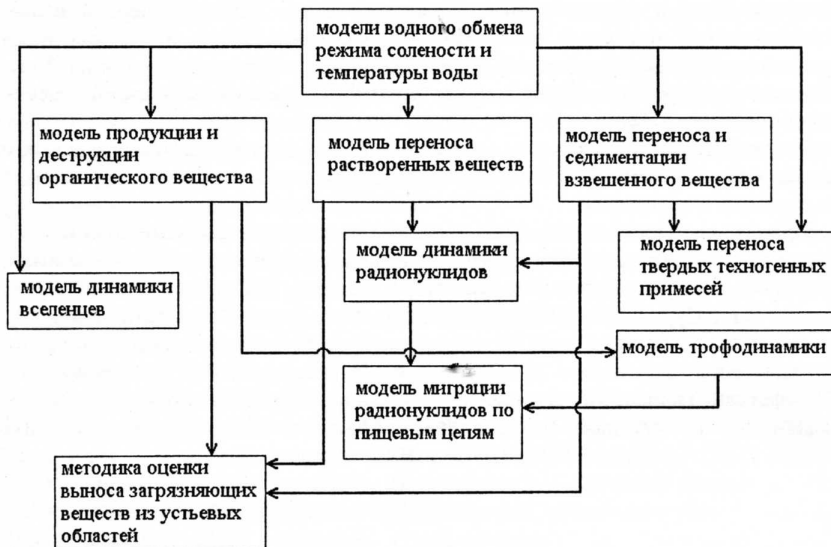


Рис. 1. Схема взаимосвязи моделей

Базовый модуль включает основанные на масс-балансовом подходе модели межрайонного водообмена, динамики солености, температуры воды и макрохарактеристик ледового режима.

С моделями водообмена согласованы модули, предназначенные для расчета переноса и динамики растворенных веществ, переноса и седиментации взвешенного вещества, продукции и деструкции органического вещества.

Модуль для расчета переноса и захоронения твердых техногенных микрочастиц, мигрирующих в составе взвешенного вещества, базируется на моделях водообмена, переноса и седиментации взвеси.

Для расчета динамики радионуклидов, имеющих в морской экосистеме растворенную и взвешенную формы миграции, применяются модели водообмена, переноса растворенных соединений и взвешенных части.

Для решения задач, связанных с изучением пространственно-временных аспектов расселения планктонных организмов в морской экосистеме, предназначен модуль динамики вселенцев, согласованный с моделями водообмена и динамики основных абиотических характеристик среды.

Модель трофодинамики использует на входе результаты расчета первичной продукции органического вещества, абиотических параметров (соленость, температура воды) и, в свою очередь, формирует основу для оценки миграции и накопления радионуклидов в пищевых цепях.

Последним элементом системы моделей является базирующийся на всех остальных ее компонентах модуль для расчета выноса загрязняющих веществ, поступающих с речным стоком, за пределы устьевых областей и шельфа.

При выборе конструкции математической модели были использованы ранее разработанные модели или их отдельные элементы, а также предложены собственные оригинальные подходы. Сама по себе математическая модель имеет мало ценного, если не направлена на решение какой-либо конкретной фундаментальной или прикладной задачи. Более того, при решении конкретных задач выясняется необходимость неоднократно изменять конструкцию модели, модифицировать способы параметризации отдельных процессов, учитывать новые факторы, выявлять менее значимые. Поэтому важное значение уделялось сопоставлению расчетных значений с данными наблюдений, т.е. решался круг задач по идентификации параметров модели, ее верификации на независимых рядах данных, определению границ применимости. Параллельно с процессом разработки модели создавались и совершенствовались компьютерные программы.

Важным элементом проверки адекватности разрабатываемых моделей является их применении для широкого спектра морских систем. Объектами исследований являются морские водоемы, имеющие разный пространственный масштаб, морфометрические характеристики, расположенные в разных климатических зонах и географических районах, принадлежащие к разному типу водных систем. Это - Карское, Лаптевых, Белое, Охотское, Азовское и Чёрное моря, Печорская и Обская губы, Енисейский залив.

В диссертации даны физико-географическое описание объектов, сведения о климатических условиях, особенностях гидрологического, гидрохимического и гидробиологического режимов, проблемах антропогенного воздействия на экосистемы и актуальных задачах (табл. 1).

Таблица 1

Сравнительная характеристика морских систем

Характеристика	Моря					Устьевые области рек	
	Охотское	Карское	Лаптевых	Азовское	Чёрное	Обь, Енисей	Печора
Площадь, тыс. км ²	1603	885	663	39	432	150	7
Средняя глубина, м	821	111	532	7.4	1315	18.7	4.6
Объем, тыс. км ³	1316	98	353	0.29	555	2.8	0.03
Пресный сток, км ³ /год	674	1340	769	36.7	346	1340	137
Слой стока, см	42	151	116	94	80	890	1960
Оценка внешнего водообмена, тыс. км ³ /год	250	60	20	0.05	0.4	12	0.3
Оценка интенсивности водообмена, год	5.3	1.6	17.7	5.8	1400	0.2	0.1
Объем тающего льда, км ³	950	930	650	9.5	-	140	8.4
Слой тающего льда, см	59	105	98	24	-	93	120

Глава 2. Количественная оценка механизмов формирования пространственной неоднородности солености и температуры воды для среднеголетних условий и при вариации климатических факторов

Во второй главе диссертации описывается общий подход к моделированию крупномасштабного водного обмена и обусловленного им формирования полей солености и температуры воды (раздел 2.1), компартментальные (боксовые) модели конкретных морских систем: Охотского моря, Карского моря, моря Лаптевых, Азовского моря, Карского устьевого региона (Обская губа и Енисейский залив), Печорской губы (разделы 2.2-2.7). Результаты опубликованы в работах [3, 4, 5, 6, 9, 16].

Рассматриваемая в разделе 2.1. модель водообмена не содержит механизмов, отвечающих за формирование гидродинамических особенностей конкретного водоема. Она предназначена для согласования имеющихся (из наблюдений или в результате применения сложных гидродинамических моделей) представлений о циркуляции водных масс и экзогенных характеристик (пресноводный баланс, внешние морские течения через проливы) на основе балансовых соотношений (1).

$$\begin{aligned} dV^S/dt &= \sum_k (Q^S_{ki} + D^S_{ki}) - \sum_j (Q^S_{ij} + D^S_{ij}) - Q^S_{i0} + Q^S_{0i}, V^S_i = A_i H^S_i, V^B_i = A_i H^B_i, Q^B_{0i} = Q^i_{BB}, \\ dV^B/dt &= \sum_k (Q^B_{ki} + D^B_{ki}) - \sum_j (Q^B_{ij} + D^B_{ij}) - Q^B_{i0} + Q^B_{0i}, Q^S_{0i} = Q^i_F + Q^i_P - Q^i_E + Q^i_{BS}, \end{aligned} \quad (1)$$

где i, j, k - номера компарментов; N - число компарментов; верхние индексы L, S, B - обозначают лед, верхний и нижний слой соответственно;

V_i, A_i, H_i - объем, площадь и средняя толщина соответствующего резервуара;

Q_{ji} - приток (отток) воды из j -го компартамента в i -й данного слоя;

при $k, j = i$ поток Q_{ki} - имитирует апвеллинг, а Q_{ij} - даунвеллинг;

Q_{i0} - отток воды за пределы системы;

Q^i_F - речной сток;

Q^i_P - осадки;

Q^i_E - испарение;

Q^i_{BS}, Q^i_{BB} - поступление водных масс извне через жидкие границы с другими водоемами в верхний и нижний слой соответственно;

D_{ki} - водные потоки, которые отражают диффузионные процессы на макроуровне, с характерным масштабом диффузии, зависящим от средних размеров компарментов, $D_{ki} = D_{ik}$; при $k, j = i$ поток D_{ii} - отражает вертикальное перемешивание водных масс, обусловленное преимущественно конвекцией.

Для идентификации параметров модели применяются трассеры - вещества, обладающие консервативными свойствами. Процедура калибровки параметров модели водообмена состоит в проведении ряда вычислительных экспериментов по расчету концентрации трассера, который принят в качестве маркера водных масс, и сравнении результатов расчета с данными наблюдений, осредненными по каждому компарменту, резервуару и за соответствующий период.

Динамическая балансовая модель для некоторого растворенного вещества-трассера состоит из двух блоков:

А) модели переноса, а именно уравнений баланса вещества (2):

$$\begin{aligned} dM^S/dt &= \sum_k W^S_{ki} + W^B_{ii} + W^S_{0i} + W^S_{ii} - \sum_j W^S_{ij} - W^S_{i0} - W^S_{ii}, W^S_{ki} = (Q^S_{ki} + D^S_{ki}) C^S_{ki}, \\ dM^B/dt &= \sum_k W^B_{ki} + W^S_{ii} + W^B_{0i} - \sum_j W^B_{ij} - W^B_{i0} - W^B_{ii} - W^B_{ii}, \end{aligned} \quad (2)$$

$$W^S_{0i} = W^i_F + W^i_A + W^i_W + W^i_B, W^B_{0i} = W^i_B, W^B_{ii} = (D_{ii} + Q^B_{ii}) C^B_{ii},$$

$$W^S_{ij} = (Q^S_{ij} + D^S_{ij}) C^S_{ij}, W^S_{i0} = Q^S_{i0} C^S_{i0}, W^S_{ii} = (D_{ii} + Q^S_{ii}) C^S_{ii}, M_i = V_i C_i,$$

где C_i - средняя для соответствующего резервуара концентрация;

M_i - запас вещества;

W_{ki} - потоки вещества при перемещении водных масс между компартаментами (адвекция и перемешивание);

W_{0i} - экзогенное поступление вещества;

W_{i0} - вынос вещества за пределы водоема с водными массами.

Б) модели обмена растворенным веществом-трассером между резервуарами в результате замерзания и таяния льда, стекания капель рассола в воду по мере старения льда, диффузии растворенных веществ в донные отложения и обратно,

вертикального перемешивание вод (рис. 2). В зависимости от глубины и вертикальной структуры водных масс выделяются следующие типы пространственных компартов (боксов, районов): а) мелководные нестратифицированные, б) расположенные в пределах шельфа и имеющих двухслойную структуру и в) глубоководные. Они отличаются набором компартов-резервуаров (лед, водные резервуары верхнего и нижнего слоев, донные отложения).

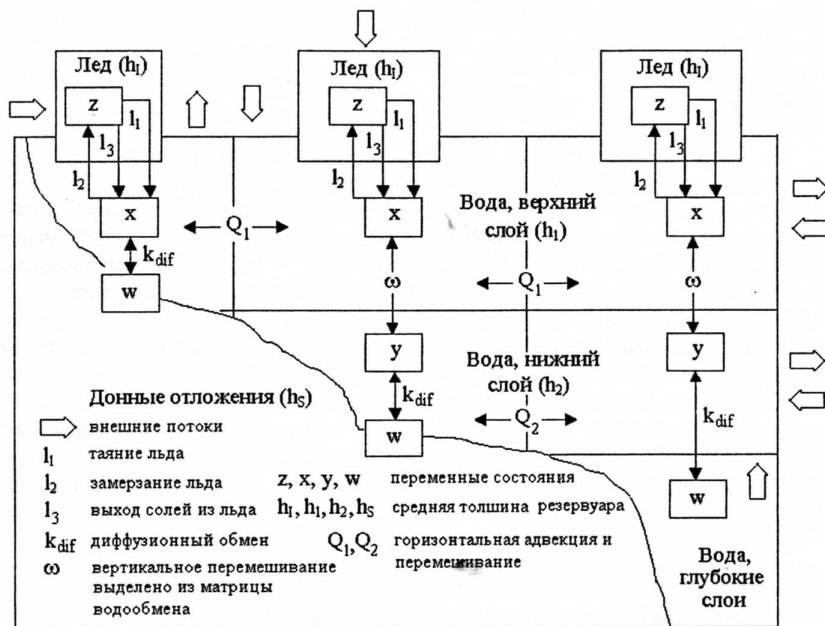


Рис. 2 Схема выделения в водоеме разных типов районов (компартов, боксов) с разным набором компартов-резервуаров в зависимости от океанографических условий.

В качестве основного трассера для калибровки интенсивности водного обмена используется соленость, температура воды является дополнительной характеристикой для «проверки» качества калибровки параметров водообмена между компартаментами.

В модуль водного баланса включены блоки для моделирования изменения солености, температуры воды и характеристик ледового режима. Описание этих моделей в автореферате опущено, в диссертации подробно рассмотрены способы параметризации внешних потоков тепла и солей, процессов таяния и замерзания льда.

Выходом общего гидрологического блока (водообмен, соленость, температура, лед) являются следующие расчетные характеристики:

- матрица потоков воды между компартментами, которая определяет адвективную и «диффузионную» компоненты водного обмена;

- осредненные по объемам компартментов «поля» солености и температуры воды;

- макрохарактеристики ледового режима (объем льда, доля площади, занятая льдом, толщина льда, объем таяния и замерзания);

- потоки солей и тепла между компартментами и стоки солей и тепла во внешнюю (по отношению к рассматриваемому водоему) среду.

После количественной оценки элементов гидрологического режима ставится задача изучения его влияния на формирования полей других абиотических и биотических компонентов морской экосистемы, т.е. выявление так называемой консервативной составляющей изменчивости, обусловленной смешением водных масс с разными свойствами. Для этого используются вычислительные эксперименты, которые аналогичны применению для маркировки водных масс специальных трассеров. Этот прием позволяет оценить консервативную компоненту изменчивости любых гидрохимических показателей, связанную с влиянием гидрологического режима и процессов смешения водных масс.

Второе направление исследований связано с оценкой чувствительности гидрологического режима к изменению внешних факторов в пределах их наблюдаемой вариабельности.

При моделировании пространственных характеристик гидрологического режима каждого из рассматриваемых в диссертации морских водоемов решались следующие задачи:

а) районирование или деление на пространственные компартменты (боксы) разного типа;

б) параметризация неперидической циркуляции водных масс и водообмена, связанного с периодическими явлениями, такими как приливы, вертикальное перемешивание в осенне-зимний период, горизонтальное перемешивание.

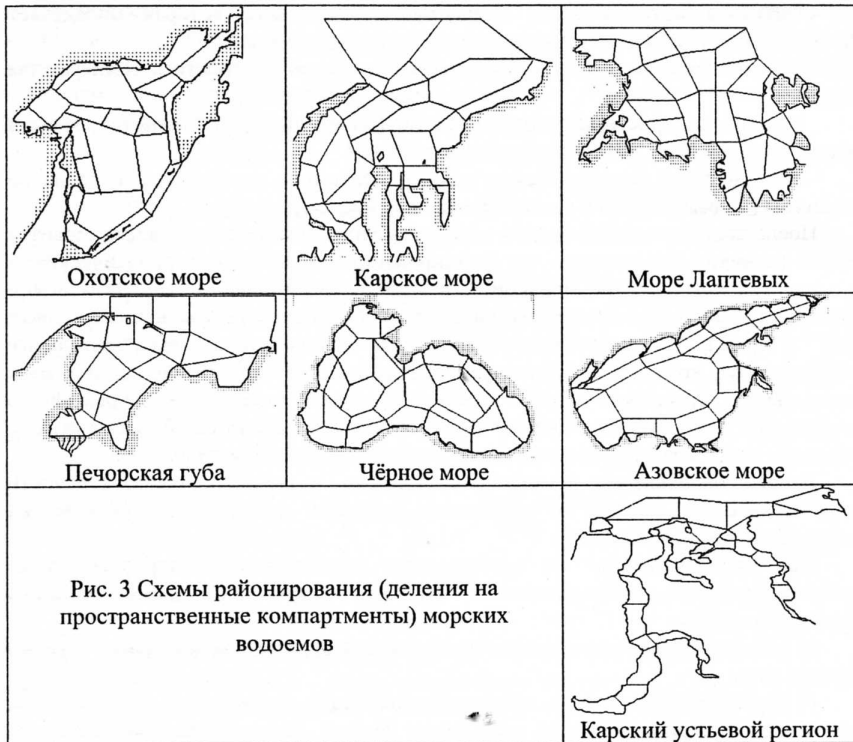
в) расчет полей солености и температуры воды, калибровка параметров модели.

Районирование водного объекта и его деление на компартменты – важная часть исследований (рис. 3).

В **Охотском** море предварительное районирование было выполнено специалистами Тихоокеанского института рыбного хозяйства и океанографии (ТИНРО) В.И.Чернявским и Н.И.Маркиной исходя из особенностей гидрологического режима и биологической продуктивности первичных звеньев экосистемы.

В **Карском** море районы были выделены с помощью методов обработки многомерных данных (кластерный анализ) с привлечением базы океанографических и гидрохимических характеристик (соленость, температура воды, растворенный кислород, рН, кремний, фосфаты и др.), собранных

сотрудниками Арктического и антарктического НИИ (ААНИИ, г. Санкт-Петербург) за период с 1969 по 1977 годы на свободной ото льда акватории.



В море Лаптевых районы были выделены экспертно вместе с сотрудником ААНИИ С.В. Пивоваровым, который опирался на большой массив собственных данных о гидрохимической структуре водных масс этого моря. Деление на компартменты было сделано без учета результатов совместного российско-германского проекта «Система моря Лаптевых», полученных в последние годы (1993-2002 гг.) и сейчас нуждается в пересмотре.

Устьевые области таких рек как Обь, Енисей, Пур, Таз и Пясины объединены общей схемой районирования, которая включает и наиболее подверженную влиянию речного стока часть Карского моря. В основе деления на компартменты лежат принципы гидролого-морфологического районирования устьевых областей крупных рек, разработанные сотрудником ААНИИ В.В. Ивановым (1974). Используется также и предложенное им название - **Карский устьевой регион**.

При районировании Печорской губы использованы, прежде всего, общие представления о гидрологическом режиме этого эстуария и морфометрические характеристики.

Существует несколько компартментальных моделей Азовского моря. Рассматриваемая в работе схема деления Азовского моря на районы отличается большей детальностью, необходимость которой обоснована последними работами в области ландшафтного районирования.

В основу деления Чёрного моря на компартменты положены общие представления о закономерностях крупномасштабной циркуляции водных масс, среднеголетних полях солёности и температуры воды, зонах биологической продуктивности.

Охотское море (раздел 2.2) Охотское море было разделено на 26 компартментов, из которых 16 расположены над шельфом, остальные – глубоководные (рис. 3). Для них в рассмотрение принимался слой 0-200 м.

На начальном этапе исследований (1983-1987 гг.) использовались опубликованные карты солёности, температуры воды и ледового режима Охотского моря, архивные данные экспедиционных исследований Магаданского отделения ТИНРО (около 670 профилей солёности и температуры северо-западной части Охотского моря для разных по гидрологическим условиям лет). В дальнейшем расчеты гидрологического режима уточнялись с использованием недавно изданных справочников.

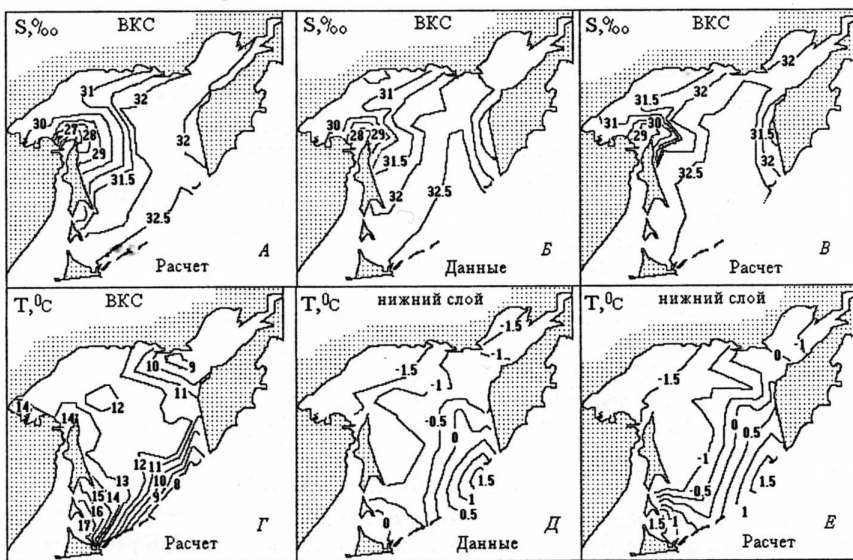


Рис. 4 Распределение расчетной солёности ($S, ‰$) и температуры воды ($T, °C$) Охотского моря в августе в сопоставлении с данными наблюдений.

При подборе параметров водообмена основным ориентиром служили поля солености и температуры верхнего квазигомогенного слоя (ВКС) в июле-сентябре, а для нижнего слоя в качестве критерия для сравнения рассматривались так называемые ядра холода (Чернявский, 1984), которые формируются в весенне-зимний период при конвективном перемешивании вод (рис. 4).

Показано, что вычислительный эксперимент с «отключением» таяния льда приводит к увеличению средней по морю солености верхнего слоя в весенне-летний период на 0.3-0.4 ‰, в результате изолиния 32.0 ‰ значительно смещается в северо-восточном направлении (рис. 4B).

Основные черты пространственного распределения полей солености и температуры ВКС удалось отразить в рамках предположения, что общая схема циклонического круговорота сохраняется неизменной в течение года, а сезонные вариации определяются пресноводными компонентами водного баланса. Примерно 30 параметров оказалось достаточно, чтобы приблизить к данным наблюдений 260 значений переменных состояния.

Карское море (раздел 2.3). Акватория моря поделена на 23 компартамента (рис. 3), из которых 17 являются двухслойными. Районы, прилегающие к Обской губе и Енисейскому заливу, а также Байдарацкая губа представлены однослойными сегментами. Площади районов изменяются от 8 до 100 тыс. км², средние глубины - от 25 м в прибрежной зоне до 470 м в районе Новоземельской впадины.

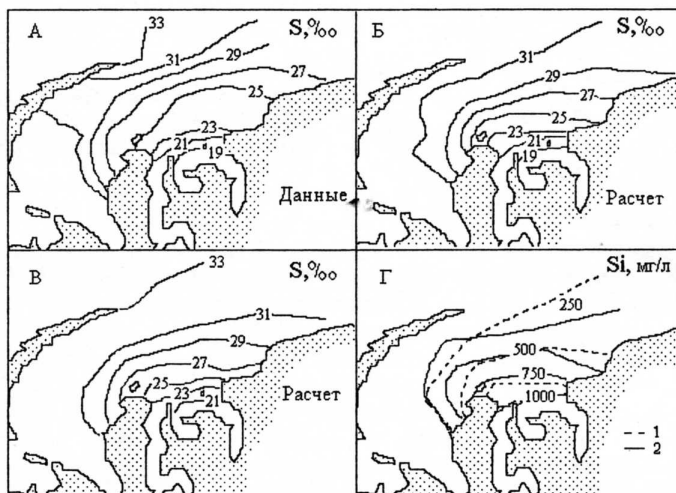


Рис. 5 Распределение солености (‰, А-В) и растворенного кремния (мг/л, Г) в ВКС Карского моря. А-осредненные данные наблюдений ААНИИ, Б-расчет, В-расчет без учета таяния льда, 1-расчет, 2-данные.

Циркуляция верхнего слоя Карского моря обусловлена притоком вод из Баренцева моря, мощным речным стоком Оби и Енисея, поступлением атлантических вод по глубоководным желобам Воронина и Св. Анны и в значительной степени характером атмосферных процессов.

В основе схемы неперiodической циркуляции лежат представления о том, что для моря характерны циклонический круговорот в западной части (Ямальское течение, переносящее водные массы на север, и Восточно-новоземельское течение, имеющем обратное направление) и разнонаправленные перемещения вод в центральных и западных районах (Обско-Енисейское, Западно-Таймырское течение, переносящее воды к проливу Вилькицкого в море Лаптевых, и течение Св. Анны в центральной части моря, направленное на север).

По результатам вычислительных экспериментов пространственного распределения солености и растворенного кремния в ВКС при среднемноголетних значениях внешних факторов в работе сделан вывод, что для Карского моря соленость является менее надежным параметром для калибровки водообмена, чем кремний из-за существенного влияния на пространственное распределение солей таяния льда (рис. 5).

Море Лаптевых (раздел 2.4). Акватория моря поделена на 28 двухслойных сегментов (рис. 3). Площади компарментов изменяются от 9 до 25.6 тыс. км², глубины - от 10 м в прибрежной зоне до 100 м на границе с Арктическим бассейном. Циркуляция верхнего слоя моря Лаптевых обусловлена притоком вод из Карского моря через проливы Северной Земли, речным стоком и поступлением атлантических вод из желоба Садко. В циркуляцию также вовлекаются поверхностные арктические воды, встречающие в своем движении на запад препятствие в виде островов Северной Земли и отклоненные ими к югу (Доронин, 1986, Hass et al., 1995). Они и воды Карского моря образуют Восточно-Таймырское течение, в которое вовлекается сток р. Хатанги. Оно прослеживается до Ленского течения и объединяется с ним. Часть этого течения проходит в Восточно-Сибирское море, а часть Новосибирскими островами отклоняется к северу (Новосибирское течение). В нижнем слое течений аналогична, однако учтено поступление атлантических вод через желоб Садко.

В качестве трассера для настройки модели водообмена использованы соленость и растворенное органическое вещество (рис. 6). Все расчеты проводились для среднемноголетних значений пресного стока, осадков, испарения и неизменной в течение года схемы неперiodической циркуляции вод. В целом модель адекватно воспроизводит среднемноголетний режим поля солености моря Лаптевых, однако в период максимального речного стока в море, по-видимому, целесообразно применять другую схему течений, при которой влияние арктических вод на восточную часть моря должно быть ослаблено. Показано, что в качестве трассера можно использовать растворенное органическое вещество, для концентрации которого характерно практически консервативное поведение в широком диапазоне изменения солености (рис. 6Г).

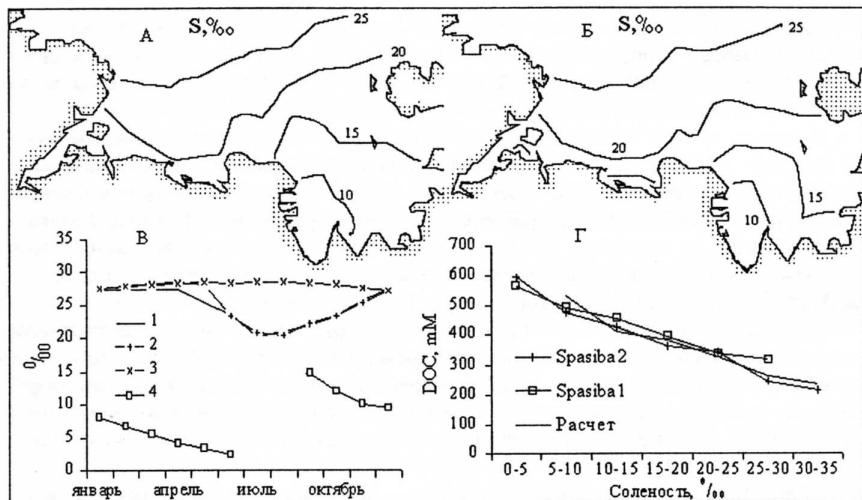


Рис. 6 Распределение расчетной (Б) солености в ВКС моря Лаптевых в августе в сопоставлении с данными ААНИИ (А), средняя по компартаментам сезонная динамика солености (В, 1-ВКС, данные, 2-ВКС, расчет, 3-нижний слой, расчет, 4-лед, расчет), взаимосвязь концентрации растворенного органического вещества с соленостью (Г) по результатам расчетов в сопоставлении с данными российско-французских экспедиций SPASIBA1(1989г) и SPASIBA2(1991г).

Азовское море (раздел 2.5). Акватория Азовского моря поделена на 30 однослойных нестратифицированных компартов, Таганрогский залив содержит 8 районов, все заливы также выделены в отдельные сегменты (рис. 3). В среднем за большие периоды времени водные массы движутся вдоль северного побережья в направлении от дельты Дона к Арабатской стрелке и обратно вдоль южного и восточного побережья к вершине Таганрогского залива. Такая схема циркуляции для расчета межрайонного водообмена принята неизменной в течение года. Калибровочные расчеты водообмена выполнены для безледного периода (апрель – октябрь) при среднепогодных значениях внешних факторов.

Для верификации модели были проведены расчёты солености за период 1969-1996 гг. Расчетная соленость, осредненная по компартаментам собственно моря (исключая Таганрогский залив), систематически ниже в период осолонения (1968-1976 гг.) и в период опреснения последних лет (1986-1996гг.). Расчетная соленость, осредненная по компартаментам Таганрогского залива, менее чувствительна к вариациям стока Дона, чем это наблюдается. В целом модель адекватно отражает роль процессов, определяющих характер смешения водных масс в Азовском море (рис. 7).

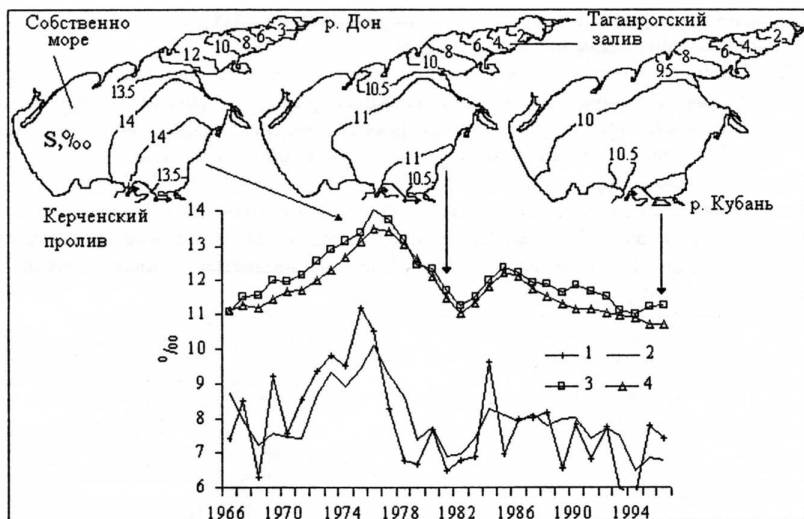


Рис. 7 Результат имитации режима солёности Азовского моря
 1, 2- Таганрогский залив; 3, 4- собственно море; 1, 3 – по данным наблюдений;
 2, 4 - результаты расчёта

Чёрное море (раздел 2.6). Акватория моря поделена на 28 двухслойных сегментов (рис. 3). Толщина верхнего, динамически активного слоя принята равной 20 м, нижний слой ограничен изобатой 100 м. В мелководных районах Северо-Западного шельфа второй слой имеет нижней границей дно. Схема циркуляции, включающая два антициклонических круговорота и вдольбереговой перенос, преимущественно в западном направлении у берегов Грузии, России и Украины и в восточном - у берегов Турции, принята неизменной в течение года. Настройка и верификация модели водообмена, за исключением других подходящих трассеров, проводилась по солёности для среднемноголетних условий. Для Чёрного моря характерны незначительные пространственные градиенты солёности и их слабая временная изменчивость. Для такого типа закрытых морских систем, которые практически не испытывают влияние внешнего притока водных, рассматриваемый здесь подход применим с большими оговорками, т.к. основное влияние на водообмен оказывают атмосферные процессы. Из-за малых пространственных различий солёности между районами возможны значительные ошибки в оценке интенсивности водного обмена и поэтому наравне с солёностью были привлечены данные о скорости течений.

Обская губа и Енисейский залив (раздел 2.7). Карский устьевой регион был разделен на 26 компартментов, из которых 10 относятся к Обской и Тазовской губам, 6 к Енисейскому заливу, остальные - к области влияния пресного стока губе (рис. 3). Между компартментальными моделями КУР и Карского моря есть

согласованность в районировании и оценка входных водных потоков из Карского моря была получена с помощью этой модели.

Для оценки адекватности модели водного обмена использован такой показатель как сезонное положение границы между речными и морскими водными массами. Положение границы проникновения морских вод в Обской губе (фиксируемой по изогалине одна промилле) отсчитывается от м. Трехбугорный по направлению к Карскому морю (рис. 8). По результатам имитационных экспериментов амплитуда перемещения границы в сезонном ходе в расчетах не превышает 100 км, что меньше отмечаемых колебаний по данным наблюдений, однако минимальное вторжение наблюдается в июле-августе, а максимальное – в марте-апреле.

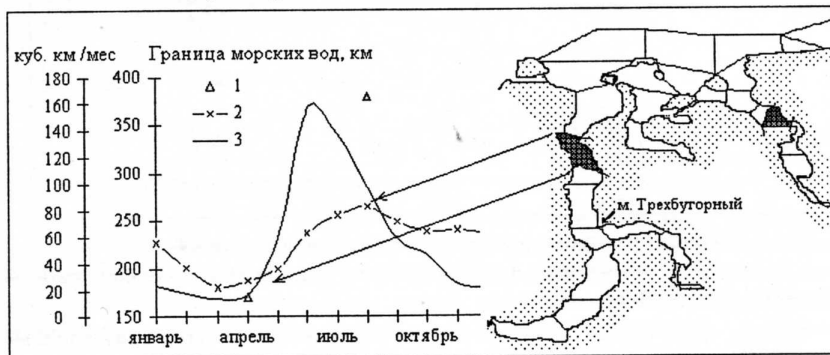


Рис. 8 Сезонная динамика границы морских и речных вод (изогалиния 1 ‰). 1- данные (по Иванов, Святский, 1987), расстояние от мыса Трехбугорный, 2 – расчет, 3-речной сток в Обско-тазовскую губу. Справа приведено расчетное распределение зоны смешения речных и морских вод в Обской губе и Енисейском заливе.

Показано, что хотя в рассматриваемой масс-балансовой модели отсутствуют физические механизмы для описания основных процессов, влияющих на проникновение солевого клина в устьевую область, с ее помощью можно оценить пространственное положение и динамику области смешения речных и морских вод.

Печорская губа (раздел 2.8). Акватория Печорской губы поделена на 19 сегментов, из которых 6, непосредственно прилегающих к Печорскому морю и расположенные за цепью островов Гуляевские Кошки, являются двухслойными (рис. 3). Средний объем заполняющих Печорскую губу вод - 35 км³, площадь водной поверхности 6500 км². Схема неперриодической циркуляции водных масс Печорской губы, определяемая выносом речных вод преимущественно вдоль восточного берега и притоком морских вод через проливы между Гуляевскими Кошками, принята неизменной в течение года. Ветровые и приливные течения учитываются при задании горизонтального перемешивания между соседними

сегментами. В течение года изменяется интенсивность вертикального перемешивания, что связано с сезонным образованием и разрушением термклина.

Показано, что значительные градиенты поля солёности в Печорской губе позволяют эффективно использовать эту характеристику в качестве трассера для калибровки водообмена между компартаментами (рис. 9).

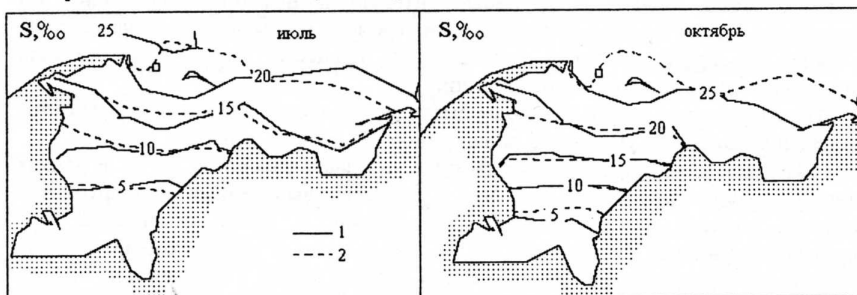


Рис. 9 Расчетные (1) и наблюдаемые (2) поля солёности в ВКС Печорской губы.

Модель воспроизводит и сезонную изменчивость полей солёности, хотя имеются различия в положении изогалин в районе островов Гуляевские кошки.

Таким образом, разработанные модели адекватны задачам оценки водного обмена между районами с учетом сезонной и межгодовой изменчивости. В тексте диссертации помимо режима солёности рассматривается также температура воды и макрохарактеристики ледового режима.

Глава 3. Анализ процессов переноса и седиментации терригенного материала в Азовском море

Наиболее многообразные и негативные эколого-географические последствия преобразования речного стока наблюдаются в бассейне Азовского моря. Результат строительства и эксплуатации водохранилищ и других гидротехнических сооружений – существенное изменение гидрологического режима, объема твердого стока, гранулометрического спектра взвеси, гидрохимического состава речных вод, т. е. основных факторов, определяющих условия седиментогенеза и вещественный состав донных осадков (Хрусталеv, 1989). В составе материала, поступающего в морской водоем с суши, увеличилась доля твердых техногенных микрочастиц. Это - искусственные волокна, нефтепродукты, встречающиеся в виде коричневых смоло- и воскоподобных сгустков крупноалевритовой и мелкопесчаной размерности, частицы руды, сажи, графита и угля, оксиды и гидроксиды железа, частицы красок, кусочки стекла, кирпича, остатки полиэтиленовой пленки и др. (Хрусталеv, Ивлиева, 2000).

С помощью разработанной в диссертации компарментальной модели динамики взвешенного вещества поставлены и решены задачи количественной

оценки интенсивности осадконакопления терригенной и техногенной взвеси в Азовском море [14, 15, 19].

3.1. Моделирование переноса и седиментации взвешенного вещества

В качестве переменной состояния рассматривается содержание взвешенного вещества в воде, при этом взвесь разделена на пять размерных групп (мелко- и среднеспечную, мелко- и крупноалевритовую и пелитовую фракции). На содержание взвеси в воде в каждый момент времени оказывают влияние течения, а также два противоположно направленных процесса: оседание взвешенных частиц и взмучивание донных отложений.

Перенос частиц взвеси при водообмене между компартментами описывается системой балансовых уравнений аналогичной (2). Новым в работе является учет механизма коагуляции взвешенных частиц в интервале солености 1-3 ‰. В рамках данного подхода предполагается, что в пределах выделенных компартментов свойства водных масс остаются одинаковыми и резко изменяются при пересечении границы между ними, т.е. на любой границе между компартментами существует "фронтальная область". Когда водные массы с соленостью меньше критической поступают в район, где соленость ее превышает, то за счет процесса коагуляции может происходить увеличение крупности частиц и для частиц следующей размерной группы формируется «внутренний» источник, который добавляется в правую часть уравнений (2).

Для описания обменных процессов взвесью между резервуарами (см. рис. 2) включены процессы осаждения взвеси и взмучивания донных отложений, но не учитываются процессы диффузионного обмена и стекания рассола изо льда. Механизм коагуляции тонкодисперсной взвеси учитывается в двух случаях:

- при таянии льда, когда в воду поступают частицы взвеси, которые содержатся в толще льда или были аккумулированы на его поверхности при выпадении из атмосферы;
- при оседании частиц из слоя с низкой соленостью (меньше 2 ‰) в слой с более высокой соленостью (больше 2 ‰).

Частицы, которые уже осели на дно, при взмучивании донных отложений поступают в толщу воды и участвуют в дальнейшем переносе течениями. Имеется значительная неопределенность в учете большого числа факторов, от которых зависит поступление частиц из донных отложений в воду. В диссертации предложен оригинальный подход к параметризации процесса взмучивания донных отложений, позволяющий в рамках кибернетического подхода корректно учесть морфометрические особенности водоема и гидрологический режим.

3.2. Количественная оценка осадконакопления терригенного материала в Азовском море в период антропогенного преобразования стока (1940-2000 гг.)

Наиболее существенные этапы трансформации твердого стока в Азовское море связаны со строительством Цимлянского водохранилища (1953 г.) и Николаевского гидроузла (1975 г.) на Дону и Краснодарского водохранилища (1972 г.) на Кубани.

Для анализа и обобщения результатов имитационных экспериментов выделено три характерных периода: 1-1940-1952 гг., 2-1953-1972 гг., 3-1973-2000 гг. По сравнению с первым периодом объем твердого стока рек уменьшился с 13.8 млн. т до 1.7 млн. т. Кроме этого изменилась структура выносимого материала в сторону увеличения тонкодисперсной взвеси.

При проведении расчетов использована компартментальная модель гидрологического режима Азовского моря (глава 2). Калибровка математической модели переноса и седиментации взвешенного вещества проводилась при сопоставлении расчетного и наблюдаемого содержания минеральной взвеси в Азовском море. Разница между рассчитанными и наблюдаемыми средними значениями в собственном море и Таганрогском заливе не превышает 8%.

Для Азовского моря, которое является типично шельфовым мелководным водоемом с выровненным дном, характерны следующие закономерности осадконакопления терригенного материала (Хрусталеv, 1989). Максимальные значения абсолютных масс нерастворимой части осадка отмечены в наиболее глубоководной центральной и южной частях водоема (рис. 10А). По мере приближения к береговой линии активность аккумуляции постепенно понижается до нуля, а на некоторых участках в даже отмечается размыв пород дна. Мелкокалевритовые и пелитовые частицы, которые составляют основу терригенного материала, даже при незначительных волнениях захватываются колебательными движениями воды, взмучиваются и переносятся в более спокойные гидродинамические зоны. В результате основная масса терригенного материала аккумулируется в глубоководной области.

По результатам расчета выявлены следующие особенности пространственного распределения скорости осадконакопления. За период с 1940 г. по 1952 г. средняя скорость накопления взвеси в значительной степени зависела от твердого стока рек Дон и Кубань (рис. 10Б). Суммарная за год скорость осадконакопления в Таганрогском заливе изменялась от 2.5 кг/м² в его восточной части до 1000 г/м² в средней части и 500 г/м² - в западной. Наибольшая скорость осадконакопления характерна для Темрюкского залива (около 5 кг/м² в год), в центральной части моря она составляла около 500 г/м², в северной, юго-восточной и западной частях не превышала значений 250 г/м² в год.

На следующем этапе (1953 – 1972 гг.) значительные изменения интенсивности осадконакопления произошли только на устьевом взморье р. Дон (рис. 10В). Среднее за период значение интенсивности осадконакопления здесь снизилось до 1500 г/м²/год. На этом фоне увеличился вклад абразии берегов северного побережья Таганрогского залива. Скорость осадконакопления в собственном море в этот период времени мало отличается от предыдущего периода.

Существенные деформации в скорости осадконакопления произошли после 1973 г. В средней части Таганрогского залива ее среднее за период значение составляет 500 г/м²/год, в западной – 250 г/м²/год, а в устье р. Дон по результатам расчетов накопление сменилось выносом материала за пределы области. В Темрюкском районе на дно по-прежнему поступает наибольшее количество

твердого вещества, однако скорость осадконакопления терригенной взвеси снизилась до $1,2 \text{ кг/м}^2$ в год. Существенно расширилась область со скоростью накопления осадочного материала до $250 \text{ г/м}^2/\text{год}$ в юго-восточном и северном районах моря. Практически не происходит осадконакопления терригенного вещества в заливах северного Приазовья. Средняя скорость накопления терригенного вещества уменьшилась в два раза по сравнению с периодом 1940-1952 гг. и составляет $300 \text{ г/м}^2/\text{год}$. Таким образом, толщина слоя донных отложений в последние годы увеличивается не более чем на $0,3 \text{ мм}$ в год.

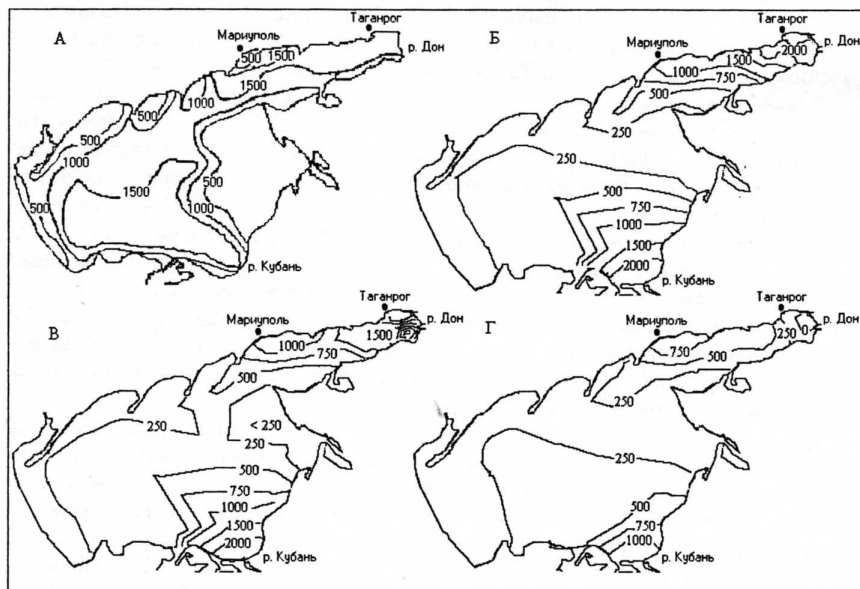


Рис. 3.5. Интенсивность осадконакопления в Азовском море, $\text{г/м}^2/\text{год}$.

А- по результатам анализа абсолютных масс нерастворимой части осадка, накопившихся за новоазовское время- (Хрусталеv, 1989), Б, В, Г-результаты расчета, Б-среднее за 1940-1952 гг., В- среднее за 1953-1972 гг., Г- среднее за 1973-2000 гг.

3.3. Закономерности переноса и захоронения в Азовском море твердых техногенных примесей (современный период)

Количественная оценка загрязнения донных отложений частицами антропогенного происхождения основана на рассчитанных величинах интенсивности осадконакопления терригенного материала в последний из рассмотренных в разделе 3.2 периодов и содержании техногенных частиц в поступающем обломочном материале (табл. 2).

Таблица 2

Баланс техногенного материала в Азовском море

Статья баланса	тыс. т/год	%	Содержание техногенных частиц	
			Источник	%
Приход	740	100.0		
С речным стоком	308	41.6	Взвесь	11.8
р. Дон	204	27.6	р. Дон	12.0
р.Кубань	104	14.0	р.Кубань	11.5
Поступление из атмосферы	407	55.0	Атмосферные выпадения	11.7
Береговые источники	25	3.4	Мариуполь, шлаковые отложения	100 (?)
Расход	740	100.0		
Вывос в Чёрное море	38	5.1	Взвесь, поступающая в Чёрное море	3.6
Захоронение	702	94.9	Донные отложения	6.1
Собственно море	298	40.3	Собственно море	3.8
Таганрогский залив	404	54.6	Таганрогский залив	11.5

Примечание: использованы данные работы (Хрусталеv, Ивлиева, 2000). Для учета береговых источников при расчетах используется только оценка ежегодного поступления техногенных материалов из шлаковых отвалов комбината "Азовсталь" (г. Мариуполь) в объеме 25 тыс. т (Ивлиева, 1997, Хрусталеv, Ивлиева, Ищенко, 1992).

В Таганрогском заливе расчетный поток твердых техногенных микрочастиц (ТТМ) в донные отложения имеет максимальные значения по морю (50-80 г/м²/год) и определяется техногенным стоком р. Дон. Значительна также роль техногенного стока р. Кубань в Темрюкском заливе - 37 г/м²/год. Влияние Кубани распространяется практически на всю юго-восточную часть моря. Поток ТТМ в донные отложения Таганрогского залива в 2.5 раза превышает таковой в Темрюкском заливе. На акватории собственно моря, заливов Северного Приазовья и Керченского полуострова поступление техногенного материала в донные отложения составляет 8-10 г/м²/год. Ведущую роль здесь играют атмосферные выпадения (70-85%). Следует отметить значительное поступление техногенных частиц (40 г/м²/год) в донные отложения Мариупольского района. Под влиянием выноса шлаковых частиц из береговой зоны Мариуполя находится также восточная часть Бердянского залива.

Расчетное содержание примесей в донных отложениях находится внутри диапазона наблюдаемых значений практически для всех районах Азовского моря (рис. 11).

Уменьшение концентрации ТТМ в донных отложениях по сравнению с их содержанием в аэрозолях и взвеси рек связано с эффектом «разбавления» материалом абразии берегов, который не загрязнен твердыми техногенными частицами. Высказана гипотеза, что медианный размер техногенных частиц, поступающих с твердым стоком рек, больше медианного диаметра терригенных частиц.

Из 740 тыс. т различных ТТМ, поступающих ежегодно в Азовское море, только 5.1 % выносятся в Чёрное море через Керченский пролив, остальные осаждаются в море (в Таганрогском заливе свыше 400 тыс. т, около 300 тыс. т в собственно море).

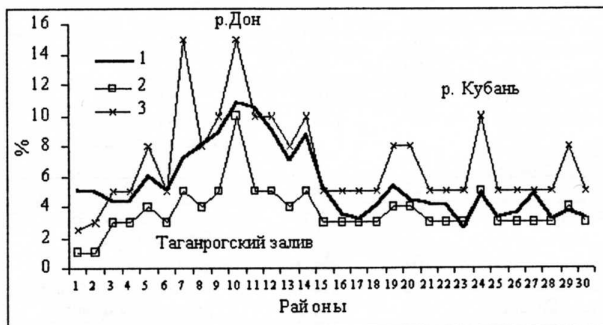


Рис. 11 Содержание твердых техногенных микрочастиц в поверхностном слое донных отложений Азовского моря (%). 1 - расчет; 2, 3 - данные наблюдений, соответственно, минимальные и максимальные значения

Проблема загрязнения донных отложений твердыми техногенными микрочастицами требует более тщательного изучения в связи с выявленным довольно высоким уровнем их содержания в терригенном материале. Некоторые из этих частиц инертны (стекло, строительный мусор и т.д.) и могут служить трассерами процессов переноса и седиментации взвешенного вещества.

Глава 4. Оценка влияние абиотических факторов и особенностей водного обмена на пространственно-временную изменчивость продукции и деструкции органического вещества (на примере Охотского моря)

Первичная продукция органического вещества во многом определяется особенностями циркуляции, пространственной изменчивостью и сезонной динамикой солености и температуры воды, ледовым режимом, гидрохимическими условиями моря.

При математическом моделировании динамики фитопланктонных сообществ морских экосистем наряду с изучением роли активной фазы жизненного цикла в формировании первичной продукции одноклеточных водорослей в зависимости от состояния среды обитания (температуры, солености, освещенности) и наличия в ней питательных веществ, важным является учет вклада других механизмов жизнедеятельности, таких, например, как оседание клеток и их способность сохранять жизнеспособность в среде, где условия для роста и деления не являются благоприятными. Результаты опубликованы в [10,12].

4.1. Моделирование пространственного распределения и сезонной изменчивости продукции и деструкции органического вещества

В качестве переменных состояния выделены: растворенный органический углерод; взвешенный органический углерод детрита; взвешенный биогенный углерод фитопланктона; растворенный кислород.

Изменение каждой из них в результате водного обмена между компартментами описывается системой балансовых уравнений аналогичной (2).

Обмен рассматриваемыми формами $C_{орг}$ и растворенным кислородом между резервуарами определяют следующие процессы: а) замерзание и таяние льда; б) стекание капель рассола в воду по мере старения льда; в) диффузия растворенных веществ в донные отложения и обратно; г) седиментация взвешенного вещества; д) вертикальное перемешивание вод; е) взмучивание верхнего слоя донных отложений; ж) газовый обмен через границу с атмосферой.

Балансовые уравнения для учета этой группы процессов записываются отдельно для переменных состояния, соответствующих взвешенным и растворенным веществам, и для компартментов, имеющих разные резервуары в зависимости от глубины и вертикальной структуры водных масс. Имеются особенности модельного описания отдельных переменных. Клетки фитопланктона, которые попадают в воду из донных отложений и изо льда при таянии вновь "вовлекаются" в процесс фотосинтеза на последующем цикле кинетики. Для кислородного режима является важным обмен через границу с атмосферой, который считается пропорциональным разности между концентрацией насыщения при данной солености и температуре воды и текущим содержанием кислорода в воде. Содержание кислорода во льду не рассчитывается. Предполагается, что при таянии льда скорость насыщения тающей воды значительна и в верхний слой поступает вода, которая имеет концентрацию, равную концентрации насыщения при солености тающего льда и температуре, равной температуре таяния.

Внутри каждого резервуара (лед, вода или донные отложения) физико-химическая и биологическая трансформации одних форм органического вещества в другие представлена на рис. 12.

Фитопланктон разделен на три группы (пресноводный, морской и «океанический» комплексы). Принято, что первичная продукция органического вещества регулируется температурой воды, обеспеченностью элементами минерального питания и освещенностью, а соленость является главным фактором, определяющим границы распространения каждого комплекса одноклеточных водорослей. Клетки пресноводного комплекса поступают с речным стоком, клетки «океанического» комплекса - с внешними водными массами, третья группа клеток обитает в самом водоеме. С помощью модели рассчитываются: сезонная динамика и пространственное распределение фитопланктона, детрита, первичная продукция и деструкция органического вещества, П/Б-коэффициенты, биохимическое потребление кислорода. Обратная связь – потребление биогенных элементов клетками - из рассмотрения исключена. Такой подход позволяет учесть только тот

факт, что в некоторых компартаментах в определенные сезоны года недостаток минеральных веществ может ограничивать продукцию органического углерода пропорционально дефициту элементов питания.

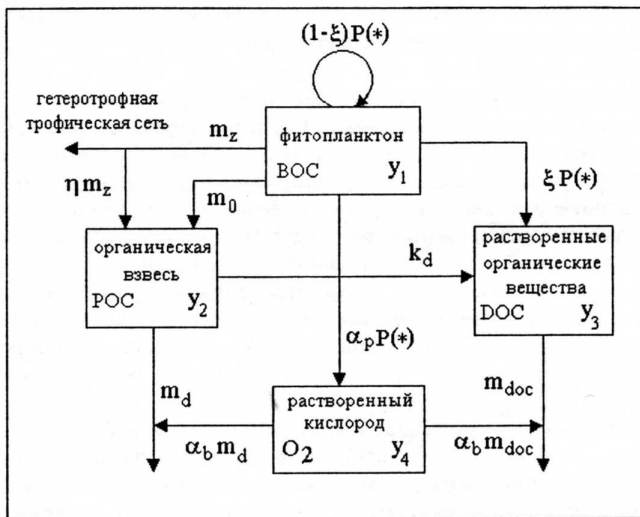


Рис. 12 Схема физико-химической и биологической трансформации органического вещества

y_1 - запас биогенного $C_{орг}$; y_2 - запас $C_{орг}$ в детрите; y_3 - запас растворенного $C_{орг}$; y_4 - запас растворенного кислорода;

$P(*)$ - первичная продукция $C_{орг}$; ξ - доля продукции в форме POB ;

$m(*)$ - обобщенная "смертность" фитопланктона;

$m_1(*)$ - интенсивность, с которой детрит пополняется $C_{орг}$ при отмирании фитопланктона;

$k_d(*)$ - интенсивность прямого перехода детрита в POB ;

$m_d(*)$, $m_{doc}(*)$ - скорость минерализации, соответственно, детрита и POB ;

α_p - стехиометрический коэффициент, отражающий образование O_2 при фотосинтезе;

α_b - стехиометрический коэффициент, отражающий потребление кислорода при окислении органического вещества.

Для таких резервуаров как лед и донные отложения имеются особенности в модельном описании отдельных процессов. Предполагается, что первичная продукция в толще льда и в донных отложениях равна нулю, т.е. из рассмотрения исключен класс ледовых и донных водорослей. Вместе с тем, биогенный $C_{орг}$, связанный с клетками фитопланктона, сохраняется как самостоятельная переменная для этих резервуаров по следующей причине. После того, как клетки

водорослей попадают в лед при его образовании и в донные отложения при оседании, имеется некоторая вероятность, что они сохраняют живучесть и могут приступить к активной вегетации при таянии льда и в результате взмучивания донных отложений.

4.2. Роль оседания в сезонном цикле одноклеточных водорослей.

Теоретический аспект

Рост и деление клеток начинается после таяния льда в среде богатой питательными веществами и происходит преимущественно в поверхностном слое. В результате оседания вегетирующие клетки фитопланктона неизбежно попадают в нижний слой, где активная фаза их жизнедеятельности затруднена из-за низких температур и недостаточной освещенности. Вместе с тем, в этих условиях они могут переходить в состояние покоя и длительное время сохраняют свою жизнеспособность. Клетки, которые опустились на относительно большие глубины, имеют возможность вернуться в верхний слой, если в результате горизонтальной адвекции они попали в районы, где имеется апвеллинг. Второй и основной механизм возврата связан с конвекцией. В результате в шельфовых районах клетки, даже осевшие на дно и не погибшие по разным причинам, всегда имеют возможность попасть в зону фотосинтеза.

Естественно предположить, что у клеток фитопланктона скорость оседания должна быть как можно меньше. Вместе с тем данные наблюдений за природными сообществами диатомовых водорослей показывают, что наблюдается массовое оседание клеток в глубокие слои в конце вегетационного периода.

Рассматриваются следующие причины для объяснения данного явления (Smetacek, 1985):

- в результате быстрого оседания клетки попадают в нижний слой и донные отложения, где их рассеивание в результате адвекции сводится к минимуму;

- когда поверхностные воды прогреваются сильнее, чем это необходимо для роста и деления активных клеток, а питательная среда уже истощена, то клеткам "выгоднее" опуститься в нижние слои, где при низкой температуре и слабой освещенности они могут выживать длительное время;

- сразу за развитием водорослей наступает развитие сообществ зоопланктона и клетки фитопланктона могут быть с большей вероятностью съедены в поверхностных водах, чем в нижних слоях.

Математическая модель была исследована аналитически и численно для условий водоема-прототипа - Охотского моря. Учитывались реальные морфометрические характеристики, температурный, солевой и ледовый режимы, условия освещенности, особенности водообмена и вертикального перемешивания.

Результаты исследования показали, что оседание клеток и неизбежное их попадание в среду, которая неблагоприятна для роста из-за недостаточной освещенности и низких температур, может быть компенсировано только повышением живучести в период пребывания в неблагоприятных условиях. Это соображение является достаточно очевидным и то, что оно находит отражение в рамках предложенной модельной конструкции, свидетельствует в пользу ее

адекватности. Менее очевидным является аналогичное воздействие вертикального перемешивания водных масс, эффект от которого становится тем сильнее, чем большую интенсивность имеет этот процесс. В общем случае, механизм конвективного перемешивания водных масс является одним из факторов, который может способствовать сосуществованию конкурирующих популяций одноклеточных водорослей в переменной среде. Простое увеличение скорости оседания при прочих равных условиях не может обеспечить преимущества в сезонном цикле развития.

Была изучена роли оседания в формировании пространственного распределения биомассы фитопланктона. Рассматривались две гипотезы относительно скорости оседания клеток: а) в одном случае скорость оседания постоянна в течение года и равна 0.03 м/сут; б) в другом - скорость оседания в период с июля по сентябрь увеличивается в 100 раз. Предполагалось, что скорость вертикального перемешивания равна нулю в период с апреля по октябрь (условие плотностной стратификации), начиная с ноября и по март включительно она имеет максимальное значение (конвекция). В каждом эксперименте рассчитывалась среднегодовая биомасса клеток в слое (усл. ед./м²) для всех районов (рис. 13)

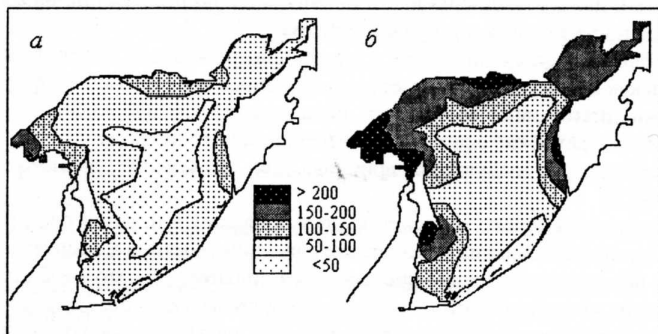


Рис. 13 Расчетное распределение среднегодовой биомассы фитопланктона по районам Охотского моря (усл. ед./м²): а) постоянная скорость оседания, б) выше в конце сезона вегетации

Результаты модельного исследования позволяют предположить, что наблюдаемое увеличение скорости оседания сразу после пика "цветения" объясняется не только физиологическими особенностями клеток (групп клеток), но может быть и эволюционно-выработанной стратегией, направленной на обеспечение преимущества в конкуренции с другими группами водорослей. При этом механизм формирования такой стратегии для водоемов арктической и субарктической зоны представляется следующим. Сразу после окончания "цветения" клетки оседают в нижние слои воды и на дно, где и накапливаются. В результате смертность популяции от выедания в верхнем слое снижается. После начала осенней конвекции клетки равномерно распределяются в толще воды.

Часть популяции образует "ледовый резерв" популяции, остальные клетки циркулируют в толще воды т.к. после образования льда конвекция продолжается и-за стекания капель рассола. В оставшийся период до таяния льда скорость оседания должна быть как можно меньше, чтобы в фотическом слое оставалось достаточно клеток для обеспечения следующего цикла развития популяции.

4.3. Влияние абиотических факторов и особенностей водного обмена на сезонную динамику и пространственное распределение продукции органического вещества в Охотском море

В силу значительной широтной протяженности Охотское море характеризуется большим разнообразием природных условий, накладывающих особые черты на формирование биологической продуктивности.

Выполнены расчеты динамики рассматриваемых переменных состояния, первичной продукции и деструкции органического вещества в деятельном слое (0-200 м) для годового интервала времени. В летний период пространственное распределение первичной продукции (рис. 14) имеет следующие закономерности.

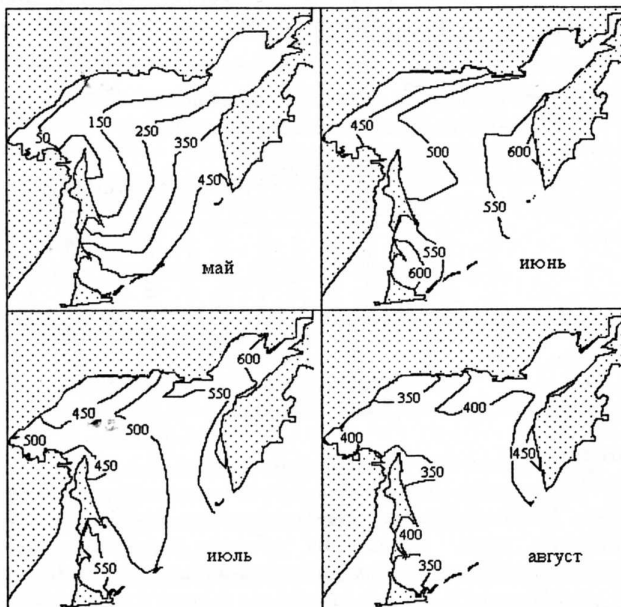


Рис. 14 Расчетная суточная продукция органического вещества в слое 0-200 м ($\text{mgC}/\text{m}^2/\text{сут}$).

Фитопланктон начинает активно продуцировать органическое вещество в мере освобождения поверхности моря от льда. В этот период суточная

продукция изменяется от 500 мгС/м²/сут в Северокурильском районе до 50 мгС/м²/сут в Шантарском районе.

В июне - июле первичная продукция достигает максимума и изменяется по пространству от 650 мгС/м²/сут (Прихоккайдский район, залив Шелихова, Западнокамчатский район) до 400 мгС/м²/сут (Шантарский и Североохотоморский районы). Затем скорость продуцирования органического вещества замедляется, наступает биологическая осень и в августе продукция равномерно распределена по морю и примерно равна 300 мгС/м²/сут.

Полученная в работе расчетная величина годовой первичной продукции 60 гС/м² ниже аналогичных оценок других авторов (табл. 3) при близких значениях суточной продукции и П/Б-коэффициентов в период наблюдений. Причина разных оценок обсуждается в диссертации.

В целом по морю продукция составляет величину 1920 млн. т. сырого массы. Из этого количества 760 млн. т (40%) оседает на дно или выносится за пределы деятельного слоя, 520 млн. т (27%) минерализуется, 510 млн. т (26%) используется гетеротрофной трофической сетью (зоопланктон, рыбы, млекопитающие, птицы, человек), оставшиеся 7% выносятся в Тихий океан.

Таблица 3

Результаты расчета продукции органического вещества в Охотском море в сопоставлении с данными наблюдений

Источник	Первичная продукция (июль, август), мгС/м ² /сут			П/Б-коэффициент, 1/сут			Годовая первичная продукция гС/м ² /год
	Минимум	Максимум	Среднее	Минимум	Максимум	Среднее	
Данная работа	320	620	450	0.55	1.16	0.64	60
Иваненков, Землянов, 1985	-	-	480	-	-	-	133
Сорокин и др., 1995	270	1820	820	0.8	1.6	1.11	303
Kovalevskaya et al., 1996	90	5560	820	-	-	-	-
Сорокин и др., 1997	-	-	-	-	-	-	220
Аржанова, Зубаревич, 1997	-	-	-	-	-	-	260
Аржанова и др., 2002	-	-	-	-	-	-	135

Моисеевым П. А. (Моисеев, 1989) предложен подход к оценке общей рыбопродуктивности моря, исходя из объема первичной продукции с использованием так называемых переходных коэффициентов. Для Охотского моря рекомендован коэффициент 0.2% для отношения вылова к первичной продукции (по калорийности). Им сделана оценка возможного годового объема продукции рыб и промысловых беспозвоночных Охотского моря - 8-9 млн. т., ранее В.П. Шунтов (1985) указывал величину 4 млн. т. Используя рассчитанную в работе величину первичной продукции получаем немногим больше 2 млн. т/год, что согласуется с уточненными оценками, которые сделаны в последние годы (Shuntov, Dulerova, 1996). Из анализа вылова рыбы в Охотском море в период с

1962 по 1982 гг. можно сделать вывод, что превышение этой величины в этот период всякий раз приводило к последующему снижению промысла в море.

Глава 5. Изучение процессов вселения чужеродных организмов в морские экосистемы (на примере Азово-Черноморского бассейна)

Миграция гидробионтов в новые для них места обитания существовала всегда, являясь одним из значимых факторов увеличения биологического разнообразия. Однако в последние десятилетия количество биологических инвазий в морские экосистемы резко возросло. Наиболее известный по своим катастрофическим последствиям пример связан с проникновением в Чёрное и Азовское моря североамериканского гребневика *Mnemiopsis leidyi*.

В пятой главе рассмотрен комплекс вопросов, связанных с вселением чужеродных организмов в морские экосистемы. Хотя основное внимание уделяется математическому моделированию вселения мнемипсиса в Азово-черноморские экосистемы, полученные результаты [7, 8, 9, 11, 13, 18] выходят за рамки изучения частного случая последствий инвазии желетелого планктонного хищника.

Модель трофодинамики (раздел 5.1) основана на представлении экосистемы в виде совокупности компартментов, между которыми осуществляется обмен веществом и энергией в соответствии со схемой пищевых связей. В первом приближении выделено три макроуровня: органическое вещество (растворенное, взвешенное и активный части донных отложений), продуценты (одноклеточные водоросли, высшая водная растительность) и консументы, образующие гетеротрофную пищевую сеть. Балансовые уравнения такой системы имеют вид.

$$dB_0/dt = \Sigma_k M_k + \Sigma_k H_k - G_0 - S_0 - W_0 + V_0, \quad dB_1/dt = P_1 - M_1 - G_1 - W_1 + V_1,$$

$$dB_i/dt = C_i - H_i - R_i - M_i - G_i - F_i - W_i + V_i + L_i^+ - L_i^-, \quad i=2, \dots, N$$

Здесь B_0 - запас органического вещества,

V_1 - биомасса продуцентов, V_i - биомасса консументов,

P_1 - первичная продукция, S - рацион, R - траты на обмен, H - неусвоенная пища,

M - смертность, G - выедание,

F - антропогенная нагрузка (вылов, смертность от загрязнения и др.),

V - внешний приток компонента, W - отток за пределы водоема,

L^+ , L^- - возрастные переходы консументов для популяций, разделенных на перекрывающиеся поколения;

S_0 - захоронение органического вещества в донных отложениях.

В принятой модельной схеме первичная продукция является одним из внешних факторов, оказывающих воздействие на морскую экосистему. И хотя продуценты присутствуют в агрегированном виде в качестве переменной вектора состояния системы, часть процессов, определяющих зависимость продукционных процессов от обеспеченности элементами питания и факторов среды, вынесена за рамки модели. Запас органического вещества (ОВ) пополняется за счет

метаболической продукции, образующейся при отмирании организмов и экскреции органического вещества, а деструкция ОБ обеспечивается введением в группу консументов такого звена (компартамента) как бактерии.

В целом, такой подход является традиционным. Наиболее важный компонент всех моделей трофодинамики, отличающий их друг от друга, связан с параметризацией пищевых отношений между компонентами модели.

В работе используется оригинальный подход, разработанный совместно с В.В.Селютиным (Berdnikov et al., 1999):

- предложена и обоснована трофическая функция, объединяющая многие известные зависимости для описания функционального отклика;
- введено корректное описание питания в случае многих видов жертв;
- используется схема, позволяющая учесть в модели трофодинамики возрастную структуру отдельных популяций.

Общая концепция реализована в ряде программных продуктов, допускающих учет сезонной и многолетней динамики внешних факторов (температура и соленость воды, поступление аллохтонного ОБ) и внешних воздействий (прежде всего вылова). Одна из этих программ для случая вселения мнемипсиса в Азово-Черноморский бассейн (The Model of Trophodynamics of Black-Azov Seas Ecosystems-MTBASE) размещена на сайте ФАО (www.fao.org).

Для исследования эффектов вселения набор переменных состояния модели расширяется за счет потенциальных вселенцев. В данном контексте вселение рассматривается как возмущение структуры пищевой сети морской экосистемы.

Для изучения закономерностей расселения мнемипсиса в Чёрном и Азовском морях использована модель типа "хищник-жертва", где в качестве пищи выступает агрегированное сообщество планктонных организмов:

$$dB_1/dt = p_1 - m_1 B_1, \quad p_1 = k_1 k_2 f(\mu) B_1 = k_1 k_2 C,$$

$$dB_0/dt = p_0 K(t) B_0 / \{K(t) + (p_0/m_0 - 1) B_0\} - m_0 B_0 - C.$$

Здесь B_1 - биомасса мнемипсиса;

B_0 - приведенная биомасса кормовых планктонных организмов,

C - выедание планктона мнемипсисом;

m_1 - скорость отмирания мнемипсиса;

m_0 - скорость отмирания кормовых организмов;

p - продукция мнемипсиса; p_0 - скорость воспроизводства биомассы корма;

$K(t)$ - динамика биомассы кормовых организмов в отсутствие гребневика,

k_1, k_2 - коэффициенты эффективности усвоения (ассимиляции) и роста,

$f(\mu)$ - трофической функции.

Популяционная модель мнемипсиса отражает зависимость его развития от кормовых ресурсов и кинетических параметров и используется вместе моделью водообмена и блоком переноса пассивных субстанций.

Раздел 5.3. посвящен теоретическому исследованию упрощенной компартментальной модели трофодинамики сообщества из трех трофических уровней, которое при вселении нового вида пищевая цепь преобразуется в

четырёхкомпонентную сеть. Прототипом здесь является деформированная вселением мнемипосиса агрегированная пищевая цепь экосистемы Чёрного моря, состоящей из фитопланктона, зоопланктона и аборигенного вида – хамсы (европейского анчоуса).

Исследована зависимость динамики модельной системы от двух факторов - величины первичной продукции и антропогенной нагрузки на аборигенный вид (промысловой смертности).

В результате анализа рассматриваемой модели вселения обнаружен сложный динамический режим модифицированной инвазией трофической сети, связанный с колебательным режимом функционирования системы с длительным (несколько лет) периодом колебаний и значительными амплитудами. Согласно современным представлениям (Каревич, 1975) от момента проникновения небольшого количества чужеродных особей в новую среду до формирования самовоспроизводящейся популяции вселенца выделяют пять фаз: выживание особей в новых для них условиях, размножение, «взрыв численности» вселенцев, снижения численности вследствие обострения противоречий с окружающей средой и фазу натурализации вида, под которой понимают стабилизацию численности и биомассы вселенца на некотором уровне, который значительно ниже, чем при вспышке его численности.

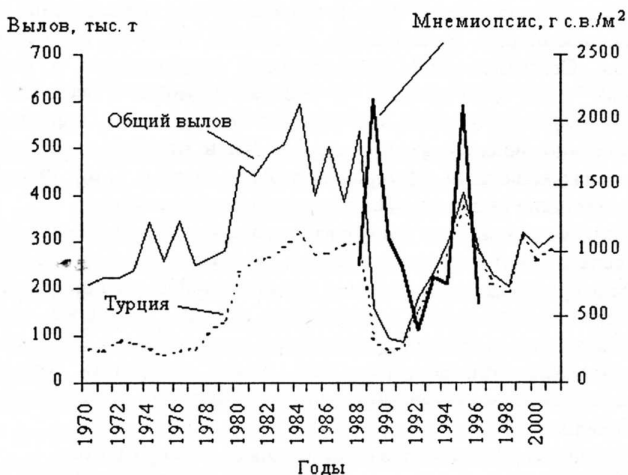


Рис. 15 Вылов хамсы в Чёрном море и динамика мнемипосиса (по опубликованным данным)

В диссертации показано, что после закрепления вида в экосистеме с интервалом в несколько лет могут наблюдаться значительные, соизмеримые с первоначальной, вспышки численности вселенца, чередующиеся существенным

снижением его биомассы. Таким образом, может наблюдаться другой сценарий натурализации, в котором нарушенная вселением система не будет стабильной.

Похожий режим можно наблюдать в Чёрном море (рис. 15). Вселение мнемниопсиса происходило на фоне значительной антропогенной нагрузки на популяцию хамсы. Промысловая смертность в конце 60-х гг. составляла величину сопоставимую с естественной убылью, однако к 1980 г. возросла до 50 % от запаса. В рассматриваемой модели вселения мнемниопсиса не происходит при уровне первичной продукции менее $150 \text{ гC}_{\text{орг}}/\text{м}^2/\text{год}$, если общая элиминация биомассы хамсы ниже 50% в год. Рост промысла выше этой величины создаст необходимые условия для вселения. Анализ динамики вселения мнемниопсиса показал, что сообщество рыб-планктофагов Чёрного моря может восстановить биомассу, характерную для "догребневикового" периода, если будет "снят" сильный антропогенный пресс на популяцию хамсы.

В разделе 5.4. мультикомпарментальная трофодинамическая модель Азово-Черноморской экосистемы используется для проведения ретроспективных расчётов и анализа различных сценариев вселения мнемниопсиса. С одной стороны каждый водоем представлен пространственным компарментом (боксом), с другой – пищевые сети экосистемы каждого водоема представлены в виде рассмотренной в разделе 5.1 компарментальной (многокомпонентной) модели трофодинамики.

Модель трофической сети Чёрного моря включает такие группы как хамса, шпрот, aurelia, мнемниопсис, pleurobrachia, oikopleura, noctiluca, cladocera, oithona, calanus, acartia. Основные виды гидробионтов представлены в модели или самостоятельно или объединены в более крупные таксоны, введена агрегированная буферная переменная «прочий зоопланктон», характеризующая совокупность немногочисленных по отдельности и относительно разнородных популяций водных животных (Meroplankton, Paracalanus и т. п.). Фитопланктон, бактерии и простейшие также не дифференцируются по таксонам.

Модель трофической сети Азовского моря имеет более простую структуру. Так как Чёрное море, в отличие от Азовского, является биотопом, где совершается полный цикл воспроизводства и развития как основной части популяции анчоуса, так и мнемниопсиса, в данной постановке модель Азовского моря имеет подчинённый характер и ее вектор состояния агрегирован в большей степени. Основное назначение этой модели в том, чтобы отобразить кормовую базу анчоуса и соотношение планктонной и бентосной цепей в преобразовании потока органического вещества.

Рассматривалось три сценария имитационных экспериментов:

Сценарий 0 (Cц0): популяция мнемниопсиса не вселяется в Чёрное море.

Сценарий 1 (Cц1): популяция мнемниопсиса вселяется в Чёрное море, но в спектре его питания отсутствуют личинки хамсы.

Сценарий 2 (Cц2): дополнительно к Cц1 предполагается, что наряду с зоопланктоном в рацион мнемниопсиса входят личинки хамсы.

В результате вычислительных экспериментов показано, что снижение рыбных запасов прослеживается во всех трёх сценариях, в том числе и при

отсутствии гребневика (рис. 16). Одной из причин произошедшего коллапса и тотального расселения мнемипсиса могло явиться сочетание чрезмерно интенсивного промысла в 1987-1988 гг. и неблагоприятных экзогенных факторов.

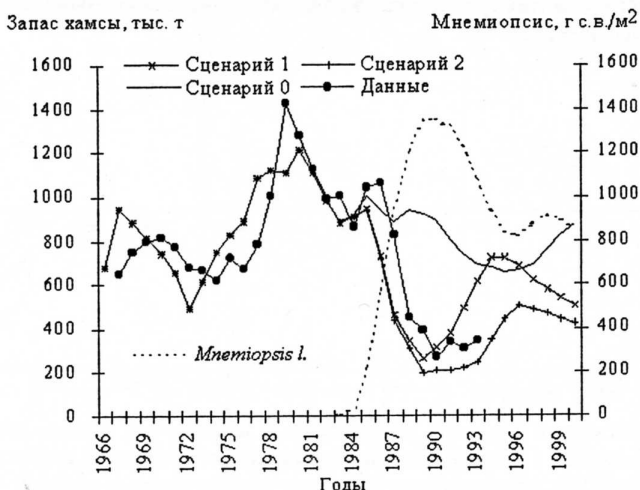


Рис. 16 Результаты моделирования популяции хамсы в Чёрном море. Запас хамсы в ноябре. Биомасса мнемипсиса- среднегодовая

В условиях пищевой конкуренции с гребневиком (Сц1) запас анчоуса по сравнению с базовым вариантом (Сц0) в период вселения снижается в среднем на 22%. Так как прямое выедание личинок сказывается в первую очередь на воспроизводстве, реакция популяции анчоуса на этот вид воздействия несколько запаздывает по времени. В период вселения 1983-1989 гг. отличие запасов по этим сценариям незначительно - всего на 2%. В последующий период 1990-2000 гг. по сравнению с базовым вариантом запасы по Сц1 и Сц2 меньше соответственно на 34% и 59%, а уловы (при сохранении прежней интенсивности промысла) - на 19% и 37%. Таким образом, результаты расчётов позволяют предположить, что трофическая конкуренция является преобладающим фактором снижения запасов анчоуса, а фактор прямого выедания по значимости занимает второе место.

Модельный анализ процесса вселения мнемипсиса в экосистему Чёрного моря. Имеются два объяснения массового развития, отмеченного в 1988 г. Согласно первой версии, в течение «латентного» периода (первые экземпляры мнемипсиса были отмечены в 1982 г.) происходило остававшееся незамеченным наблюдателями постепенное распространение и плавное увеличение запасов мнемипсиса до некоторого критического уровня 1987 года, обеспечившего на следующий год массовое расселение по всей эпипелагиали.

Согласно второй, именно в 1988 году сложилось уникальное сочетание экологических условий для «популяционного взрыва».

Задачей моделирования являлось выявление зависимости процесса вселения и последующего развития гребневика от начальной (внесенной извне) биомассы и даты (года) вселения (рис. 17).

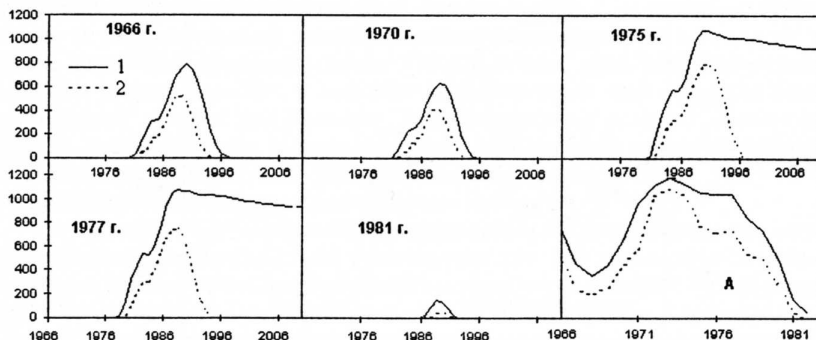


Рис. 17 Расчетная динамика мнемнопсиса в зависимости от года вселения и внесенной биомассы. 1 - среднегодовая биомасса при начальном условии 0.01 (г сырой массы/м²); 2 - среднегодовая биомасса при начальном условии 0.001 (г сырой массы/м²). А - зависимость максимальной за рассматриваемый период (1966-2010гг.) среднегодовой биомассы от года вселения.

На основании расчетов можно сделать следующие выводы: а) независимо от начальной биомассы и даты вселения, максимум среднегодовой биомассы гребневика наблюдается в 1988-1990 гг.; б) если год «заражения» мнемнопсисом более поздний, чем 1982, то гребневiku не удастся эффективно закрепиться в экосистеме; в) с ростом начальной биомассы растёт вероятность вселения. Так, на примере 1975-1977 гг. видно, что при более высокой начальной биомассе вселение происходит, а при низкой нет; г) степень развития популяции зависит от года вселения; г) существует значительный по длительности латентный период; д) вселение и обитание в течение многих лет с высокими биомассами не означает окончательного закрепления.

В Азовском море процесс инвазии имеет другой характер и связан с ежегодным проникновением особей мнемнопсиса из Чёрного моря, т.к. зимой его азовская субпопуляция скорее всего полностью погибает. Появление гребневика в Азовском море сопровождалось снижением количества зоопланктона, тюльки и хамсы. С помощью трофодинамической модели экосистемы Азовского моря проведена реконструкция ежегодных инвазий гребневика (рис. 18).

Одной из задач модели являлось исследование зависимости процесса вселения от пищевых предпочтений. Как и следовало ожидать, возможности массового развития популяции вселенца сильно зависят от его способностей и приоритетов в использовании кормовых ресурсов моря. Однако наблюдаемое в

период вселения резкое уменьшение запасов тюльки не может быть объяснено только пищевой конкуренцией. Что касается хамсы, то расчёты показывают, что снижение её запасов обусловлено не только ухудшением условий питания, но и уменьшением весеннего количества мигрантов, приходящих из Чёрного моря.

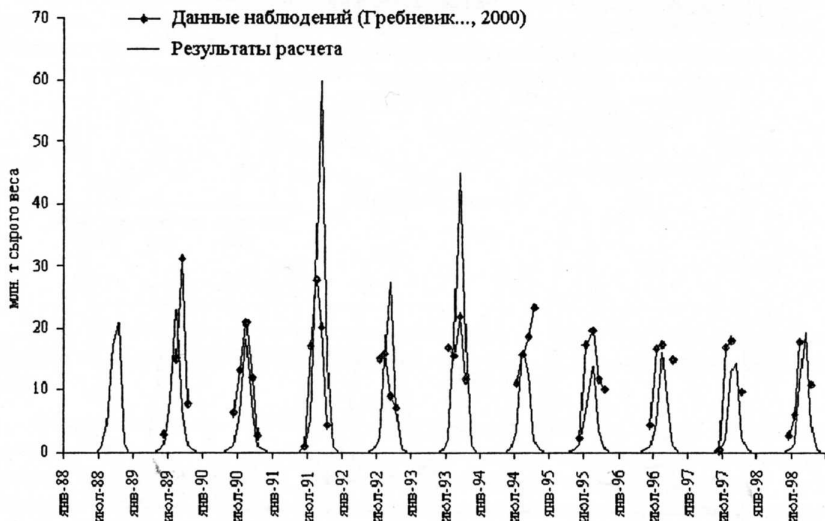


Рис. 18 Динамика ежегодного вселения мнемнописиса в Азовское море.

В разделе 5.5. для исследования пространственных аспектов вселения мнемнописиса в экосистемы Чёрного и Азовского морей применены соответствующие мультикомпарментальные модели водного обмена (рассмотрены в главе 2) и согласованная с ними двухкомпонентная модель динамики численности гребневика (раздел 5.2).

Имитационное моделирование процесса расселения мнемнописиса в Чёрном море проводилось для периода 1982-1993 гг. В качестве первого года появления гребневика принимался 1982 г. Наблюдается значительный временной интервал между внесением небольшой начальной биомассы и вспышкой численности. Независимо от района внесения интенсивное развитие мнемнописиса приурочено к северо-западному шельфу. В первый год вселения максимум биомассы наблюдается зимой, во второй и последующие - летом или осенью, затем биомасса снижается к весне следующего года в 3 - 4 раза (рис. 19). В юго-восточной части моря концентрация гребневика имеет 2 максимума, первый максимум связан с его развитием в данном районе, а второй является следствием выноса течениями из северо-западного сектора.

Максимальные концентрации наблюдаются в северо-западных районах, а минимальные - в центральных. В целом такое распределение соответствует

плотности кормовых организмов, однако есть и отличия. Например, в районе Керченского пролива индекс продуктивности корма соответствует таковому в северо-западном секторе, но концентрация гребневика значительно ниже. В западной части моря достигается более высокая концентрация, чем в восточной.

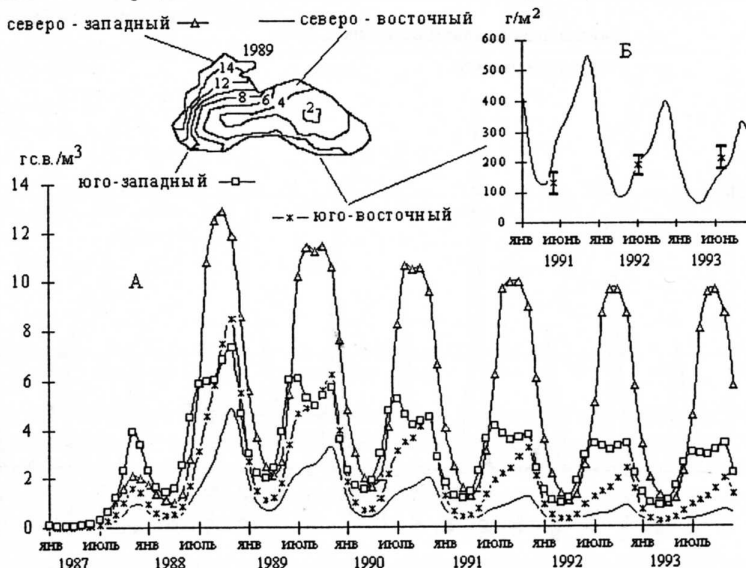


Рис. 19 Расчетная динамика мнемипсиса в различных секторах Чёрного моря в период 1987-1993 гг. А – концентрация в слое 0-20 м, г сырой массы/м³; Б – биомасса (г с.м. под м²) в юго-восточных районах в сопоставлении с данными наблюдений (Mutlu et al., 1994).

Максимум среднегодовой биомассы (от 300 до 1000 г сырого веса под м²) в зависимости от района наблюдается в 1988 - 1989 гг., в дальнейшем происходит снижение биомассы в отдельных районах моря (например, у восточного берега Турции более чем в 5 раз). Максимальная концентрация мнемипсиса наблюдается в северо-западной части моря, а максимальный запас в слое 0 - 100 м отмечен в его юго-западной части.

Результаты имитационных экспериментов близки к натурным данным в юго-восточном секторе моря в 1991-1993 гг., однако из-за нерегулярности съёмки периоды максимальных концентраций не охвачены наблюдениями.

Расселение мнемипсиса в Азовское море. По результатам наблюдений выделяются два сценария ежегодных инвазий гребневика в Азовское море. В одном случае (сценарий раннего захода) мнемипсис появлялся в море уже в апреле-начале мая, в июне его ареал занимал 20-60% площади моря, а к середине июля он расселялся почти повсеместно (1989-1991, 1995-1998 гг.). При сценарии

позднего захода (1992-1994 гг.) гребневик в июне в море практически отсутствовал, а массовое развитие популяции вселенца начиналось в июле, но в последующие месяцы динамика его развития и расселения повторяла сценарий раннего захода.

При осреднении расчетной концентрации мнемипсиса по выделенным выше периодам заметны значительные различия в распределении гребневика в Азовском море в сентябре, когда он достигает максимального развития (рис. 20).

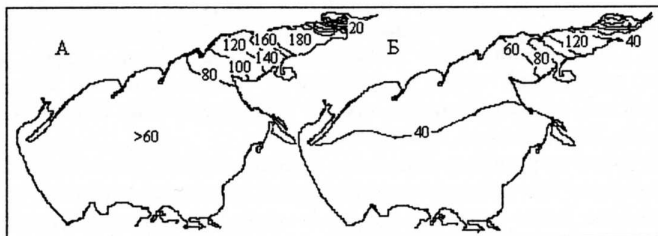


Рис. 20 Расчетное распределение мнемипсиса в Азовском море в сентябре в среднем за период 1989-1991, 1995-1996 гг.(а) и в среднем за период 1992-1994 гг.(б)

Интенсивность проникновения мнемипсиса в Азовское море и его развитие зависят от ряда факторов. Одним из них является водообмен с Чёрным морем. Вторым фактором является биомасса мнемипсиса в северо-восточной части Чёрного моря и, соответственно, его концентрация в водных массах, проникающих в Азовское море. Третьим и, по-видимому, самым важным фактором, определяющим темпы расселения мнемипсиса в Азовском море, является развитие зоопланктона.

Общая биомасса поступивших в Азовское море особей популяции мнемипсиса за счет изменения притока черноморских вод не могла изменяться более чем на 10%, что не сказывается на динамике расселения в целом, однако может существенно определять начальный этап развития мнемипсиса в Азовское море (Гребневик..., 2000).

При исследовании влияния концентрации мнемипсиса в черноморских водах, поступающих через Керченский пролив, значимых различий удалось добиться только при уменьшении биомассы гребневика в весенний период на два порядка. В этом случае мнемипсиса в Азовском море развивается не так быстро, его динамика соответствует сценарию позднего вселения.

Вычислительные эксперименты, в которых сезонная и пространственная изменчивость биомассы корма была задана одинаковой для каждого года из рассматриваемого периода, но соответствовала разным типам его "продуктивности", показали, что темп и характер расселения мнемипсиса в Азовском море полностью определяется развитием кормовой базы и фактически не зависит от концентрации мнемипсиса в черноморских водах.

Глава 6. Моделирование динамики радиоактивного и химического загрязнения морских систем

С помощью разработанного в диссертации комплекса моделей, отражающих крупномасштабную пространственную неоднородность в распределении характеристик морских экосистем, поставлены и решены прикладные задачи океанологии [1, 2, 17, 21]. Раздел 6.1. посвящен реконструкции динамики ^{90}Sr и ^{137}Cs в экосистеме Азовского моря в период с 1986 по 2000 гг. В разделе 6.2. предложена методика и сделана оценка выноса хлороорганических соединений ГХЦГ, ДДТ, соединений ряда тяжелых металлов (меди, цинка, никеля), минеральных соединений азота и фосфора и легкоокисляемой органики из устьевых областей, сформированные такими реками как Обь, Енисей, Пур, Таз, Пясины, Печора, Лена, Хатанга, Яна, Оленек.

Радиоактивное загрязнение Азовского моря произошло после черновобильской аварии в результате значительного импульсного поступления радионуклидов из атмосферы в мае 1986 года от «южного» следа радиоактивного облака. В дальнейшем содержание радионуклидов в экосистеме Азовского моря устанавливалось как следствие стока с водосборной территории, водообмена с Чёрным морем через Керченский пролив, поступления из атмосферы с осадками и аэрозолями, захоронения в донных отложениях.

Математические модели для расчета потоков радионуклидов в Азовском море включают: компартментальную модель Азовского моря (глава 2), имитационную модель переноса и седиментации взвешенного вещества (глава 3); расчетную схему обмена радионуклидами между водой, взвесью и донными отложениями, модель трофодинамики экосистемы Азовского моря (глава 5), модель миграции радионуклидов по пищевым цепям.

Переменными состояниями модели динамики радионуклидов являются: содержание радионуклида в воде (растворенная и взвешенная формы) и донных отложениях. С учетом деления взвеси на пять размерных групп, аналогичным образом детализирована и взвешенная форма радионуклида.

В качестве основных процессов, определяющих изменчивость искусственных радионуклидов в море, рассматриваются: седиментация с учетом размера частиц, взмучивание донных отложений в зависимости от морфологических особенностей района и гидродинамических факторов, перенос при водном обмене между компартментами. Предполагается, что в любой момент времени для суммарной концентрации рассматриваемого элемента (x , Бк/м³) в воде справедливо:

$$x = x_0 + \sum_i x_i = x_0 + \sum_i y_i c_i(x_0), i=1, \dots, n.$$

где x_0 - концентрация ИР в растворенной форме (Бк/м³); x_i - содержание ИР на частицах взвеси размера k_i (Бк/м³), y_i - средняя по глубине концентрация взвеси размера k_i в воде (г/м³); $c_i(x_0)$ - количество сорбированного на взвеси вещества в зависимости от его содержания в растворенной форме, n - число рассматриваемых групп частиц разной размерности.

Модель динамики радионуклидов согласована с моделью динамики взвешенного вещества с добавлением адсорбционно-десорбционного обмена между растворенными и взвешенными формами миграции.

Модель миграции радионуклидов по пищевым цепям ориентирована на расчет содержания радионуклидов в организмах определенного трофического уровня в зависимости от их поступления с пищей и непосредственно из среды обитания, выведения из организмов, миграции на следующий трофический уровень в результате выедания хищниками, вывода части радионуклидов с отмершими организмами и неусвоенной пищей. Динамические уравнения для средних концентраций имеют вид:

$$dx_i/dt = \beta_i \sum_j (C_{ij}/V_i) x_j - (P_i/V_i) x_i + \eta_i(x_0) - \gamma_i x_i,$$

$$\eta_i(x_0) = \eta x_0 R_i/V_i, \quad i=1, N, \quad j \in I_i, \quad \gamma_i = \gamma R_i/V_i$$

Здесь V_i - биомасса i -го вида ($\kappa\text{Дж}/\text{м}^2$); C_i - рацион ($\kappa\text{Дж}/\text{м}^2/\text{год}$); R_i - дыхание ($\kappa\text{Дж}/\text{м}^2/\text{год}$); V_i - продукция ($\kappa\text{Дж}/\text{м}^2/\text{год}$); I_i - спектр питания, т.е. список видов, которыми данный вид питается; C_{ij} - частный рацион ($\sum_j C_{ij} = C_i$), x_i - средняя концентрация радионуклида в организмах i -го вида ($\text{Бк}/\kappa\text{Дж}$); x_0 - концентрация радионуклида в среде ($\text{Бк}/\text{м}^3$); β_i - коэффициент извлечения радионуклида из пищи ($\beta_i \leq 1$); $\eta_i(x_0)$ - скорость потребления из среды в расчете на единицу биомассы ($\text{Бк}/\kappa\text{Дж}/\text{год}$); γ_i - интенсивность выведения радионуклидов из организмов в среду ($1/\text{год}$).

При выполнении расчетов уровень содержания радионуклидов в воде задается по данным наблюдений, а в фитопланктоне и детрите рассчитывается с помощью коэффициентов накопления.

Для реконструкции динамики цезия-137 и стронция-90 в Азовском море использованы данные внешнего притока из атмосферы, с речными и черноморскими водами, рассчитанные М.В. Буфетовой.

Рассматривалось два сценария. В рамках гипотетического сценария 1 не учитывался обмен радионуклидами между водой и донными отложениями и, таким образом, предполагалось, что основными механизмами самоочищения Азовского моря являются вынос радионуклидов с водными массами в Чёрное море через Керченский пролив и радиоактивный распад. При сценарии 2 предполагалось, что радионуклид сорбируется на частицах минеральной взвеси.

Для сценария 1 период полувыведения ^{137}Cs из Азовского моря только за счет водообмена и радиоактивного распада составляет примерно 4,6 года, а для ^{90}Sr - 6,4 года. Содержание ^{137}Cs в воде Азовского моря уменьшалось быстрее в 1,7 раза, а для ^{90}Sr период полувыведения равен примерно 5 лет.

Механизм, который реализован в рамках сценария 2, связан с динамикой минерального взвешенного вещества. После поступления радионуклидов в море (прежде всего из атмосферы) происходит их перераспределение между подвижной взвешенной и растворенной формами за счет установления равновесия в системе "вода-взвесь". Сорбированные на взвеси радионуклиды оседают на дно, но

существует и обратный поток из донных отложений в воду при взмучивании осадка.

Результаты расчета уровней накопления ИР в донных отложениях Азовского моря (рис. 21) на 2000 г. в целом соответствуют данным экспедиционных исследований ММБИ в 1997-2000 гг. (Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., 2001).

При взмучивании может захватываться слой осадка, который в зависимости от темпов осадконакопления отражает историю поступления радионуклидов за несколько предыдущих лет. В результате через определенное время уже донные отложения могут быть источником поступления радионуклидов в воду.

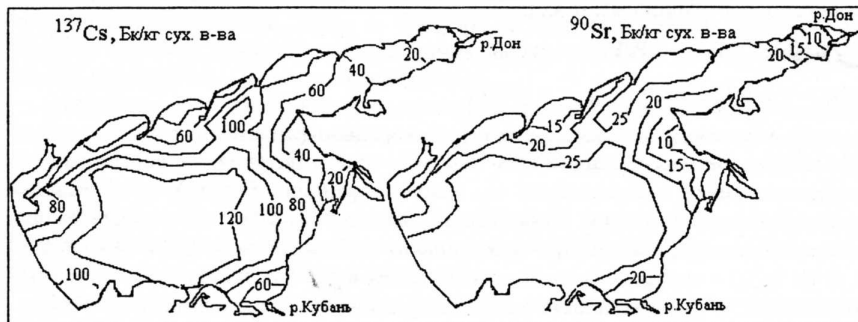


Рис. 21 Концентрация ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) в донных отложениях Азовского моря, Бк/кг сухого вещества. Результаты расчета соответствуют 2000 г.

Результаты расчетов позволяют предположить, что именно механизм сорбции на взвеси сыграл важную роль в выведении радионуклидов из воды в первый период загрязнения моря (конец 1986 и 1987 г.). Взвесь, которая останется на дне, составляет примерно 10% общего объема, участвующего в обмене между водой и дном в течение года. При этом в начальный период в воду поступали незагрязненные осадки, а на дно - насыщенные радионуклидами. Особенно это характерно для районов моря с невысокими скоростями осадконакопления. Другим важным фактором очищения водной толщи является то, что частицы взвеси из абразионных берегов, преимущественно пелитовой и мелкоалевритовой размерности, сформировали в этот период и формируют в настоящее время свободную емкость для поглощения радионуклидов из воды, так как они не загрязнены искусственными радионуклидами. В результате в первые два года (1986 и 1987) из водной толщи Азовского моря в донные отложения могло быть выведено 84% цезия и 62% стронция (от поступившего за этот период количества).

В последующие годы результирующий поток радионуклидов в донные осадки сохранился только для центральной части моря и, может быть, Темрюкского залива, на всей остальной акватории с разной интенсивностью происходит вторичное загрязнение водной толщи. Здесь действует два фактора. Во-первых, адвективный перенос наиболее загрязненных пелитовых частиц из

гидродинамически активных зон и захоронение в глубоководной части моря, где случаи взмучивания донных отложений редки. Во-вторых, антропогенное преобразование твердого стока настолько, по-видимому, деформировало картину осадконакопления в Азовском море, что на устьевом взморье р. Дон вынос терригенного материала в западную часть Таганрогского залива превышает суммарный объем его поступления с суши.

Расчет миграции радионуклидов по пищевым цепям в экосистеме Азовского моря проводился для периода 1986-2000 гг. с помощью упрощенной трофодинамической модели экосистемы Азовского моря (глава 5).

Сначала было рассчитано накопление радионуклидов через пищу без учета потребления из среды и выведения (теоретический уровень накопления в результате действия фактора биологического усиления при миграции по пищевой цепи). Второй сценарий учитывал экскрецию радионуклидов с одновременным парентеральным потреблением (табл. 4).

Таблица 4

Расчетные коэффициенты накопления радионуклидов в пищевой сети экосистемы Азовского моря

Трофический уровень	Стронций-90		Цезий-137	
	1	2	1	2
Фитопланктон, детрит, бактерии	40	40	800	800
Простейшие, микрозоопланктон	120	10	2500	230
Кормовой зоопланктон	90	12	1800	280
Бентос	30	7	680	170
Тюлька	240	11	5200	260
Бентофаги	160	8	3600	200

Примечание. 1 - только за счет потребления с пищей, 2 - с учетом потребления из среды и экскреции

Следует обратить внимание на два следствия полученных результатов:

- выведение радионуклидов играет существенную роль в снижении уровня их накопления в пищевой сети по сравнению с теоретическим;
- различия в уровнях накопления радионуклидов в гидробионтах связаны, прежде всего, с разным содержанием цезия и стронция в первичных звеньях.

Значительная часть ^{137}Cs и до ^{90}Sr , поступивших в Азовское море за период после чернобыльской аварии, захоронена в донных отложениях и, учитывая интенсивность и направленность обменных процессов с дном, это должно вызывать беспокойство (табл. 5). Поток ^{137}Cs из Чёрного моря в Азовское примерно в 2 раза превышал его вынос в Чёрное, а для ^{90}Sr наоборот. Поток ^{137}Cs через пищевую сеть Азовского моря примерно в 3.6 раз больше его выноса с речным стоком. В целом через гетеротрофную пищевую сеть Азовского моря "прошло" около 11% цезия и 2% стронция, однако практически все поглощенные радионуклиды "возвращаются" обратно в среду.

Таблица 5

Структура основных потоков радионуклидов в экосистеме Азовского моря
(суммарно за 15 лет - 1986-2000 гг. на единицу площади)

Потоки радионуклидов	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr	
	Бк/м ²	1) %	Бк/м ²	1) %
Суммарное поступление в экосистему:	3400	100.0	1500	100
с речным стоком	110	3.3	430	29.3
из атмосферы	2500	73.5	780	52.0
из Чёрного моря	790	23.2	280	18.7
В Чёрное море	370	10.9	650	43.3
Оседание на дно	9900	290.0	2900	193.0
При взмучивании донных отложений	7000	206.0	2150	143.0
Захоронение	2900	85.3	750	50.0
Пищевая сеть экосистемы Азовского моря				
Суммарное поступление:	364	10.8	26.8	1.8
с пищей (фитопланктон, детрит, бактерии)	167	4.9	13.4	0.9
из среды	197	5.9	13.4	0.9
Суммарное выведение:	364	10.8	26.9	1.8
с неувоенной пищей	39	1.2	3.0	0.2
экскреция	315	9.3	23.1	1.5
с отмирающими организмами	11	0.3	0.8	0.1

Примечание. 1) - от суммарного поступления в экосистему

Для устьевых областей Арктики в той или иной степени характерны все основные закономерности биогеохимической трансформации веществ, наблюдаемые в областях контакта речных и морских вод. Главное внимание уделяется двум механизмам, определяющим трансформацию загрязняющих веществ в эстуариях. Первый механизм связан с седиментацией взвешенного вещества при резком уменьшении скорости речного потока в дельте и на устьевом взморье, а также в зоне контакта речных и морских вод. В результате в эстуариях формируется эффективная сорбционная система, транспортирующая загрязняющие вещества в донные отложения. Второй механизм определяется активным развитием биологических процессов, согласованным во времени с поступлением питательных и загрязняющих веществ с речным стоком. В среднем для рек Мира в устьевых областях откладывается 93-95% взвешенных и 20-40% растворенных веществ, поступающих с речным стоком (Лисицын, 1994). Однако для крупных сибирских и северных рек такие оценки отсутствуют.

Для восполнения этого пробела разработанные компарментальные математические модели применяются для количественной оценки эффективности маргинальных фильтров устьевых областей и шельфа. Методика расчета результирующего выноса веществ, транспортируемых речным стоком, за пределы устьевых областей и шельфа с учетом биогеохимической трансформации загрязняющих веществ в областях функционирования маргинальных фильтров содержит ряд этапов.

Первый этап включает районирование и разбиение расчетной области на компарменты. Второй этап связан с оценкой водообмена в устьевых областях и

на шельфе на основе заданной схемы неперIODической циркуляции водных масс, уравнений водного баланса каждого из рассматриваемых компартментов и солености в качестве трассера (глава 2). На третьем этапе производится оценка коэффициента выноса взвешенных веществ, поступающих с суши, за пределы устьевой области и шельфа с помощью компартментальной модели переноса и седиментации взвешенного вещества (глава 3). Четвертый этап связан с применением компартментальной модели продукционно-деструкционных процессов (глава 4). Здесь производится интегральная (с учетом пространственного распределения и сезонной изменчивости) оценка первичной продукции, деструкции, захоронения органического вещества в устьевых областях и на шельфе. Пятый этап включает построение компартментальных моделей динамики загрязняющих веществ, имеющих разные формы миграции: растворенную, взвешенную и смешанную (раздел 6.1).

Поступление практически всех рассмотренных загрязняющих веществ с прилегающих водосборных территорий не превышает 0.1% и эту статью баланса для эстуариев можно не принимать во внимание. Поступление загрязняющих веществ из атмосферы непосредственно на водную поверхность устьевых областей может составлять величину 4-15% от суммарного поступления для хлорорганических пестицидов, а для остальных веществ не превышает 2%. В качестве основного механизма, обеспечивающего транспортировку загрязняющих веществ в устьевые области морей, рассмотрен только сток рек.

Сделана оценка годовых коэффициентов выноса терригенной взвеси за пределы устьевых областей р. Печора, крупных рек Карского моря и моря Лаптевых. Разброс коэффициентов выноса (0.7-20%) определяется интенсивностью водного обмена устьевой области с морем. Общий вынос терригенной взвеси за пределы Карского устьевого региона и моря Лаптевых не превышает 1 %. Все вещества, преимущественная форма миграции которых связана с взвешенным веществом, практически полностью остаются в пределах шельфовой зоны морей.

Биологическая активность и особенности протекания продукционно-деструкционных процессов в устьевых областях Арктики при относительно низких величинах первичной продукции, способствуют задержанию в зонах смешения речных и морских вод до 35 % растворенных ЗВ, поступающих с речным стоком, за счет биологической сорбции и последующего накопления в донных отложениях и гетеротрофной трофической сети.

Высокая фильтрационная эффективность устьевых областей Арктики по отношению к ЗВ, поступающим с речным стоком, приводит к тому, что для морских акваторий вклад механизма атмосферного переноса и осаждения ЗВ возрастает. Для ГХЦГ атмосферное загрязнение и вынос из устьевых областей сопоставимы, для ДДТ этот путь транспорта ЗВ становится доминирующим, для соединений металлов и биогенных элементов атмосферный перенос ЗВ дает 10-30 % общего поступления в рассматриваемые моря Российской Арктики.

В **Заключении** рассмотрены результаты работы по главам, наиболее значимые приведены в списке защищаемых положений диссертации.

Основные публикации по теме диссертации

1. Бердников С.В., Домбровский Ю.А. Миграция консервативных загрязняющих веществ по пищевым цепям // *Экология*, 1987, №6, -С.10-19.

2. Анохин Ю.А. и др. Математические модели и методы управления крупномасштабным водным объектом. Коллективная монография, Новосибирск, Наука, 1987, 201 с.

3. Бердников С. В., Домбровский Ю. А., Островская А. Г., Приходько М. В., Титова Л. И., Тютюнов Ю. В. Имитационная модель основных компонентов экосистемы Охотского моря // *Морской гидрофизический журнал*. 1989. № 3. С. 52-57.

4. Бердников С. В., Островская А.Г., Ядровская М. В. Моделирование и исследование сезонной динамики и пространственного распределения компонент гидрохимического режима Карского моря. М. 1992. 200 с. -Деп. в ВИНТИ, № 3264-В92.

5. Smagin V.M., Pivovarov S.V., Berdnikov S.V. Study of hydrochemical structure and modeling of the consequences of anthropogenic activities in the Kara Sea // Eds. Volkov V. et al. Natural conditions of the Kara and Barents Seas. Proceedings of the Russian-Norwegian workshop-95. – Norsk Polarinstittut, Rapportserie. 1997. N. 97. P. 55-58.

6. Berdnikov S.V., Ivanov V.V. Compartmental model of the hydrological and hydrochemical parameters of the Pechora estuary// *Global changes and the Barents Sea region./ Proc. of the First International BASIS Research Conference, St. Petersburg, Russia, University of Muenster, Muenster, Germany, 1999. – P. 424-425.*

7. Berdnikov S.V., Selyutin V.V., Vasilchenko V.V., Caddy J.F. A Trophodynamic Model of the Black and Azov Sea Pelagic Ecosystem: Consequences of the Comb Jelly, *Mnemiopsis leydei*, Invasion.//*Fisheries Research*, 1999, Vol. 42. N3, pp. 261-289

8. Бердников С.В., Селютин В.В., Васильченко В.В. Математическое моделирование экзогенных возмущений в трофических сетях (на примере инвазии планктонного хищника в морскую экосистему)//*Обозрение прикладной и промышленной математики*, 2000а, С.

9. Бердников С.В., Селютин В.В., Васильченко В.В., Коновалова И.В. Математическое моделирование пространственно-временной динамики популяции гребневика *Mnemiopsis* в Чёрном море // *Известия вузов. Северо-Кавказский регион*. 2000б. № 1. С. 3-8.

10. Бердников С.В., Цыганкова А.Е. Математическое моделирование сезонной динамики и пространственного распределения продукции органического вещества в Охотском море// *Эколого-географический вестник юга России*, 2000, №3, С. 52-57.

11. Бердников С.В., Селютин В.В. Математическое моделирование пространственно-временной динамики популяции гребневика *Mnemiopsis leidy* (А.А.Гассиз) в Чёрном и Азовском морях // *Гребневик Mnemiopsis leidy* (А.А.Гассиз) в Азовском

и Чёрном морях: биология и последствия вселения. Ростов-на-Дону. 2000. С. 375-419.

12. Бердников С.В., Ядровская М.В. Роль оседания в сезонном цикле диатомовых водорослей. Модельный анализ //Журнал общей биологии, 2001, т.62, № 2, С. 45-53.

13. Бердников С.В., Воловик С.П., Мирзоян З.А., Ружинская М.Д. Применение компартментальной модели для имитации распространения гребневика *Mnemiopsis l.* по акватории Азовского моря //Среда, биота и моделирование экологических процессов в Азовском море.- Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001, С. 268-380.

14. Бердников С.В., Ивлиева О.В., Прудникова В.В. Применение компартментальной модели для исследования переноса и захоронения твердых техногенных примесей //Среда, биота и моделирование экологических процессов в Азовском море.- Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001, С. 226-239

15. Бердников С.В., Ивлиева О.В., Прудникова В.В. Математическое моделирование переноса и седиментации техногенных примесей в Азовском море //Океанология, 2001, т. 41, № 6, С.805-814

16. Бердников С.В., Кузнецов А.В. Компартментальная модель гидрологических и гидрохимических характеристик Азовского моря//Среда, биота и моделирование экологических процессов в Азовском море.- Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001, С. 263-281

17. Бердников С.В., Буфетова М.В. Структура радиоактивных потоков в Азовское море в 1980-1990-е годы //Экосистемные исследования Азовского моря и побережья. Т. IV. – Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2002. - С.56-78.

18. Бердников С.В., Кузнецова И.С., Селютин В. В. Моделирование процессов вселения и закрепления видов в биологических сообществах //Известия Вузов Сев.-Кавк. региона. Естественные науки, 2002, №2 – с.72-80.

19. Бердников С.В., Прудникова В.В. Современное терригенное осадконакопление на Азовском шельфе //Экосистемные исследования Азовского моря и побережья. Т. IV.- Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2002, С. 264-273.

20. Селютин В. В., Бердников С.В. Анализ биогенного баланса Азовского моря //Экосистемные исследования Азовского моря и побережья. Т. IV. – Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2002. - С.192-210.

21. Bernikov S.V. Analysis of routes and mechanisms of pollutant transport through estuaries of transit rivers//Identification and description of the main sources of environmental pollution in the Russian Federation and transport routes of pollutants to the Arctic Seas. Final report. GEF/UNEP/ACOPS. St.Petersburg, 2000, Annex VII, 24 p.

Бердников

Печать цифровая. Бумага офсетная. Гарнитура "Таймс".
Формат 60 x 84/16. Объем 2,0 уч.- изд.л
Заказ № 23. Тираж 100 экз.
Отпечатано в КМЦ "КОПИЦЕНТР"
344006, г. Ростов-на-Дону, Суворова, 19. тел 47-34-88.
