

НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ
НАУК УКРАИНЫ
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ
им. А. О. Ковалевского

АКВАТОРИЯ И БЕРЕГА
СЕВАСТОПОЛЯ:
ЭКОСИСТЕМНЫЕ
ПРОЦЕССЫ И УСЛУГИ
ОБЩЕСТВУ

Севастополь
Аквавита
1999

НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ
НАУК УКРАИНЫ
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ
им. А. О. Ковалевского

**АКВАТОРИЯ И БЕРЕГА
СЕВАСТОПОЛЯ:
ЭКОСИСТЕМНЫЕ
ПРОЦЕССЫ И УСЛУГИ
ОБЩЕСТВУ**

Ответственные редакторы: Е. В. Павлова, Н. В. Шадрин

Севастополь
Аквавита
1999

Авторы: Н. В. Шадрин, Е. В. Павлова, А. С. Алемов, И. Н. Андрусишина, С. Е. Аносов, Е. В. Белащов, А. Р. Болгачев, Ю. В. Брянцева, Г. Е. Вимбад, Н. А. Гаврилова, А. Д. Гордина, Н. П. Гришичева, А. Д. Губанова, С. М. Игнатьев, Р. Б. Кемп, Л. Н. Кириюхина, С. А. Ковардаков, Н. П. Ковригина, Е. А. Колесникова, Е. А. Куфтарткова, Е. В. Лисицкая, О. А. Лопухина, М. Ю. Ляпина, С. А. Мазлумян, В. И. Маньковский, Н. И. Минкина, О. Г. Миронов, С. А. Мурзов, В. В. Мурина, О. Г. Найданова, Е. Л. Неврова, М. С. Немировский, Е. И. Овсянкий, Е. В. Попова, А. В. Празукин, Ю. А. Прохоренко, А. С. Романов, О. А. Рылькова, Э. З. Самышев, М. В. Соловьев, Б. А. Толкаченко, К. М. Хайлов, Ю. Ю. Юрченко

"Акватория и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу" Севастополь, Изд. Аквавита., 1999.

В монографии представлены результаты изучения современной экологической ситуации в акватории Севастополя. Рассмотрены также вопросы взаимосвязей функционирования экосистем и социально-экономического развития.

Для экологов, экономистов, менеджеров, студентов и жителей Севастополя.

Под редакцией: Е. В. Павловой и Н. В. Шадрина

Sevastopol aquatory and coast: ecosystem processes and services for human society Sevastopol, Aquavita Publ., 1999.

Results of recent study of the Sevastopol Bay ecosystem processes are presented. Interrelation between ecosystem functioning and economics is analysed.

Edited by Dr. E. V. Pavlova & Dr. N. V. Shadrin

Утверждено к печати Учёным советом Института биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины

Издано при поддержке
Севастопольских Горсовета и Госадминистрации

Рецензенты:
доктор биологических наук Ю. А. Горбенко (Институт биологии южных морей);
кандидат технических наук В. Г. Каширцев (СГТУ, кафедра прикладной экологии и охраны труда).

ISSN 0203 – 4646. Экология моря. Специальный выпуск.
<http://www.ibss.iuf.net/marecol/marecol.html>

© Коллектив авторов, 1999

© Институт биологии южных морей
им. А. О. Ковалевского НАН Украины, 1999

ISBN 966-95316-3-2 © Аквавита, 1999

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ. К внедрению стратегий комплексного управления прибрежными зонами в Севастополе и Крыму. Н. В. Шадрин

7

ЧАСТЬ 1. Экосистема и менеджмент.

1.1.	Функционирование экосистем и экономика: взаимосвязи на глобальном и локальном уровнях Н. В. Шадрин	10
1.2.	Искусственные рифы как экотехнология.	
1.2.1.	Экспериментальные конструкции типа "искусственный риф" и экологические требования к ним. К. М. Хайлов, Г. Е. Вимбад, С. А. Ковардаков, А. В. Празукин, Ю. Ю. Юрченко	25
1.2.2.	Функциональные характеристики конструкции для обраствания "искусственного рифа" БИМЛЭМ. Ю. Ю. Юрченко.....	34
1.2.3.	Экспериментальные водные биокосные фитосистемы (структура, функция), А. В. Празукин.....	47

ЧАСТЬ 2. Современное состояние экосистем и тенденций изменений в акватории Севастополя.

2.1.	Состояние экосистемы Севастопольской бухты	
2.1.1.	Современное состояние и тенденции изменения экосистемы Севастопольской бухты. Е. В. Павлова, Е.И. Овсяный, А.Д. Гордина, А.С. Романов, Р.Б. Кемп.	70
2.1.2.	Оценка воздействия хозяйственно-бытовых и сбросных вод ТЭЦ на гидрохимические условия Севастопольской бухты. Е. А. Куфтаркова, Н. П. Ковригина, М. С. Немировский.....	95
2.1.3.	Оптические характеристики вод Севастопольской бухты. В. И. Маньковский, М. В. Соловьев, Б. А. Толкаченко, Ю. А. Прохоренко	102
2.1.4.	Современное состояние бактериопланктонного сообщества Севастопольской бухты О. А. Рылькова, О. Г. Найданова, Р. Б. Кемп.....	115
2.1.5.	Гетеротрофный нанопланктон и инфузории в Севастопольской бухте: состав, обилие, распределение и их изменчивость. С. А. Мурзов, Н. А. Гаврилова, Э. З. Самышев.....	121
2.1.6.	Сезонная динамика фитопланктона Севастопольской бухты в 1998 г. О. А. Лопухина, Ю. В. Брянцева, Р.Б. Кемп	131

2.1.7.	Влияние антропогенного загрязнения на биомассу лет- него мезозоопланктона Севастопольской бухты. Е. В. Павлова, Р. Б. Кемп.....	142
2.1.8.	Видовой состав меропланктона как показатель экологической ситуации Севастопольской бухты. В. В. Мурина, Е. В. Лисицкая, С. Е. Аносов.....	149
2.1.9.	Долговременные изменения таксоцена <i>Acartia (Cope- poda)</i> в Севастопольской бухте. Н. В. Шадрин, А. Д. Губанова, Е. В. Попова.....	159
2.1.10.	Антропогенное влияние на микрофитобентос Севастопольской бухты. Е. Л. Неврова	168
2.2.	Загрязнение в акватории Севастополя.	
2.2.1.	Нефть и состояние бентосных сообществ в Севасто- польских бухтах. О. Г. Миронов, Л. Н. Кирюхина, А. С. Алемов	176
2.2.2.	Тяжелые металлы в организмах супралиторали побережья юго-западного Крыма. Н. В. Шадрин, И. Н. Андрусишина, Е. В. Белашов	194
2.2.3.	Пластиковый мусор в море и на берегу. Н. В. Шадрин, М. Ю. Лялина	204
2.3.	Отдельные аспекты изучения экологии акватории и берегов Севастополя.	
2.3.1.	Выживание <i>Acartia clausi</i> Giesbr. в прибрежных водах юго-западного Крыма. Е. В. Павлова	211
2.3.2.	Динамика распределения эпифитона прибрежных зарослей цистозиры в бухте Омега (район Севастопо- ля). Е. А. Колесникова, С. А. Мазлумян	221
2.3.3.	Гидроиды как эпифионты мидии и цистозиры. Н. П. Гришичева, Н. В. Шадрин.....	229
2.3.4.	Дыхание кефали и атерины на ранних стадиях развития. Н.И.Минкина, Р.Б. Кемп.....	238
2.3.5.	Проблемы сохранения биоразнообразия рек Севастопольского региона (на примере реки Бельбек). А. Р. Болгачев, С. М. Игнатьев, Е. А. Колесникова, Е. Л. Неврова	247
ЗАКЛЮЧЕНИЕ Н. В. Шадрин, Е. В. Павлова.....		258
ЛИТЕРАТУРА		261
РЕЗЮМЕ на английском языке		279

CONTENTS

INTRODUCTION. Towards implementation of integrated coastal zone management strategy in the Sevastopol and the Crimea. N. V. Shadrin	7
Chapter 1. Ecosystem and management.	
Ecosystem functioning and economics: interrelations on global and local scales. N. V. Shadrin	10
Artifical reefs as ecotechnology.	
Experimentl models of "artificial reefs" and ecological demands them. K. M. Khailov, G. E. Bimbad, S. A. Kovaldakov, A. V. Prazukin, Yu. Yu. Yurchenko.....	25
Functional parameters of experimental "artificial reefs". Yu. Yu. Yurchenko.....	34
Experimental biogeochemical phytosystems (structure and functions). A. V. Prazukin	47
Chapter 2. Recent ecological sutiuation in the Sevastopol Bay.	
Present day state of Sevastopol Bay ecosystem.	
Modern state and tendencies of change in Sevastopol Bay ecosystem. E. V. Pavlova, E. I. Ovsjanyi, A. D. Gordina, A. S. Pomanov, R. B. Kemp.....	70
Evaluation of domestic sewages and power station waste	
Waters impact on hydrochemical situation in the Sevastopol Bay. E. A. Kufarkova, N. P. Kovrigina, M. S. Nemirovsky	95
The optical characteristics of the Sevastopol Bay waters. V. I. Mankovsky, M.V. Solov'ev, G. A. Tolkachenko, Yu. A. Prokhorenko.....	102
Present state of bacterioplankton in the Sevastopol Bay.	
O. A. Rylkova, O. G. Najdanova, R. B. Kemp	115
Heterotrophic flagellates and planktonic ciliates in the Sevastopol Bay: composition, abundance, distribution and variability. S. A. Murzov, N. A. Gavrilova, E. Z. Samishev	121
Seasonal dynamics of the Sevastopol Bay phytoplankton in 1998. O. A. Lopukhina, Yu. V. Brjantseva, R. B. Kemp.	131
Impact of anthropogenic load on the summer mezozooplankton in the Sevastopol Bay. E.V. Pavlova, R.B. Kemp.	142
The species composition of the meroplankton as the index of the ecological situation in the Sevastopol Bay.	
V. V. Murina, E. V. Licitskaya, S. E. Anosov	149

2.1.9.	Long-term changes of <i>Acartia</i> (Copepoda) taxocene in the Sevastopol Bay. N. V. Shadrin, A. D. Cubanova, E. V. Popova	159
2.1.10.	Antropogenic impact on microphytobenthos in the Sevastopol Bay. E. L. Nevrova	168
2.2.	Pollution of the Sevastopol Bay.	
2.2.1.	Oil and state of benthic communities in the Sevastopol Bay. O. G. Mironov, L. N. Kirukhina, A. S. Alemov	176
2.2.2.	Heavy metals in supralittoral organisms of south-west crimean coastline. N. V. Shadrin, I. N. Andrusishina, E. V. Belashov	194
2.2.3.	Plastic litter in sea and coast. N. V. Shadrin, M. Yu. Ljalina	204
2.3.	Some aspects of ecological study in the aquatory Sevastopol.	
2.3.1.	Survival of <i>Acartia clausi</i> Giesbr. near the Crimean coasts. E. V. Pavlova	211
2.3.2.	Dynamics of the distribution of the coastal epiphyton cystoseira's in the Omega Bay. E. A. Kolesnikova, S. A. Mazlumjan	221
2.3.3.	Hydrozoa as epibionts of mussel and cystozeira. N. P. Grishicheva, N. V. Shadrin	229
2.3.4.	Respiration rate of the gray mullet and atherina on early stages of development. N. I. Minkina, R. B. Kemp	238
2.3.5.	Problems of preservation of a biodiversity of the Sevastopol Region rivers (on the Belbek river as example). A. R. Boltachev, S. M. Ignatjev, E. A. Kolesnikova, E. L. Nevrova	247
	Conclusion N. V. Shadrin, E. V. Pavlova	258
	References	261
	Resumes in English	279

ВВЕДЕНИЕ

К ВНЕДРЕНИЮ СТРАТЕГИЙ КОМПЛЕКСНОГО УПРАВЛЕНИЯ ПРИБРЕЖНЫМИ ЗОНАМИ В СЕВАСТОПОЛЕ И КРЫМУ

Прибрежные зоны, где сосредоточены наиболее высокопродуктивные экосистемы и осуществляются основные процессы взаимодействия Мирового океана и суши, играют важнейшую роль в обеспечении устойчивости биосфера. И здесь, на не более чем 5% территории суши сосредоточено около 70% всего населения планеты, а к 2020 г. по прогнозам будет около 80%. Столь высокая плотность населения и разнообразие имеющихся ресурсов ведет к многообразию форм хозяйственной деятельности. В настоящее время это оборачивается общей деградацией окружающей среды с потерей биоразнообразия и конфликтами между природопользователями. Множество примеров этого нетрудно найти на территории Севастополя и Крыма в целом.

Осознание глобальной угрозы биосфере и цивилизации заставило искать новые подходы и методы в использовании ресурсов прибрежных зон и планировании их социально-экономического развития. Появилась и начала развиваться концепция комплексного управления прибрежными зонами (КУПЗ). Необходимость ее скорейшего внедрения отражена, в частности, в 17 главе "Повестки Дня на 21 век" (UN, 1993) и в "Стратегическом плане действий по сохранению и восстановлению Черного моря" (Strategic..., 1996).

Суть концепции КУПЗ может быть выражена следующим образом (GESAMP, 1996, с небольшими изменениями автора). КУПЗ - это динамичный и постоянный процесс, за счет которого может осуществляться переход к устойчивому использованию и развитию прибрежных зон. Этот процесс объединяет интересы правительства и местного населения, науки и бизнеса (всех его сегментов), менеджеров всех уровней и общественных организаций при разработке и реализации комплексных планов для сохранения и использования прибрежных экосистем (суши, моря) и их ресурсов. Генеральная идея такого планирования - обеспечить улучшение условий жизни местного населения при сохранении нормального функционирования экосистем и их биологического разнообразия, что необходимо для того, чтобы

и будущие поколения могли удовлетворять свои потребности. Для прибрежной части Украины, находящейся в тисках двух кризисов - экологического и социально-экономического, развитие и внедрение стратегий КУПЗ является задачей жизненно важной и актуальной (Концепция..., 1998). Практически вся территория Крыма относится к прибрежной зоне. Стратегии КУПЗ могут поэтому рассматриваться как основной инструмент в процессе перехода Крыма к устойчивому развитию. И Севастополь, учитывая его интеллектуальный потенциал и ресурсы, может стать одним из лидеров развития и внедрения стратегий КУПЗ на Украине.

Развитие и внедрение КУПЗ возможно только на основе понимания механизмов взаимодействия всех компонентов экосистем как биотических, так и абиотических. Не менее важна информация о текущем их состоянии и тенденциях изменений. Такой информацией призвана обеспечивать система экологического мониторинга, т.е. система наблюдений за состоянием окружающей среды. Результаты мониторинговых исследований даны во второй части этой книги.

Основная цель представляемой коллективной работы - содействовать вовлечению различных слоев населения и, прежде всего, лиц принимающих решения и планирующих социально-экономическое развитие в развитии и внедрении стратегий КУПЗ в Севастополе и Крыму.

Авторский коллектив при этом попытался совместить решение нескольких задач:

¶ представить новые данные по состоянию морских экосистем акватории Севастополя, экологических процессов в них и изменениям, произошедшим в последние годы,

¶ помочь понять взаимосвязь социально-экономического развития с функционированием экосистем, что необходимо всем секторам общества для ответственного участия в переходе к устойчивому развитию Севастополя, Крыма, Украины.

Учитывая столь разнообразный круг потенциальных читателей, мы старались писать так, чтобы читатель мог погружаться в текст на разную глубину в соответствии с его знаниями и целями. Поэтому надеемся, что наш труд будет полезен студентам и ученым, учителям и менеджерам всех уровней, всем, кто озадачен будущим своих детей, города, планеты.

Если те, кто проектируют, планируют, принимают решения, поймут, что все это нужно делать в тесном контакте с эко-

логами-профессионалами, специалистами по функционированию экосистем, то авторы будут считать, что свою задачу в этом направлении они выполнили полностью. Если кто-то захочет расширить свои базовые знания по экологии, то это тоже наш успех. И надеемся, что все написанное нами будет полезно и специалистам экологам.

Замысел этого коллективного труда созрел в отделе функционирования морских экосистем ИнБЮМ, сотрудники отдела и инициировали совместную работу по написанию книги. И это не случайно, отдел, созданный выдающимся гидробиологом член-корреспондентом АН Украины Тамарой Сергеевной Петипа, уже более 30 лет является одним из лидеров изучения функционирования морских экосистем. Начав с изучения "числых" экосистем, отдел логично перешел, с одной стороны, к изучению функционирования "для человека", т.е. экосистемных услуг обществу, и с другой - к познанию последствий влияния человеческой деятельности на экосистемные процессы и вопросам рационального природопользования (КУПЗ).

В составлении данного сборника приняли участие сотрудники: ИнБЮМ, МГИ, ОДО ИнБЮМ Национальной Академии Наук Украины; Института Медицины Труда, Киев; Киевского Национального Университета, Севастопольского Государственного Технического Университета.

Все замечания, предложения, вопросы, отзывы, просьба присыпать редакторам и авторам в Институт биологии южных морей им. А.О.Ковалевского НАН Украины.

Авторы благодарят всех тех, кто так или иначе содействовал появлению этого коллективного труда. Особая благодарность Горсовету и Госадминистрации за финансовую поддержку издания книги. Данные последних лет получены благодаря поддержке грантов международных фондов ISF (Фонд Сороса) и INTAS - Ukraine 95-0130, INTAS 96-1961 - координатор профессор Уэльского университета Ричард Б. Кемп (R. B. Kemp), за что мы благодарны этим фондам.

ЧАСТЬ 1. ЭКОСИСТЕМА И МЕНЕДЖМЕНТ

1.1. ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ЭКОСИСТЕМ И ЭКОНОМИКА: ВЗАИМОСВЯЗИ НА ГЛОБАЛЬНОМ И ЛОКАЛЬНОМ УРОВНЯХ

*Памяти отца, Василия Дмитриевича
Шадрина, посвящается.*

Рыночная экономика с ее теориями и практикой долго вообще игнорировала то, что нельзя купить или продать. Нематериальные блага, функции экосистем, поддерживающие приемлемым для нас состояние среды и производящие продукты, не оцениваясь коммерчески, были вне экономических теорий.

Ф. Сен-Марк в 1971 г. писал: "Завтра телевизор, холодильник, автомобиль будут в каждой семье, но западный мир почтует такую нехватку чистого воздуха, тишины, зелени, что эти блага, которые раньше не оценивались по достоинству, станут всё более ценными для цивилизации" (Сен-Марк, 1977, стр. 32). Те глобальные изменения в биосфере, которые начались в результате развития нашей цивилизации, и их влияние на социально-экономическое развитие подтверждают этот прогноз. Отсутствие оценок стоимости природных услуг, понятных экономистам, ведёт к тому, что они всё ещё не учитываются в достаточной степени при принятии политических и экономических решений.

Для ликвидации этого пробела в последнее десятилетие развернулись в ряде стран широкомасштабные исследования по экологической экономике (de Groot, 1992; Costanza, Daily, 1992; Costanza et al., 1997; Turnet et al., 1998; Гиросов и др., 1998 и др.).

Рассмотрим ниже некоторые результаты этих исследований и их развитие в приложении к нашим проблемам.

Природный капитал: глобальная оценка стоимости экосистемных функций. Безусловно, что общая стоимость системы жизнеобеспечения Земли неограничenna, и только при её нормальном функционировании цивилизация может развиваться. Поэтому, говоря о стоимости экосистемных услуг, экономисты имеют в виду только их предельную остаточную стоимость, т.е. изменение стоимости услуг вытекающее из текущих изменений функционирования экосистем.

Экосистемы, функционируя, производят различные товары (пища, сырьё) и услуги (очистка стоков и др.), используя которые люди получают прямую или косвенную выгоду. Ниже для

удобства такие продукты и услуги мы будем называть экосистемными услугами. Часть из них является рыночными, т.е. могут быть проданы и куплены, другие - не рыночными. Примером не рыночного товара может являться кислород атмосферы. В настоящее время ещё не все экосистемные услуги идентифицированы и оценены. При этом следует заметить, что одна функция экосистемы может обеспечивать несколько услуг, а в других случаях - несколько функций обеспечивают одну услугу. Трудности и условности различных методов оценки стоимости экосистемных услуг проанализированы в выше цитированных работах. Различные методы используются для оценки рыночных и не рыночных товаров и услуг. Каждый из них имеет свои особенности и тонкости.

Несмотря на то, что это направление науки еще только начинает развиваться, уже сделана попытка получить минимальную (по нижнему пределу) оценку стоимости экосистемных услуг всей биосферы (Costanza et al., 1997). Авторы цитируемой работы сделали оценку по основным биомам Земли и сложили эти величины. Они выделили семнадцать основных экосистемных услуг (табл. 1).

Таблица 1. Экосистемные услуги и функции биомов, использующиеся для глобальной оценки экосистемных услуг биосферы (из Constanza et al., 1997) с дополнениями - пояснениями

N	Экосистемные услуги	Экосистемные функции	Примеры
1	2	3	4
1	Регуляция концентраций газов	Регуляция химического состава атмосферы	O ₂ /CO ₂ баланс, озон для защиты от ультрафиолетового излучения, другие газы в атмосфере.
2	Регуляция климата	Регуляция глобального и других режимов, процессов	Регуляция концентраций "парниковых" газов, пыли и др.
3	Регуляция нарушений	Пластичность экосистем и интегральный отклик на изменения среды	Задержка от штормовых разрушений, контроль паводковых разрушений, восстановительные процессы. Обеспечивается, в основном, растительностью.
4	Регуляция водного баланса	Регуляция гидрологических потоков	Обеспечение потоков воды для сельского хозяйства, индустрии и т.д.
5	Запасание и сохранение воды	Накопление и сохранение воды	Водосбор, резервуар, водоносные горизонты.

6	Эрозионный контроль и сохранение отложений	Сохранение почв в экосистемах; донных отложений	Предотвращение потерь почв в результате ветровой, водной и др. эрозий. Сохранение илов в озерах и болотах.
7	Почвообразование	Процессы формирования почв	Выветривание горных пород и аккумулирование органических веществ.
8	Круговорот биогенов для сохранения жизни на земле	Улавливание (фиксация), внутрисистемные циклы, накопление	Циклы азота, фосфора и других элементов.
9	Утилизация отходов	Улавливание избыточных количеств элементов, разложение органических токсикантов, поступающих в среду от антропогенной деятельности	Контроль концентрации загрязнителей, детоксикация.
10	Опыление	Перенос пыльцы (гамет) растений.	Обеспечение транспорта растительных гамет для воспроизведения популяций, включая культурных.
11	Биологический контроль	Трофические сети, как регуляторы численности популяций.	Предотвращение чрезмерного выедания растительности через воздействие хищников на растительоядных и др.
12	Предоставление убежищ	Местообитания для постоянно проживающих и мигрирующих популяций	"Ясли", места для мигрирующих и зимующих видов.
13	Продуцирование пищевых продуктов	Доля первичной продукции, идущей в пищу.	Естественно и искусственно продуцируемая биомасса зерна, овощей, рыб, птиц и т.д.
14	Сырье	Доля первичной продукции, добываемой как сырье.	Древесина, горючее, естественные волокна и т.д.
15	Генетические ресурсы	Уникальные биологические продукты и материалы.	Медпрепараты, продукты для научных исследований, декоративные виды и др.
16	Рекреационные ресурсы	Предоставление возможностей для рекреационных активностей.	Экотуризм, спортивное рыболовство, активные виды отдыха на природе и т.д.
17	Культурные услуги	Возможности коммерческого использования природы.	Эстетические, образовательные, духовные и научные ценности экосистем.

Полученная суммарная оценка равна $33,268 \cdot 10^{12}$ долларов в год, что почти в 2 раза больше чем суммарный национальный продукт всех стран мира. Это ведет к тому выводу, что глобальная система цен должна меняться. Чем сильней природный капитал и экосистемные функции деградируют в результате нашего экономического развития, тем они сильней начинают ограничивать это развитие. И тем актуальней становится необходимость включения в глобальную систему цен стоимостей экосистемных услуг. Это, безусловно, должно привести к драматическим изменениям современных макроэкономических и микроэкономических концепций.

Экосистемный базис развития городов. Наряду с общим ростом численности людей, урбанизация, т.е. рост доли населения, проживающего в городах, является основной демографической тенденцией наших дней. В 1960 г. 34% мирового населения проживало в городах, в 1990 - уже 44%, прогноз на 2025 г. - 60% (Simpson, 1993). А ведь ещё в 1900 г. в городах жило менее 14% (Brown, Jakobson, 1987).

Существует чрезвычайно тесная зависимость между городами и сельскими районами, также как между различными естественными экосистемами. Очевидность этой зависимости часто ведет к тому, что большинство жителей городов забывают о ней как в обыденной жизни, так и при принятии управленческих и политических решений. Городам нужны экосистемы, которые бы, находясь за их пределами, производили продукты питания, воду, воздух и другие возобновляемые ресурсы, асимилировали отходы. Современная практика планирования развития городов воспринимает это как бесплатные дары. Необходимость заботы о нормальной работе экосистем остается за пределами планируемого. Понимание того, что нормальное функционирование экосистем становится одним из основных факторов, лимитирующих социальное и экономическое развитие городов, очень медленно проникает в сознание людей. Хорошей количественной иллюстрацией этой зависимости служит исследование, касающееся 29 крупнейших городов, расположенных на водосборе Балтийского моря (Folke et al., 1997). Была сделана попытка оценить общую площадь различных экосистем, обслуживающих эти города (каждый из них с населением больше 250 тыс. человек).

Площади, необходимые для обеспечения продуктами и сырьем, рассчитывали по потреблению древесины, бумаги, естественных волокон и пищи, включая морепродукты. Определялись площади леса, сельхозугодий и моря, на которых экоси-

стемы смогут произвести потребляемое количество. Расчеты показали, что эти города нуждаются в такой площади лесов, сельхозугодий и моря, которая в 200 раз превышает площадь самих городов. Используемая площадь лесных экосистем в 18 раз, агроэкосистем - в 50, а морских - в 133 раза больше площади самих городов. Западноевропейские города используют на душу населения примерно в 2 раза большую площадь лесов и моря, чем восточноевропейские. С площадью сельхозугодий - всё наоборот.

Оценка территории экосистем, необходимой для утилизации отходов городов, в идеале должна осуществляться с учетом всех отходов. Однако в настоящее время эта задача выглядит очень сложной и поэтому авторы ограничили свою задачу. Они рассмотрели лишь выделение и ассимиляцию углекислого газа и двух биогенов - азота и фосфора. В индустриализованных балтийских городах выделяется от 2 до 4,6 тонн углерода в год (учитываются только индустриальные выделения). Основные поглотители углекислого газа на водосборе Балтийского моря - леса и водноболотные угодья. Они способны поглотить 50 - 105% углерода, выделяемого 29 городами (26% всего населения региона). Рост населения и интенсификация экономической деятельности в регионе Балтийского моря, также как и Черного, привели к увеличению стока биогенов в море. И, как результат, эвтрофикация стала серьёзнейшей проблемой этих регионов. С 1900-х годов поступление азота в Балтийское море возросло в 4 раза, а фосфора - в 8 раз. Однако в отличие от Черноморского региона, в регионе Балтийского моря заводы по очистке бытовых стоков построены почти во всех городах. В своем анализе авторы не учитывали поступление биогенов от приготовления пищи, автомобилей и т.д. Осуществляя расчеты, они предположили, что все бытовые стоки в регионе проходят через заводы по очистке сточных вод и затем доочищаются, проходя, в основном, через болота. Болота улавливают 0,4-1,1 тонну азота на кв. км. Результаты расчетов показывали, что для ассимиляции отходов (углерод, азот, фосфор) необходимы леса, площадь которых в 355 - 870 раз больше самих городов. Внутренних водоемов необходимо в 50 раз, водно-болотных угодий - в 30-75 раз и сельхозугодий - в 10-30 раз больше площади самих городов.

В конечном итоге оказалось, что суммарная площадь экосистем, для производства товаров городам и ассимиляции их отходов, должна быть в 570-1130 раз больше площади самих городов. Расчет потребной площади экосистем для 744 круп-

нейших городов мира, где проживает 20% населения планеты, показал, что уже сейчас потребности городов равны или даже в чем-то выше, чем экосистемы биосфера способны обеспечивать (Folke et al., 1997). Сейчас мы подошли к той грани, когда надо что-то менять в подходах к развитию городов, если мы хотим чтобы они оставались центрами знаний, культуры, творчества и инноваций.

Попытаемся взглянуть через призму этих результатов на Севастополь. Коснемся при этом только услуг экосистем по ассимиляции выбрасываемых в среду биогенов. В 1997 г. Севастополь сбросил в водоемы 49,8 млн. м³, из которых не более 13,5% могут быть отнесены к нормативно-очищенным (Сополова, 1998). Этот показатель значительно ниже, чем для прибалтийских городов. В стоках в море поступает в течение года 783 тонны азота и 211 тонн фосфора (Black Sea, ..., 1997). Для улавливания этого количества было бы необходимо 720-1960 кв. км водно-болотных угодий. Таких возможностей Севастополь не имеет.

Водно-болотные угодья занимают значительную площадь водосбора Балтийского моря и их экосистемы являются наиболее эффективными по захоронению биогенов, особенно азота. К водно-болотным угодьям Севастополя фактически можно отнести только небольшие устьевые участки рек Бельбек, Кача, Черная. Однако и они настолько антропогенно разрушены, что могут выполнять свои ассимиляционные функции очень ограниченно. И едва ли у нас в городе кто-нибудь задумывается об их восстановлении в ближайшие годы. Кроме болот наиболее эффективные поглотители биогенов это озера, пруды, реки, которых на территории города также немного и их число уменьшается. И вряд ли в ближайшее время в городе будет внедряться современная практика создания в городах микроболотец (Adams, Dove, 1984). Все это подводит к заключению, что основную функцию по ассимиляции биогенов будут играть морские экосистемы. Оценку услуг различных морских экосистем по ассимиляции биогенов в акватории Севастополя еще предстоит сделать. Очень предварительная оценка необходимой Севастополю для этого акватории дает величину порядка десятков - сотен тыс. кв. км. И это надо учитывать при планировании развития Севастополя.

Взгляд на региональные проблемы.

а) Подводная растительность и её социальная оценка.

Одними из наиболее ценных донных сообществ Черного моря, в рассматриваемом здесь аспекте, являются заросли подводной растительности (цистозира, зостера и в меньшей степени другие виды). Они относятся также к наиболее уязвимым сообществам. В Черном море, например, на шельфе северо-западной части осталось всего около 1% от былой площади зарослей цистозир (Black Sea..., 1997). Не вдаваясь в анализ причин происходящей деградации, остановимся на их функциональной роли и оценке услуг. Предварительные результаты приведены в табл. 2.

Таблица 2. Функциональная роль и предварительная оценка стоимости услуг подводной растительности у берегов Крыма

N	Функции	Услуги	Подход к расчету стоимости	Стоимость услуг, доллары США га ⁻¹ год ⁻¹
1	2	3	4	5
1	"Роддом" и "ясли" для молоди рыб и моллюсков	Обеспечение производства пищевых продуктов	Через эффективность воспроизводства	?
2	Производование пищи для птиц, рыб, и др.	Обеспечение производства пищевых продуктов	Через кормовые коэффициенты и конечную продуктивность рыб и птиц	?
3	Поглощение энергии волн	Защита берега от абразии	Через стоимость технических средств берегозащиты	> \$100
4	Участие в круговороте биогенов	Обеспечение круговорота, ассимиляция	(Costanza et al, 1997)	\$19002 *
5	Выделение кислорода	Аэрация придонной водной толщи	Через затраты на техническую аэрацию (Исаев, Карпова, 1980)	\$1200
6	Субстрат для микроорганизмов, участвующих в разложении нефти и токсинов	Улучшение качества воды	Через стоимость замещающих технологий	\$50
7	Улавливание минеральных частиц и стабилизация грунта	Предотвращение заилиения и замусоренности воды	Через потери в продуктивности и рекреационной ценности "прибрежных вод"	?
8	Формирование разнообразия	Эстетические, научные, рекреационные	Через потерю привлекательности и ...?	> \$62**

1	2	3	4	5
9	Продукция биомассы	Кормовое сырье	Через стоимость кормовых добавок	> \$150
10	Продукция биомассы	Технологическое сырье (различное)	Через стоимость продуктов	> \$100
11	Продуцирование уникальных органических веществ	Сырье для медикаментов (разных)	Через стоимость продуктов	> \$200
12	Формирование водорослевых выбросов в супралиторали	Услуги водорослевых выбросов	Через вклад в стабилизацию отношений "суша-море"	?

Общая стоимость: > \$20804

* Цифра взята из Constanza et al., 1997

** Цифра взята из Constanza et al., 1997 (как среднее для прибрежных зон морей)

Оценки даны осреднённо для сообщества цистозиры и зостеры. Конкретная стоимость зависит от ряда факторов (глубины, удаленности от берега и т.д.). Разумеется, в таблице учтены не все функции и услуги, не все их можно сейчас даже идентифицировать. По мере углубления и расширения изучения всех аспектов функционирования экосистем мы сможем более корректно оценивать их роль и стоимость с точки зрения новой экономики. Однако даже полученные оценки позволяют увидеть значительный ущерб, несомый нами в связи с деградацией растительных сообществ в море.

б) Услуги береговой полосы. Береговая полоса, область непосредственного контакта суши и моря является важнейшим, наряду с реками, элементом, интегрирующим моря и их водосборные бассейны в целостные природные системы, а в глобальном масштабе, мировой океан и сушу - в целостную биосферу. Поток биогенов, выносимый реками в Черное море, как это показано для углерода, практически равен уходящему через сообщества супралиторали береговой полосы в наземные экосистемы (Шадрин, 1998). В этом плане ценность сообществ береговой полосы неограничена, т.к. без них устойчивое существование биосферы невозможно. И рост доли техногенно измененных берегов поэтому представляет серьёзную угрозу устойчивости биосферы. Следовательно, если скорость антропогенной трансформации берегов не уменьшится, это может привести к неограниченному росту затрат на технологическую компенсацию нежелательных глобальных и локальных эффектов. Ниже делается попытка оценить только конечную (остаточную) ценность некоторых экосистемных услуг береговой полосы.

Понимание экосистемных процессов в береговой полосе, их роли во взаимосвязи моря и суши по настоящему только начинается. Причины этого рассматривались ранее (Shadrin, 1998). Можно очень предварительно пытаться оценить стоимость соответствующих услуг. Однако несколько попыток учеными в этом направлении сделано, и мы их ниже проанализируем.

Большой группой экспертов сделана попытка оценить доход, который может дать развитие берегового туризма и рекреации на Черном море. При условии уменьшения на 20% загрязнения, сохранения биологического и ландшафтного разнообразия береговая полоса Черного моря способна обеспечить суммарный ежегодный доход от туризма равный 550 млн. американских долларов (Black Sea..., 1997). Примерно 60% этого дохода будет обеспечена природными факторами и тогда суммарная услуга береговой полосы Черного моря для развития туризма и рекреации будет равна 330 млн. долларов. Длина береговой полосы Черного моря в масштабе 1:100000 будет примерно равна 9-12 тыс. км (в силу фрактальности береговой полосы ее длина зависит от масштаба измерения). Стоимость годовых услуг на 1 км береговой полосы в этом случае будет 30-33 тыс. долларов или 3-3,3 тыс. долларов на га (считаем, что ширина береговой полосы в среднем равна 100 м). Эта цифра практически равна максимальной стоимости экосистемных услуг для рекреации в биосфере (Constanza et al., 1997). Услуга обеспечивается функционированием морских и наземных экосистем, взаимодействующих в контактной зоне "суша-море". Экосистемы береговой полосы оказывают услуги и другим видам человеческой деятельности: рыболовству, марикультуре, транспорту, эстетическим и др. Все эти виды деятельности могут нормально осуществляться только при достаточно стабильной береговой полосе. Деградация береговой полосы в результате эрозионных и абразионных процессов с потерей земли, разрушением строений и ландшафта серьезная проблема всех причерноморских стран (Black Sea..., 1997). Очень остро стоит она в Украине, особенно в Крыму, где в той или иной степени этими процессами затронуты более 50% всей длины береговой линии. Процессы эти интенсифицируются в последние годы и основная причина - антропогенное разрушение растительных сообществ. Усиление эрозионно-оползневой и абразионной активности под действием антропогенных факторов демонстрирует береговая полоса Севастополя. Пожары в заказнике "Мыс Айя" основная причина резкого усиления оползневых и эрозионных процессов, как и непродуманное террасирование и рекреационная перегрузка на участке, прилегающем к этому заказ-

нику. Застройка береговой полосы - провоцирующий фактор во многих точках береговой полосы Большого Севастополя. Заготовка песка и уничтожение растительности ведут к деградации песчаных аккумулятивных берегов - пляжей.

Нарушение экосистемных берегозащитных функций наносит многоплановый экологический и экономический ущерб. Рассмотрим лишь ущербы, связанные с нарушением функционирования производственных процессов в морских экосистемах. Усиление разрушения берега ведет к увеличению потока терригенных частиц. Это в свою очередь ведет к увеличению мутности воды, заилиению, а часто и к химическому загрязнению. В результате, как минимум, это ведет к угнетению процесса первичного продуцирования и уменьшению эффективности передачи вещества и энергии с низшего трофического уровня на высшие как в планктоне, так и в бентосе. В худшем случае на дне образуется желеобразный слой осадков, т.е. мертвая зона. Всё это разворачивается в прибрежной зоне моря, шириной 50-500 м, т.е. самой продуктивной зоне. Это ущерб не только сре-де, но и прибрежному традиционному рыболовству, марикультуре, туризму, рекреации и т.д. Стоимость экосистемной берегозащитной услуги можно было бы рассчитать через предотвращенные ущербы. Однако мы ещё и не можем достаточно корректно их оценивать. Оценка берегозащитных услуг сделана для различных типов береговой растительности. Свой вклад в осуществление берегозащиты вносит как наземная растительность, так и водная. Соотношение вклада той и другой определяется локальными факторами. Так, например, берегозащитные услуги, осуществляемые плавнями и мангровыми лесами, оцениваются в пределах 1800-7840 американских долларов на га в год (Constanza et al., 1997; Turner et al., 1998).

Сделаем приблизительную оценку стоимости берегозащитных услуг в приложении к Черному морю. При нарушении этих экосистемных функций человек пытается их заменить искусственными сооружениями с использованием "жестких" технологий (бетонирование и т.д.). Однако это не окончательное решение вопроса, нарушающее нормальное выполнение других экосистемных функций береговой полосой. Обычно эти сооружения недолговечны, а часто в целом ускоряют процесс разрушения. Средняя же стоимость берегозащитных сооружений 15-25 млн. американских долларов на км. Исходя из этой цифры, можно в среднем ориентировочно оценить стоимость этой экосистемной услуги 1,5-2,0 тыс. американских долларов в год на га. Если же исходить из оценки стоимости всех предотвращенных ущербов (для рыболовства, марикультуры, рекреации, транспорта и т.д.), то оценка стоимости этой услуги будет зна-

чительно выше. Можно привести такой пример. В Балтийском море существует польский полуостров-коса Хел длиной 35 км (Корчагин, Джозвак, 1997). Антропогенное нарушение экосистемной регуляции движения и накопления наносов поставили под угрозу исчезновения прекрасные пляжи полуострова и его самого. Цена одного года восстановительных работ - сотни тысяч долларов, а результаты не столь высоки. Технология же восстановления вредит донным биоценозам в заливе. Поэтому сейчас рассматривается альтернатива - закрыть порт во Владивостоке и демонтировать бетонные волноломы, как нарушающие нормальный ход экосистемных процессов, обеспечивавших защиту и сохранение берегов полуострова. И подобных примеров в разных странах достаточно.

Более 95% продукции подводной растительности Черного моря подвергается деструкции в сообществах береговой полосы (Шадрин, 1998). Следовательно, можно допустить, что участие супралиторальных сообществ в обеспечении круговорота биогенов не меньше, чем участие подводной растительности. В этом случае и стоимость этой услуги супралиторальных сообществ близка к таковой сообществ макрофитов и морских трав, т.е. около 19 тыс. долларов в год на га.

Трудно оценивать все функции и услуги экосистем береговой полосы. Можно лишь предположить, что на 1 га ежегодное суммарное производство услуг будет в пределах 25-50 тыс. долларов. Осознание этого отражено в частности в общеверхопейских документах (The European..., 1997), которые так же определяют необходимость перехода в практике берегозащиты от "жестких" технологий к "мягким". "Мягкие" технологии основаны прежде всего на использовании экосистемных механизмов с их восстановлением, а при необходимости и усилении их естественных берегозащитных функций. Для Крыма, и Севастополя в том числе, это чрезвычайно важная задача - внедрение "мягких" технологий. В Институте биологии южных морей (отдел функционирования морских экосистем и другие) уже есть определенный задел в этом направлении.

в) Экологические и экономические последствия вселения экзотических видов в Черное море.

Проблема видов - вселенцев в экологии не нова. Однако в последние годы рост количества инвазий экзотических видов сделал проблему глобальной. Особенно быстро растет число вселений чужеродных видов в различных прибрежных районах Мирового океана. Попадая с балластными водами в новые для себя места обитания, экзотические виды часто закрепляются, дают вспышку численности и создают огромные проблемы окружающей среде, здоровью людей и различным видам хозяйствен-

венной деятельности. В целом количество перемещаемых в океане балластных вод составляет порядка 10^{13} тонн в год и ежедневно в них переносится порядка 3 тысяч видов водорослей и животных (IMO, 1998). Благодаря этому, в период с 1979 по 1993 годы в морях произошло вселение не менее 66 видов (GESAMP, 1997). Некоторые из этих вселенцев стали в новых местообитаниях причинами поистине катастрофических изменений в экосистемах со значительными ущербами для экономики и здоровья людей.

Вселение в американские воды дрейсены, двустворчатого моллюска с естественным ареалом - бассейны Черного и Каспийского морей, нанесло США суммарный ущерб около 5 млрд. долларов. Ежегодно тратится федеральным правительством США 11 млн. долларов на борьбу с дрейсеной (IMO, 1998). Проблема чужеродных видов в США очень актуальна вообще. 2 февраля 1999 создан Межведомственный Совет по видам вселенцам (ISC - Invasive Species Council), в который вошли руководители Госдепартаментов США по внутренним делам, сельскому хозяйству и коммерции. В бюджете на 2000 год планируется выделить 29 млн. долларов на борьбу с видами вселенцами (Clinton..., 1999), при этом проблема разрешена не будет. Вселение с балластными водами токсических водорослей динофлагеллят в прибрежные воды Австралии наносит её мореплаванию, марикультуре, рыболовству ущерб во многие миллионы долларов ежегодно (IMO, 1998). И таких примеров, к сожалению, можно привести еще много.

Посмотрим на наше Чёрное море. Здесь эта проблема также стоит очень остро. В табл. 3 представлен список экзотических видов, которые закрепились в Чёрном море. Вероятность заноса в Чёрное море новых вселенцев и возможность их "внедрения" в экосистемы растет. Это обусловлено двумя факторами:

- ростом интенсивности судоходства, что иллюстрируется табл. 4;
- дестабилизацией сообществ с потерей разнообразия. Чем выше в сообществе разнообразие видов, тем сложней внедриться в него новому виду.

Экологические и экономические эффекты, вызванные вселением ряда видов можно определить как катастрофические. Желетелый гребневик мнемиопсис вызвал драматические изменения в экосистеме Чёрного моря и суммарный ущерб рыболовству превышает 500 млн. долларов (GESAMP, 1997). Вселение ранее рапаны содействовало почти полному исчезновению устрицы и резкому сокращению популяций мидии.

Таблица 3. Список видов - вселенцев в Чёрном море (из Shadrin, 1998 г., с дополнениями).

НН	Вид	Откуда	Год	Встречаемость у берегов Севастополя
1	2	3	4	5
Случайный занос				
Бактерии				
1	<i>Xanthomonas campestris</i>	Индия/Индонезия	19 век	Периодически
Одноклеточная в водоросль				
2	<i>Maniltoa squamata</i>	?	1980	Нет
Бурая водоросль				
3	<i>Dermarestia viridis</i>	Сев. Европа	1990	Нет
Hydrozoa				
4	<i>Blasfordia virginica</i>	Сев. Америка	1925	Обычно
5	<i>Bougerainvillia megalos</i>	Сев. Америка	1932	Редко
6	<i>Tiaropsis multichitria</i>	Сев. Европа	1990	Обычно
7	<i>Eudendrium annulatum</i>	Сев. Европа или Америка	1990	Обычно
8	<i>Eudendrium capillare</i>	Сев. Европа или Америка	1990	Обычно
Ctenophora				
9	<i>Mnemiopsis leidyi</i>	Сев. Америка	1982	Массово
10	<i>Beroe ovata</i>	Сев. Америка	1997	Массово
Monogenea				
11	<i>Ligophorus kaohsiungkieni</i>	Японское море	1994	Возможно
12	<i>Gyrodactylus magili</i>	Японское море	1995	Возможно
13	<i>G. zhukovi</i>	Японское море	1995	Возможно
Polychaeta				
14	<i>Merierella enigmatica</i>	Индия, Сев. Европа	1929	Нет данных
15	<i>Anisotrochilus tentaculata</i>	Сев. Атлантика	1930-60	Редко
16	<i>Streblospio striolosolii</i>	Сев. Атлантика	1987?	Нет данных

1	<i>Glycera capitata</i>	2	3	4	5	
17	<i>Streptosyllis varians</i>	Ces. Атлантика	Тихий океан	1968?	Нет данных	
18	<i>Nephtys ciliata</i>	Сев. Атлантика		1972?	Нет данных	
19	<i>Capitellatus dispar</i>	Сев. Атлантика	Тихий океан?	1972?	Нет данных	
20		Индийский океан		1972?	Нет данных	
21	<i>Mya arenaria</i>	Сев. Европа или Америка?		1966	Пока не встреч.	
22	<i>Scapharia enaequivalvis</i> (<i>Cunearia cornuta</i>)	Индийский океан		1968	Пока не встреч.	
23	<i>Doridella obscura</i>	Сев. Америка		1980	Обычно	
	<i>Gastropoda</i>					
24	<i>Rapana venosa</i>	Японское море		1946	Маккого	
25	<i>Polamopyrgus tentillii</i>	Тихий океан		1960	Нет сведений	
	<i>Entoprocta (Kamptiozoa)</i>					
26	<i>Umatilla gracilis</i>	Сев. Америка		1954	Встречается	
	<i>Crustacea</i>					
27	<i>Balanus improvisus</i>	Сев. Америка		19 век	Встречается	
28	<i>B. eburneus</i>	Сев. Америка		19 век	Встречается	
29	<i>Acartia tonsa</i>	Сев. Америка		1976	Доминант	
30	<i>Rhithropaeus harrisi</i>	Сев. Европа		1932	Встречается	
31	<i>Callinectes sapidus</i>	Сев. Европа		1967		7
					Направленная акклиматизация	
	<i>Bivalvia</i>					
1	<i>Crassostrea gigas</i>	Японское море		1980	Нет	
	<i>Fish</i>					
2	<i>Gambusia affinis</i>	Сев. Америка		1922-28	?	
3	<i>Lepomis gibbosus</i>	Сев. Америка		1920	Нет	
4	<i>Magul soluy</i>	Японское море		1972-80	Маккого	

Некоторые другие виды-вселенцы также сильно изменили сообщества, в которые они внедрились. Неизвестно, к чему сейчас приведёт вселение в бухты Севастополя нового гребневика *Beroe ovata*. К сожалению, экологические и экономические последствия вселения экзотических видов в Чёрное море не оценены ещё по-настоящему. Неясны также экологические и экономические последствия акклиматизации пиленгаса. Для рыбного хозяйства как будто большая выгода, но неясно как это влияет на процесс уменьшения численности аборигенных черноморских видов кефалей и осетровых.

Очевидно, что вселенцы приносят причерноморским странам ощутимый экономический ущерб. Что же делается для его предотвращения? Да практически ничего, а ведь инвестиции в предотвращение вселения - прямая выгода. Если учесть, что одна из основных причин успешного случайног вселения гребневика и ряда других видов, это эвтрофикация, то видны два дополнительных пути инвестирования в решение этой проблемы:

1. Создание системы контроля и предотвращение новых заносов экзотических видов. Международная организация мореплавания (IMO) и ряд стран начали интенсивные исследования в этом направлении и уже разработали предварительные рекомендации (IMO, 1998). Безусловно, должны такие работы быть начаты в Севастополе и других портах Украины.

2. Восстановление нормального функционирования экосистем и, в частности, через уменьшения эвтрофирования. Это будет вести к усилению экосистемной услуги по предотвращению вселения опасных экзотических видов. Эта услуга - функция всей системы биоразнообразия. Стоимость экосистемных услуг должна учитываться при планировании на всех уровнях. Однако эти услуги ещё надо оценить, а для этого необходимо более глубокое понимание механизмов функционирования экосистем и целенаправленная совместная работа экологов и экономистов по оценке их стоимости.

Таблица 4. Количество и тоннаж судов, прошедших пролив Босфор (из Safety precautions against disasters. Istanbul, 1997)

Год	Количество судов	Среднее водоизмещение судна (чистое)
1938	4500	7.500
1985	24100	105,500
1996	49952	156057*

* При этом только нефтепродуктов было перевезено 60 242 436 тонн

1.2. ИСКУССТВЕННЫЕ РИФЫ КАК ЭКОТЕХНОЛОГИЯ

1.2.1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ КОНСТРУКЦИИ ТИПА "ИСКУССТВЕННЫЙ РИФ" И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ТРЕБОВАНИЯ К НИМ

В гидробиологии давно известен "краевой эффект" - повышенное разнообразие видов и высокая биопродуктивность в морских прибрежных экосистемах, особенно на скалистых мелководьях с высокой концентрацией заселяемых донными организмами твердых граничных поверхностей. Краевой эффект побудил исследователей (Зайцев, 1987) и практиков искать пути увеличения обрастающей поверхности путем создания так называемых "искусственных рифов" (ИР). На протяжении 10-15 лет в этой области преобладала тактика, состоящая в том, что в водоеме размещают "различные твердые предметы - черепицу и гончарные изделия, старые автомобильные скаты, консервные банки и др., которые в совокупности представляют искусственные рифы" (Старушенко, Страутман, 1987, стр. 30). В других случаях "рифами" считают размещенные на дне строительные отходы, древесный хворост (Эрм, 1987), капроновые сетки и веревки (Алемов, 1987; Чупышева и др., 1987) и т.п. Никакие физические или геометрические характеристики перечисленных субстратов в цитированных работах (как и в большинстве других публикаций на эту тему) не приводятся, что совершенно исключает численный причинно-следственный анализ заселения "рифов". Такая тактика научно пуста.

Альтернативная вышеназванной научноемкой тактика предполагает конструирование ИР по заданной цели, на основе предварительного анализа соотношений между физико-геометрическими характеристиками ИР и биологическим параметрами поселений. Целью создания ИР может быть получение биомассы селящихся на твердой поверхности организмов, привлечение в зону ИР рыб, прямо или косвенно использующих обрастание; целью может быть водокондиционирование через метаболическое воздействие селящихся организмов на состав воды в акватории.

ИР должен представлять собой комплексное жилище, включающее заселяемые поверхности и обитаемые объемы. Жилище должно соответствовать основным потребностям определенной группы организмов (автотрофам, гетеротрофам) и

обеспечивать пользователю необходимую плотность заселения ИР, желаемую индивидуальную массу, а, соответственно, и урожай доминирующего вида. Если целевой функцией ИР является кондиционирование воды в акватории, то планироваться могут метаболические характеристики обрастания (биологическое извлечение избыточных или загрязняющих химических веществ из воды, деструкция органических загрязнителей, кишлородная аэрация воды и т.д.).

Формирование и рост биообрастания зависят от притока к организмам растворенной и взвешенной пищи, а соответственно от гидродинамического режима в окружении ИР. От обтекания поверхности носителя зависит оседание спор водорослей, личинок беспозвоночных и их рост. Интенсивность обтекания разных участков поверхности косного носителя зависит от его конструкции, наличия открытых для воды и, напротив, слабо омываемых поверхностей (камер, полостей). Важным фактором является структура (физическая "фактура") поверхности ИР - гладкая, ребристая и т.п.

Поскольку у разных групп организмов оптимумы по водообмену и по освещенности различаются в весьма широком диапазоне, конструктор ИР может использовать геометрические параметры носителя в качестве средства управления биообрастанием - его биологическим составом, численностью, концентрацией организмов на поверхности и в обитаемом пространстве, урожаем, интенсивностью метаболизма.

На протяжении ряда лет в лаборатории экологического метаболизма ИНБЮМ создавались и испытывались (размещались в морской прибрежной акватории для естественного заселения водорослями и беспозвоночными с последующей оценкой перечисленных выше параметров биообрастания) различные модульные конструкции.

Размер модуля (по его общему геометрическому объему) варьировал в диапазоне от 0,1 до 1011 см³, период обрастания в море от 20 суток до 3 лет, плотность обрастания поверхности водорослями от 0,1 до 104 мг·см⁻² сухой массы, плотность заполнения водорослями обитаемого пространства ИР от 0,1 до 103 мг·см⁻³ сухой массы. Были выявлены и подробно описаны (Хайлов и др., 1992, 1994, 1995; Празукин, Хайлов, 1998) численные соотношения между основными геометрическими и биоэкологическими переменными фитообрастания. Аналогичные исследования начаты по зоообрастаниям (Хайлов, Юрченко, 1997; Юрченко, стр. 34 в этой книге).

Ниже содержится обзор модулей экспериментальных ИР, испытанных в разное время и в разных задачах, а в заключение сформулированы выявленные экологические требования к конструированию ИР для водорослей и (отчасти) сидячих беспозвоночных. В последующей (в этом сборнике) статье Ю.Ю.Юрченко подробнее рассмотрен модуль с трехлетним периодом обрастаия в море и приведены некоторые его характеристики. А.В.Празукин подробно рассмотрел вопросы обрастаия экспериментальных модулей разного типа морскими одноклеточными и многоклеточными водорослями в условиях хронического эвтрофирования от источника хозяйственных сточных вод Севастополя; в этой же статье дан сравнительный анализ использования обитаемых пространств и поверхностей в модульных конструкциях типа "искусственный риф" и в природных фитосистемах (стр 47).

Типы заселяемых модулей и их основные физико-геометрические параметры

В составе любого обжитого организмами модуля всегда имеется заселенная поверхность и заселенное (обитаемое) пространство. Любое погруженное в воду физическое тело имеет в непосредственной близости от своей поверхности тонкий пристеночный слой воды, вязкость которого (в силу пристеночной ориентации полярных молекул воды) выше, а подвижность воды и водообмен ниже, чем в воде, удаленной от поверхности тела. Естественно полагать, что в пристеночном слое складываются условия, более благоприятные для прикрепления к твердой поверхности бактерий, спор или инициирующих клеток водорослей или личинок беспозвоночных. С момента заселения этот слой становится обитаемым пространством обрастающего объекта (объем в пределах пунктирного контура, структуры $NN 1,2,3,5$ на рис. 1). По мере роста организмов обитаемый слой расширяется, приобретая вид сферы, цилиндра, конуса и т.п.

На рис. 1 и 2 показаны различные типы простых объектов и структурированных модулей, изготовленных в лабораторном варианте из нетоксической пластмассы. Модуль для длительной (3 года) установки в море составлен из бетонных плит размером 1×1 м, горизонтально расположенных на разном расстоянии друг от друга. Для исследования физико-химического взаимодействия поверхности ИР с движущейся водой была изготовлена специальная серия модулей с нанесенным на внешнюю поверхность медленно растворяющимся гипсовым слоем.

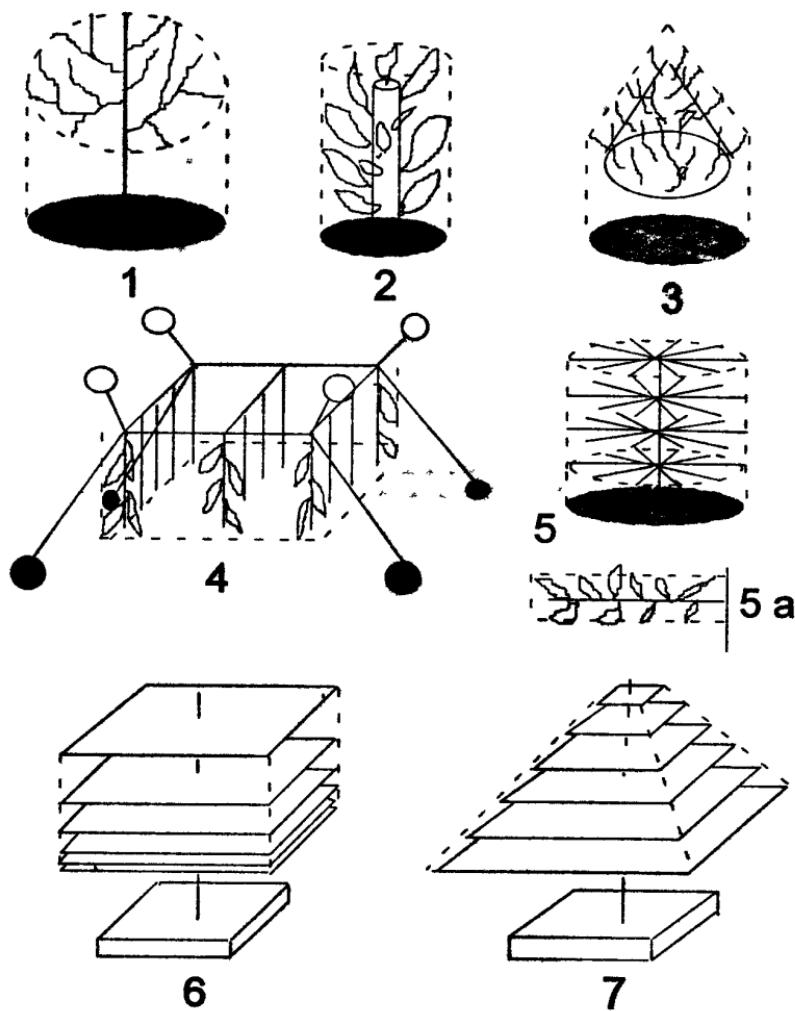


Рис. 1. Схема экспериментальных модулей для фитообразтания с пластинчатыми (NN 6,7), стержневыми (NN 5-7) и конусообразными (NN 8-12) структурными элементами, а также модулей камерного типа для зоообразтания (NN 13-16). Подробно в тексте.

Модули размещали на срок от 20 суток до 3 лет (1990-1996 гг.) в огражденной молом прибрежной черноморской акватории. Модули свободно заселялись морскими одноклеточными и многоклеточными водорослями и сидячими беспозвоночными; среди последних преобладали спирорбисы, мшанки, баланусы, митилииды. Частные задачи проведенных исследований и методика работы (включая размеры, количество модулей одного типа в эксперименте, способы и сроки учета поселенцев и др.) подробно описаны в упоминавшихся выше публикациях и поэтому здесь опускаются.

Модули можно условно подразделить на три группы по типу обрастающих структурных элементов:

Простейший вариант, (а) представлен вертикально расположеными и стоящими в удалении друг от друга стержнями разного диаметра и длины (1 и 2, рис. 1); б) модули с горизонтальными стержнями, размещенными на вертикальном стержне (5 и 5 а на рис. 1) и с вертикальными стержнями, размещенными на общем плоском основании (5-7 на рис. 2); диаметр и длина стержней, плотность их размещения в ОП и объем ОП варьировал в широком диапазоне; в) модули с вертикальными (4 на рис. 2) пластинами, а также "гармошки", составленные из пластин, расположенных под разными углами (1-3 на рис. 2); г) конусы разного размера и формы с гладкой (3 на рис. 1 и 8-11, на рис. 2) и ребристой (12, на рис. 2) поверхностью. Модули (а)-(г) типов обрастают одноклеточными и многоклеточными водорослями. Остальные модули предназначались преимущественно для заселения сидячими беспозвоночными; это: д) модули с горизонтально расположенными пластинами (6 и 7 на рис. 1), открытые со всех боковых сторон; е) модули с прямоугольными открытыми с двух противоположных сторон камерами, имеющими ОП разного размера и конфигурации (13-15, рис. 2) с зоообращением, учтываемым лишь на их внутренних поверхностях и ж) аналогичные камерные модули с ОП треугольного сечения (16, рис. 2). Каждый тип модуля в опытах был представлен серией из 5-9 экземпляров, различающихся по объему ОП, изоморфных или отличающихся по какому-либо из геометрических параметров (например, конусы одинакового объема различались по высоте).

Геометрический объем (V) модулей рассчитывали в границах, которые на рисунках обозначены пунктиром. Суммарную площадь внутренних обрастающих поверхностей (S') в

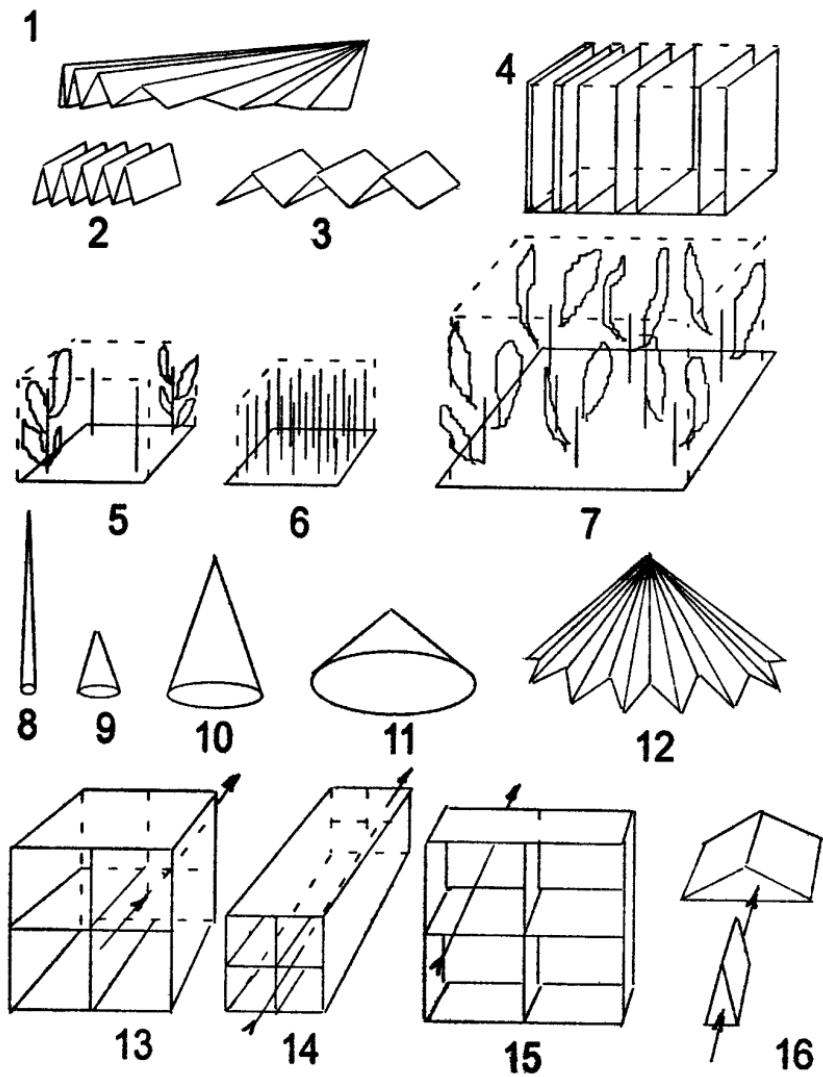


Рис. 2. Схемы экспериментальных модулей для фитообразтания со стержневыми (NN 1-5) и для зоообразтания с пластинчатыми (NN 6,7) структурными элементами. Подробно в тексте.

ОП рассчитывали исходя из размеров, формы и численности имеющихся в ОП структурных элементов.

Модули стержневого типа проницаемы для воды и света во всех направлениях кроме донной части. В пластинчатые модули вода и свет поступают между пластин со всех открытых сторон. Модули камерного типа открыты для воды с двух противоположных сторон (на рис. 2 показано стрелками). Величины V и S' рассчитывались для каждого ОП отдельно и для модули (если она сложная) в целом. Воздушно-сухую массу (W) водорослей и животных (отдельно для всех основных видов) учитывали на каждой внутренней поверхности и суммировали по каждому ОП.

Важнейшей характеристикой любого обитаемого (с известными границами и объемом) пространства является соотношение объема и заселяемой поверхности, $V/S'=L$. Величина L с размерностью "длина" представляет собой осредненное по всему объему расстояние между всеми точками на поверхности S' и всеми точками внутри объема V . Иными словами, это характерная длина пути, который молекулы воды и растворенные в ней вещества, в том числе питательные, проходят внутри обитаемого пространства. Исследования показывают, что с величиной L коррелируют плотности заселения поверхностей, W/S' внутри обитаемых пространств (стр.34).

Введенные выше параметры позволяют во всех без исключения случаях плотность заселения ИР выразить двояко: 1) как количество биомассы, W на единицу внутренней поверхности в ОП (W/S') и 2) как количество биомассы на единицу обитаемого пространства ИР (W/V). Между двумя этими способами выражения плотности заселения для всех модулей могут быть установлены численные соответствия и от одного способа исчисления плотности можно перейти к другому. Возможность перехода от W/S' к W/V и обратно нагляднее всего выступает на ОП с растениями. Действительно, вокруг отдельно стоящих стержней разной толщины (1 и 2 на рис. 1), заселенных водорослями, можно выделить (например, по средней длине растений) некоторый обитаемый объем (на схеме его контур обозначен пунктиром), которому соответствует его проекция So (на рис. 1, позиции 1-3 и 5 заштрихована) на горизонтальную плоскость. Спроектированная на поверхность воды над модулем, площадь So формально может считаться верхним "световым окном" в ОП (как в модулях 1-5 на рис. 1). В модулях, в которые свет сверху не поступает (как в 6 и 7 на рис. 1в 13-16 на рис. 2) "све-

товое окно", оно же и "окно" для водообмена, So расположено с открытых боковых сторон модуля.

Модули, предлагаемые для заселения водным организмам, дают экспериментатору возможности, которых в большинстве случаев не бывает при изучении поселений водорослей и животных на природном скалистом дне. Кардинальное преимущество экспериментальных конструкций ИР состоит в том, что геометрические параметры их ОП и внутренние поверхности задаваемы в широком диапазоне и почти все они могут быть описаны одним и тем же набором численных характеристик. Поэтому при любом внешнем различии модулей их можно объективно сравнивать друг с другом по соответствующим геометрическим, а после их заселения и по биологическим переменным.

Экологические требования к качеству "искусственных рифов" и к их конструированию.

Называя ИР "инструментом управления экологическими процессами в прибрежной зоне моря", Ю.П.Зайцев (1987, стр.3) справедливо видит естественную основу управления в краевой, околограницной активизации жизни (Айзатуллин и др., 1980). Рассмотренные выше модульные конструкции представляют собой экспериментальные биокосные системы с граничными поверхностями и обитаемыми пространствами, целесообразно задаваемыми с целью причинно-следственного анализа околограницной активизации жизни, а в конечном итоге с целью конструирования оптимальных ИР. Упоминавшиеся выше исследования биообразствий на экспериментальных модулях выявляют некоторые общие условия, которые полезно иметь в виду при конструировании ИР и оценке их экологического качества.

1. Любое естественно заселяемое организмами подводное тело автоматически становится открытой биокосной системой с вещественным входом и выходом. Рост, биологическая продуктивность и метаболическое воздействие ИР (мелиоративное, санитарное) на акваторию определяется прежде всего соотношением входа и выхода (как по любому отдельно взятому веществу, так и по любому набору веществ). Поэтому ИР недопустимо характеризовать одной только "положительной" его стороной (способностью давать продукцию или извлекать из воды растворенные или взвешенные компоненты), что характерно для многих относящихся к ИР публикаций. Любое увеличение биомассы, как и любое ее уменьшение, намеренное со-

кращение, неизбежно сопровождается выбросом в среду продуктов жизнедеятельности, т.е. "загрязняет" среду. ИР как исключительно "очищающая" система невозможна в принципе (о чем авторы публикаций по ИР почти всегда умалчивают). Экологическое качество ИР может быть оценено прежде всего по соотношению их вещественного входа и выхода. Потребительское и экологическое качество ИР могут существенно не совпадать.

2. Структура ИР определяется, прежде всего, их целевым назначением, а соответственно типом метаболизма доминирующих организмов - преимущественно автотрофных или преимущественно гетеротрофных. В первом случае обрастающие поверхности должны быть хорошо освещаемы и промываются движущейся водой. Во втором случае в составе ИР должны преобладать в разной мере затененные, с пониженным водообменом обитаемые пространства (камеры, отсеки, в экологическом смысле - убежища).

3. В естественных условиях прикрепленные к твердому субстрату гидробионты предъявляют самый широкий спектр требований к жизнеобеспечивающим факторам - от максимальной освещенности своих "жилищ" до почти полной затененности, от интенсивного до самого слабого водообмена в них. Максимальная освещенность и максимальный водообмен обеспечиваются на открытых поверхностях. Снижение интенсивности обоих факторов достигается: а) увеличением концентрации косной поверхности в единице обитаемого объема, что ведет к световому и гидродинамическому затенению обитаемого объема V , или б) ограждением обитаемого объема стенками (уменьшение S'/S_0). Уменьшение S'/S_0 достигается путем уменьшения площади внутренней поверхности в жилых камерах или увеличения площади входов-выходов.

4. В ИР автотрофного типа обрастане формируется на освещаемой поверхности конструкции. Характерный размер организмов обрастания, а соответственно и интенсивность их метаболизма зависят от величины удельной поверхности структурных элементов ИР (чем выше S/V , тем мельче средний размер поселенцев). Плотность обрастания существенно зависит общего объема обитаемого пространства (V), от длины характерного водно-метаболического пути в нем, а также от соотношения общей обрастающей поверхности и поверхности светового окна (S'/S_0).

1.2.2. ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ КОНСТРУКЦИИ ДЛЯ ОБРАСТАНИЯ «ИСКУССТВЕННЫЙ РИФ».

Исследовалось влияние геометрических параметров обитаемых пространств экспериментальной конструкции «искусственный риф» на распределение биомассы и функциональную активность популяций доминирующих видов прикрепленных беспозвоночных (*Mytilus galloprovincialis*, *Spirorbis* sp.). Найден оптимальный диапазон значений соотношения площадей гидродинамического «входа» и косной поверхности обитаемого пространства для заселения преимущественно мидиями ($So/S = 0,07-0,17$ при глубине 0,5 м). Обоснована возможность создания теоретической базы для конструирования «рифов» с заданными параметрами функциональной активности и прогнозируемым составом обрастания.

Для создания компактных и плотных поселений водных организмов зачастую специально разрабатывались искусственные конструкции (Гаркавая, 1987; Зайцев, 1987). Жесткие конструкции с таким назначением объединяются под термином "искусственные рифы". Предпосылкой для создания таких конструкций послужила идея о предоставлении неподвижным и малоподвижным организмам дополнительных поверхностей для прикрепления. Однако в этой области долгое время господствовал натурный эксперимент - в море размещались дополнительные количества камней и валунов или же строительные отходы. При таком подходе очень сложно прогнозировать интенсивность функционирования таких сооружений и видовой состав их населения. Примерами «искусственных рифов», созданных на основе экспериментальных данных являются плантации ламинарии или устричные плантации.

Известно, что плотность заселения твердых субстратов организмами зависит как от факторов, определяемых предположительно безграничной водной средой, так и от геометрии обитаемых пространств (Хайлов и др., 1992; Хайлов, Юрченко, 1997). При прочих равных условиях, геометрия обитаемого пространства для малоподвижных организмов определяет доступность пищи, возможность удаления экскретов, а также гидродинамический режим вблизи поверхности, что может определять возможность оседания личинок (Butman, 1989). Поскольку форма обитаемых пространств может быть весьма разнообразной, их описание должно быть дано в единой форме. Водные

пространства между камней и в неоднородностях поверхностей дна и скал, искусственные технические сооружения в прибрежной зоне являются обитаемыми пространствами для населяющих их организмов. Возможность описания в единых терминах разнообразных водных обитаемых пространств была показана в работах (Хайлов и др., 1992; Хайлов, Юрченко, 1997).

Наиболее простой оценкой оптимальности конструкции рифа может служить плотность его заселения живыми организмами (Зайцев, 1987). Размещение в прибрежной зоне конструкций типа «искусственный риф», которые изготовлены с учетом возможности создания обитаемых пространств с оптимальными геометрическими соотношениями (при которых достигаются максимальные плотности популяций населяющих их организмов) может существенно повысить интенсивность функционирования этих конструкций. Распространение водорослей в море ограничено глубиной проникновения света. Кроме того, размещение дополнительных косых поверхностей в пределах сообществ водорослей может создавать дополнительное затенение, и свет становится в этих условиях лимитирующим фактором. Большинство сидячих беспозвоночных могут успешно функционировать в условиях затенения. Поэтому особый интерес представляет разработка «искусственных рифов», предназначенных для заселения прикрепленными беспозвоночными (Зайцев, 1987).

Цель работы – проанализировать влияние геометрии искусственного рифа на функциональные характеристики популяций доминирующих видов обрастателей, а также всего рифа в целом, как конструкции для мелиорации морской среды.

Для определения геометрических характеристик конструкций типа «искусственный риф», оптимальных для доминирующих видов беспозвоночных, инженером Г.Е. Бимбад была разработана экспериментальная конструкция для обрастания риф БИМЛЭМ (название является сложносокращением от фамилии создателя рифа и названия лаборатории, курировавшей работы по рифу (ЛЭМ – лаборатория экологического метаболизма) (рис. 3).

Риф был установлен в акватории Института биологии южных морей НАН Украины в Севастополе в июне 1992 года и снят в апреле 1994 года *.

* работы по "рифу" курировались Лабораторией экологического метаболизма этого института. Автору была поручена часть комплексной работы.

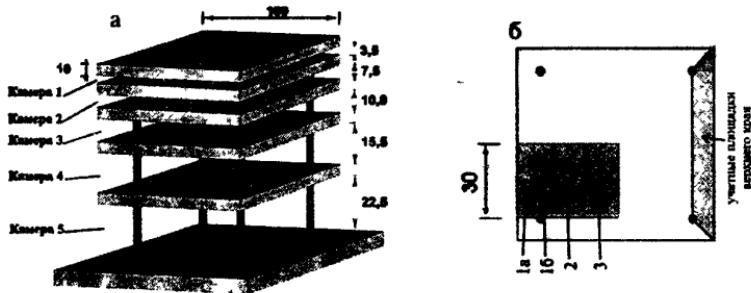


Рис. 3. Схема экспериментальной конструкции искусственный риф БИМЛЭМ (а); схема учетных площадок на плитах рифа (б). Все размеры даны в сантиметрах.

За двухлетний период на всех элементах конструкции сформировалось сообщество обрастания, основным компонентом которого являлись мидии (*Mytilus galloprovincialis*). В значительных количествах встречались спирорбисы (*Spirorbis sp.*) и два вида мшанок (*Lepralia pallasiana* и *Electra crustulenta*). Мшанки встречались преимущественно на свободных от мидий участках, в то время как значительная часть популяции спирорбисов размещалась на поверхности створок мидий. На внешних освещенных поверхностях поселились водоросли (главным образом церамиум и энтероморфа).

Как видно из рис. 3, риф состоит из пяти плит и плиты основания, и, соответственно, пяти камер, расположенных между ними. Камеры являются обитаемыми пространствами, в которых в основном и селятся прикрепленные беспозвоночные. Камеры характеризуются объемом внутреннего пространства (V), площадью поверхности плит, обращенной внутрь камер, к которой прикрепляются беспозвоночные (S), площадью поверхности «гидродинамического окна» (So), через которую осуществляется водообмен между внутренним объемом камеры и внешним объемом воды. Были рассчитаны также соотношения геометрических параметров - So/S и $V/So=Lo$. Параметр So/S показывает обеспеченность поверхностей, на которых селятся беспозвоночные, «входом», через который осуществляется поступление питательных веществ в обитаемое пространство рифа и удаление экскретов из него, а также регулируется гидродинамический режим. Параметр $Lo=V/So$ показывает харак-

терное расстояние между всеми точками в объеме обитаемого пространства и всеми точками на поверхности «гидродинамического входа». Иными словами параметр Lo показывает характерный метаболический путь веществ в объеме обитаемого пространства. Геометрические характеристики камер приведены в табл. 5.

Таблица 5. Геометрические характеристики камер искусственного рифа.

№ камеры	V, см ³	So, см ²	Счетн., см ²	So/V, см ⁻¹	So/S
1	36000	1440	20000	0,04	0,072
2	74000	2960	20000	0,04	0,148
3	87000	3480	20000	0,04	0,174
4	155000	6200	20000	0,04	0,310
5	225000	9000	20000	0,04	0,450

По причине относительной простоты конструкции рифа большинство геометрических параметров линейно связаны между собой: $V=10000H$ ($S=4000$ см²= const), $V/So=Lo=25$ см, $So/S=4H/200$ (табл. 5). Поэтому для описания геометрии камер рифа достаточно использовать один из параметров, например, So/S , - остальные параметры с ним линейно связаны.

Пробы отбирали по вертикальному и по горизонтальному профилю рифа. Учетные площадки были взяты по одной и той же схеме (рис. 3 б) на всех плитах с верхней их стороны. На нижних поверхностях плит за исключением спирорбисов, поселения беспозвоночных практически не встречались. Однако на нижних поверхностях плит спирорбисы селились в значительных количествах лишь в камерах 1 и 2, где плотность их популяции не превышала 15-20 экз.·см⁻², что было более чем на порядок меньше, чем плотность их популяции на верхних сторонах тех же плит. Поэтому в дальнейшем обрастание с нижних сторон плит не учитывали. Следует также отметить, что поселения мидий и других беспозвоночных в камере №5 рифа были представлены лишь единичными особями, поэтому функциональные характеристики для этой камеры не рассчитывались. Водоросли встречались лишь на освещенных поверхностях вне камер, поэтому плотность и состав их поселения не зависел и от геометрических характеристик рифа. Оценку интенсивности функционирования рифа производили по самым массовым видам беспозвоночных в пределах камер рифа - мидиям и спирорбисам.

На каждой учетной площадке определялась численность и общая биомасса мидий. У всех мидий измеряли длину с точностью до 0,1 мм по размерным классам 0-5 мм, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30 мм. Для мидий с рифа в целом были рассчитаны соотношения длины (L) раковины и сырой (W_{wb}) и сухой (W_{db}) массы мягких тканей (уравнения 1 и 2). Для каждого размерного класса мидий по уравнениям 1-4 были рассчитаны их физические и функциональные характеристики.

$$\text{Log } W_{wb} = -3.90 \pm 0.11 + 2.50 \pm 0.10 \text{ Log } L \quad (1)$$

$$\text{Log } W_{db} = -5.08 \pm 0.12 + 2.64 \pm 0.11 \text{ Log } L \quad (2)$$

$$C = 0.790 (1000W_{db})^{0.55} \quad (3) \quad (\text{Цихон-Луканина, 1976})$$

$$R = 0.058 W_{wb}^{0.71} \quad (4) \quad (\text{Турпаева, 1970}),$$

где W_{wb} - сырой вес мягких тканей (г), W_{db} - сухой вес мягких тканей (г), L - длина раковины (мм), C - суточный рацион (мг. сух. в-ва), R - потребление кислорода (мл $O_2 \cdot \text{ч}^{-1}$).

Учет спирорбисов производился для всей внешней поверхности раковин мидий. Для каждого размерного класса (табл. 6) мидий были получены средние значения численности спирорбисов на их раковинах.

Таблица 6. Средняя плотность популяции спирорбисов на створках раковин мидий (экз./раковину) в камерах рифа.

№ камеры	Размерная группа мидий, мм						
	0 - 5	5 - 10	10 - 15	15 - 20	20 - 25	25 - 30	30 - 35
1	0	7,18	39,68	72,18	104,68	137,18	169,68
2	0	0	12,45	59,55	106,65	153,75	200,85
3	0	9,25	10,71	88,72	49,00	101,12	-
4	0	1,01	10,50	6,00	12,00	12,00	-

Исходя из среднего индивидуального воздушно-сухого веса спирорбисов, равного 0,064 мг (Хайлов, Юрченко, 1997), был рассчитан общий вес спирорбисов на раковинах мидий на каждой из плит. Так как мидии образовали на нижних сторонах плит практически сплошной покров, а на верхних поверхностях плит плотность популяции спирорбисов была более чем на порядок ниже чем на нижней (на раковинах мидий), в дальнейшем спирорбисов с поверхности самих плит не учитывали.

Также были проведены эксперименты по накоплению растворенного органического вещества и бикарбоната, меченых C^{14} , мидиями и спирорбисами. В качестве растворенного орга-

нического вещества был использован гидролизат цистозиры (*Cystoseira barbata*), который приготавлялся путем кислого гидролиза из талломов водорослей, ассимилировавших предварительно C^{14} из меченого бикарбоната. По результатам экспериментов были построены кинетические кривые накопления бикарбоната и гидролизата цистозиры мидиями и спирорбисами, и рассчитаны скорости их потребления из воды (Поликарпов, 1972). При расчетах скоростей потребления концентрация бикарбоната была принята равной $50 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (средняя концентрация в морской воде), концентрация растворенного органического вещества - равной $10 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (характерна для прибрежных районов, подверженных эвтрофированию). Интенсивность потребления бикарбоната и растворенного органического вещества мидиями и спирорбисами из воды приведены в табл. 7.

Таблица 7. Интенсивность (час $^{-1}$) потребления растворенного гидролизата цистозиры при концентрации $10 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ и бикарбоната при концентрации $50 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ спирорбисами и мидиями. Вес в мг сухого вещества.

Питательный субстрат	Спирорбисы	Мидии	
		раковина	мягкие ткани
Гидролизат цистозиры	$7,2\cdot10^{-5}$	$2,5\cdot10^{-5}$	$1,6\cdot10^{-4}$
Бикарбонат	$3,4\cdot10^{-5}$	$2,1\cdot10^{-6}$	$5,6\cdot10^{-6}$

Функциональные характеристики камер рифа рассчитывались как суммарные удельные величины функциональных активностей особей, населяющих эти камеры. Расчет был произведен для каждой камеры в отдельности, а также для всего рифа в целом.

Плотность поселений беспозвоночных и интенсивность их функционирования в пределах рифа при прочих равных условиях может зависеть, по крайней мере, от двух факторов - от глубины и геометрии самого рифа. Глубина размещения камер рифа, так же как и их геометрия, определяет гидродинамический режим и возможность оседания личинок (Butman, 1989). В условиях изучаемого рифа эти два фактора должны накладываться друг на друга. Распределение биомассы мидий на торцах и верхних сторонах плит в расчете на единицу поверхности приведено на рис. 4.

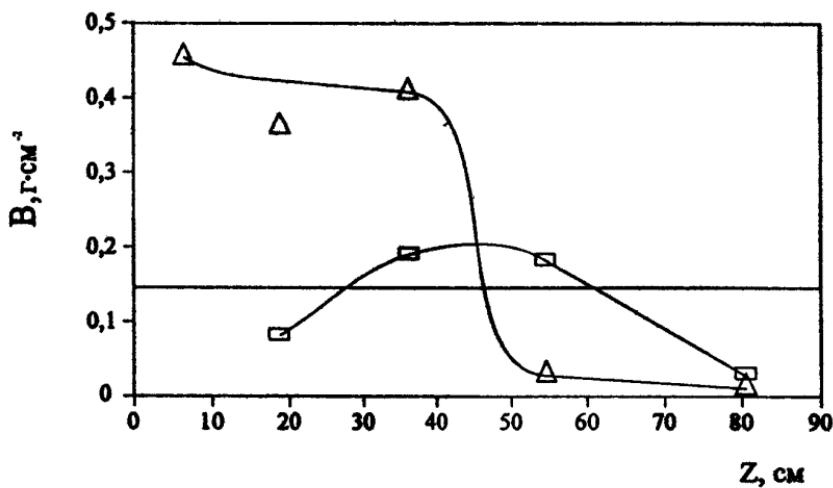


Рис. 4. Зависимость плотности популяций мидий (B) (г возд.сух.⁻² см) на учетных поверхностях рифа от глубины Z (см): (Δ) – на торцах плит, (□) – на верхних сторонах плит внутри камер, горизонтальная линия – среднее значение по рифу.

Плотность популяции мидий на верхних сторонах плит, где гидродинамический режим может зависеть также и от геометрии камер, существенно отличается от плотности популяций их торцах. На торцах плотность популяции слабо меняется от поверхности до глубины 35 см, а затем резко снижается. На поверхностях, расположенных внутри камер плотность поселений растет до глубины 35-55 см, а затем постепенно снижается. Однако, максимальная плотность поселений беспозвоночных на торцах значительно выше, чем на верхних сторонах плит. Здесь проявляется «гидродинамическое затенение» внутренних поверхностей рифа (рис. 4).

Известно, что при изменении гидродинамических условий вследствие влияния глубины и геометрии обитаемых пространств (Хайлов, Юрченко, 1997) изменяется не только плот-

ность поселений беспозвоночных, но и их размерная структура (Заика и др., 1990). Поэтому расчеты суммарного рациона и дыхания для поселений мидий производились с учетом размерной структуры их популяций.

Зависимость суточного рациона и скорости потребления кислорода (рассчитаны по уравнениям 3,4) в расчете на единицу косной поверхности рифа от глубины приведена на рис. 5.

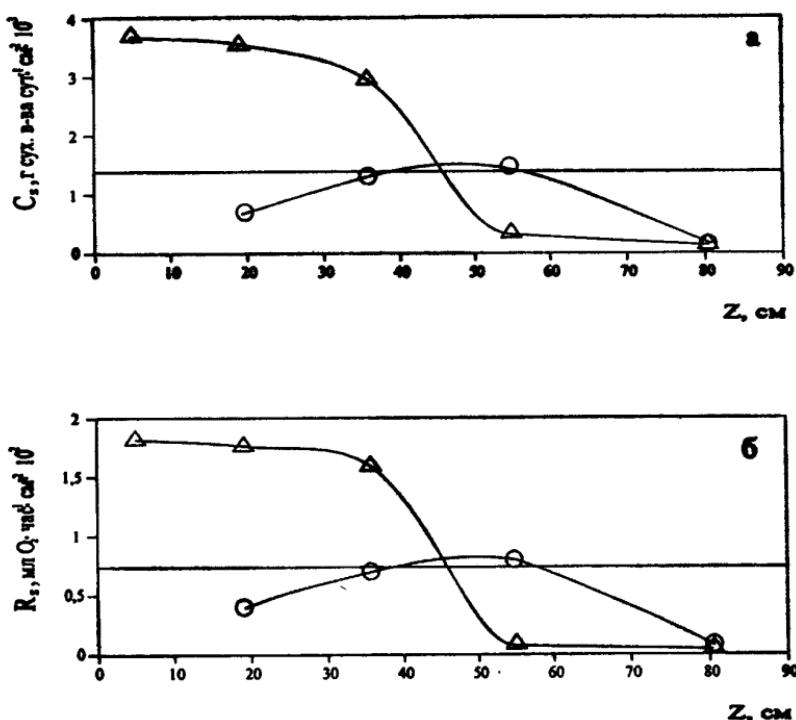


Рис. 5. Зависимость суточного рациона мидий (C_s) ($\text{г сух.в-ва}^{-1} \text{ сут}^{-2}$) (а) и скорости потребления кислорода (R_s) ($\text{мл} \text{O}_2 \text{ час}^{-1} \text{ см}^{-2}$) (б) в расчете на единицу косной поверхности рифа от глубины (Z) (см): (Δ) – на торцах плит, (\circ) – на верхних сторонах плит внутри камер, горизонтальная линия – среднее значение по рифу.

За счет изменения размерной структуры популяций кривые на рис. 5 отличаются от кривых на рис. 4, хотя их общий вид сходен. Скорость потребления кислорода и суточный рацион могут служить мерой функциональной активности популяций. Внутри камер максимальную функциональную активность в

расчете на единицу поверхности рифа имеет поселение мидий в третьей камере. На глубине от 50 см и глубже поселения мидий в камерах рифа становятся функционально более активными, чем на торцах плит. Очевидно, что на глубине более 50 см гидродинамические и сопутствующие им физико-химические условия в камерах рифа, которые частично изолированы от окружающего водного пространства по сравнению с торцами плит, более благоприятны для мидий, чем на открытых косных поверхностях. Из рис. 4 и 5 следует, что геометрия обитаемого пространства является более сильным регулирующим фактором, чем глубина.

Зависимость удельного суточного рациона и интенсивности потребления кислорода поселениями мидий в камерах рифа от параметра So/S камер приведена на рис. 6.

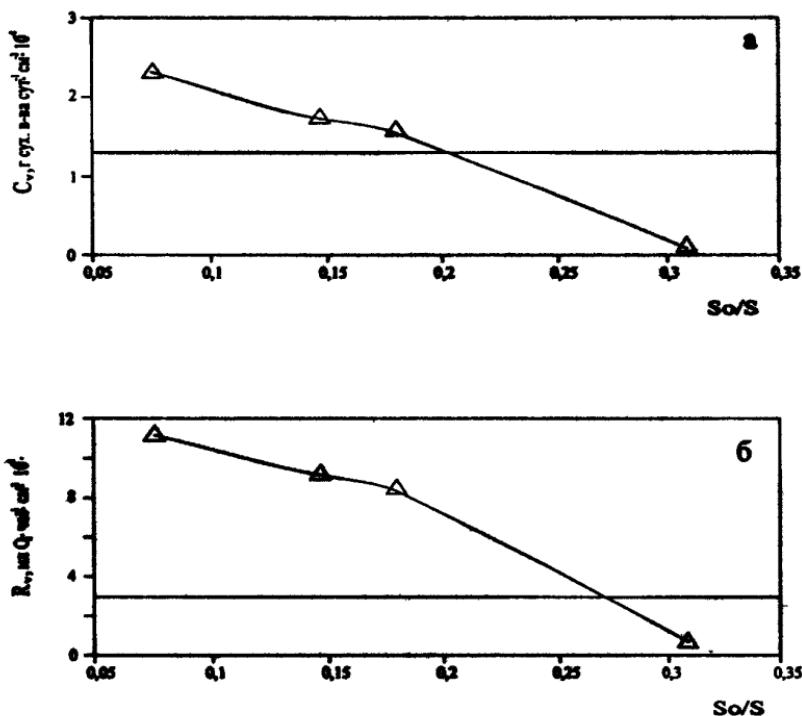


Рис. 6. Зависимость суточного рациона мидий (C_v) (а) и скорости потребления кислорода (R_v) (б) в расчете на единицу объема рифа от глубины (Z): пунктирная линия – среднее значение по рифу.

Обе величины снижаются с увеличением значений параметра So/S . Однако, в области минимальных значений So/S кривые выходят на плато и, при дальнейшем уменьшении параметра So/S , должно происходить снижение удельной функциональной активности поселений мидий. Как и все подобные зависимости, приведенные на рис. 6 зависимости должны быть одновершинными (Хайлов и др., 1992). Поэтому можно предположить, что в камерах изучаемого рифа не были достигнуты значения So/S , необходимые для выявления восходящих частей зависимостей. Однако можно утверждать, что при значениях So/S камер, реализованных в конструкции рифа, были достигнуты максимальные удельные функциональные активности для популяции мидий. Тем не менее, в условиях рифа может быть достигнута скорость потребления пищи популяцией мидий до 220 г сухого вещества в сутки на куб. метр конструкции.

По результатам радиоизотопных экспериментов по накоплению мидиями из морской воды бикарбоната и растворенного органического вещества, меченых изотопом углерода C^{14} , были рассчитаны скорости потребления этих веществ популяциями с рифа. Хотя органотрофия не является для беспозвоночных основным способом питания, а потребление бикарбоната - основным источником углерода (Хайлов, 1965), величины скоростей их потребления также могут дать представление о функциональной активности популяций.

Зависимость удельного суточного потребления бикарбоната и растворенного органического вещества популяцией мидий от параметра So/S камер приведена на рис. 7.

Здесь более явно, чем на рис. 6, виден выход кривых на плато. Оптимальными значениями So/S для камер рифа, при которых наблюдается их максимальная удельная функциональная активность, являются значения в диапазоне 0.07-0.17. В данных условиях потребление растворенного органического вещества и бикарбоната популяцией мидий может достигать соответственно $48 \cdot 10^{-1}$ и $24 \cdot 10^{-1}$ гр \cdot сут $^{-1} \cdot$ м $^{-3}$ при их концентрации во внешней среде соответственно 10 и 50 мг \cdot л $^{-1}$.

По результатам радиоизотопных экспериментов с веществами, меченными изотопом углерода C^{14} , для спирорбисов также были рассчитаны скорости потребления растворенного органического вещества и бикарбоната. Зависимость интенсивности суточного потребления растворенного органического вещества и бикарбоната в расчете на единицу обитаемого пространства рифа от параметра So/S камер приведена на рис. 8.

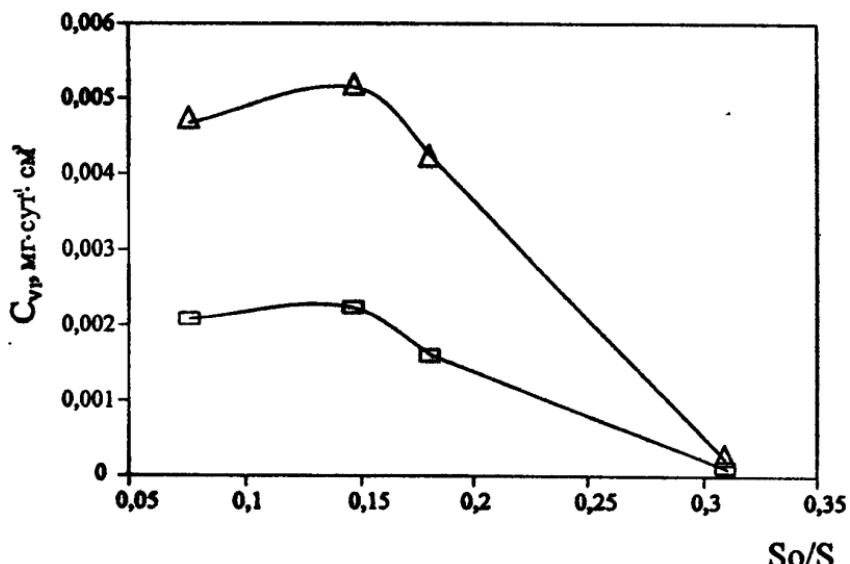


Рис. 7. Зависимость потребления мидиями растворенного органического вещества в расчете на единицу объема (C_V) от параметра So/S камер рифа: (Δ) – гидролизат цистозиры, (\square) – бикарбонат.

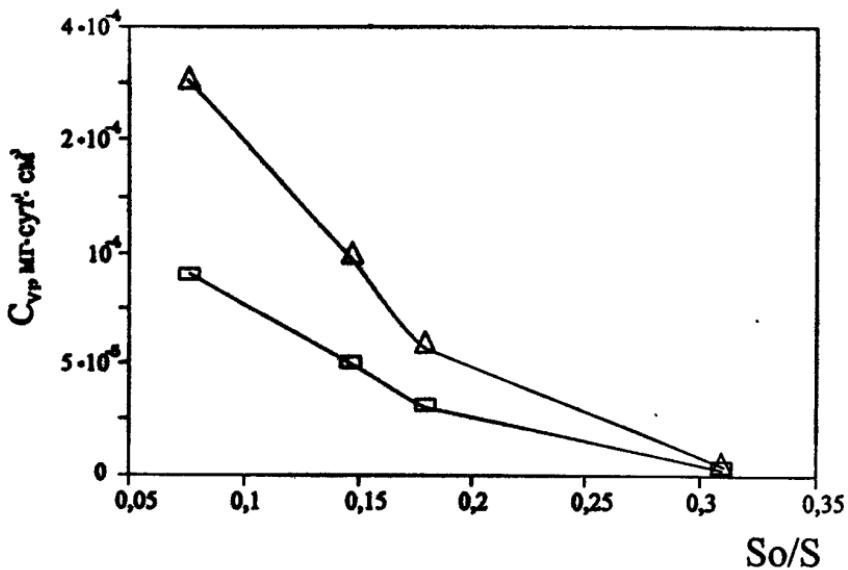


Рис. 8. Зависимость потребления спирорбисами растворенного органического вещества в расчете на единицу объема (C_V) от параметра So/S камера рифа: (Δ) – гидролизат цистозиры, (\square) – бикарбонат.

В отличие от мидий, эти кривые имеют монотонный характер. Можно предположить, что в пределах камер данного рифа не достигаются значения So/S , необходимые для выхода кривых на плато. Зависимость плотности популяции спирорбисов от значений параметра So/S имеет одновершинный характер (Хайлов, Юрченко, 1977), поэтому зависимости на рис. 8 при расширении диапазона значений So/S в меньшую сторону также должны стать одновершинными.

На рис. 4, 5, 6 средние по рифу значения соответствующих величин обозначены, линии, параллельно оси абсцисс. Средние значения величины биомассы, суточного рациона и скорости потребления кислорода для всего рифа в целом ниже, чем для большинства камер рифа и открытых косных поверхностей. Отсюда можно заключить, что конструкция данного рифа, как устройства для мелиорации морской среды, заселяемого преимущественно мидиями, не является максимально эффективной, хотя для некоторых элементов конструкции были достигнуты близкие к максимальным значения скорости потребления кислорода и рациона.

Как для мидий, так и для спирорбисов существует зависимость интенсивности функционирования популяций от геометрии обитаемого пространства. При различной геометрии обитаемого пространства формируются различные гидродинамические и физико-химические условия в этом пространстве. Естественным откликом на них является суммарная физиологическая активность населяющих это пространство организмов. Описание геометрии обитаемых пространств в единых терминах дает возможность прогнозирования интенсивности функционирования естественных поселений и экосистем, а также любых искусственных конструкций для обраствания. Следствием применения такой методологии является возможность создания теоретической базы для конструирования «биопозитивных» (а может быть и «бионегативных») конструкций.

Изучение распределения плотности поселений беспозвоночных на искусственном рифе и расчет их функциональной активности на разных частях рифа позволил установить наличие зависимостей интенсивности функционирования камер рифа от их геометрических характеристик и от глубины расположения заселяемых поверхностей в море. Для создания конструкции с максимальными величинами потребления веществ в расчете на единицу объема, заселяемой преимущественно ми-

диями, для данных условий оптимальные значения параметра So/S находятся в диапазоне 0,07-0,17 при глубине расположения заселяемых поверхностей 0 - 0,5 м. При этом скорость потребления пищи теоретически может достигать внутри камер конструкции 220 г сухого вещества в сутки на куб. метр конструкции. Потребление растворенного органического вещества и бикарбоната может достигать соответственно $48 \cdot 10^{-1}$ и $24 \cdot 10^{-1}$ $\text{гр} \cdot \text{сут}^{-1} \cdot \text{м}^{-3}$.

Интенсивность потребления пищи популяцией спирорбисов в условиях рифа на несколько порядков ниже, чем популяцией мидий вследствие относительно малой доли их массы в составе обрастаия рифа. Однако скорость потребления ими растворенного органического вещества и бикарбоната также зависит от геометрических параметров обитаемого пространства. Это свидетельствует о принципиальной возможности создания интенсивно функционирующих конструкций, заселенных организмами любого размера.

Так как геометрия обитаемого пространства является одним из немногих факторов, подвластных регулировке со стороны человека, создание искусственных конструкций для обрастаия должно опираться на детальную разработку их геометрии.

1.2.3. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ВОДНЫЕ БИОКОСНЫЕ ФИТОСИСТЕМЫ (СТРУКТУРА, ФУНКЦИЯ).

Экспериментальные конструкции, помещаемые в водоем, через определенное время обрастают водорослями. Экспериментальная конструкция и формируемый на ней фитоценоз водорослей вместе образуют биокосную фитосистему (БФ), структура и функция которой во многом определена структурой экспериментальной конструкции (Хайлов и др., 1992, 1994, 1995, 1998; Хайлов, Юрченко, 1997; Празукин, Хайлов, 1998). Количество продуцируемой фитомассы, а значит количество возможно получаемого урожая, что в первую очередь интересует пользователя, напрямую связано с количеством потребленной растениями фотосинтетически активной радиации (ФАР) и питательных веществ. В наземной фитоценологии большое внимание уделяется изучению и практическому использованию различных приемов, направлений на повышение эффективности использования ФАР сельскохозяйственными культурами. В первую очередь это создание посевов или насаждений с оптимальной для этого пространственной структурой (Ничипорович, 1982, Росс, 1975). В фитоаквакультуре при выращивании водорослей на "рифовых" конструкциях используются те же принципы. Однако приемы практической реализации этих принципов здесь несколько иные в силу специфики водной среды и выращиваемых объектов - водорослей, у которых отсутствуют специализированные органы для поглощения питательных веществ. Важным здесь является оптимизация условий роста водорослей за счет размещения в пространстве дополнительной обрастающей поверхности и создания оптимальных условий обитаемого пространства. В этой связи базовыми геометрическими характеристиками экспериментальных конструкций является размер заселяемой поверхности, размер обитаемого пространства, а также размер "трофического окна" определяющего поступление вещества и энергии в обитаемое пространство. За счет изменения соотношений названных параметров осуществляется управление количеством и качеством создаваемой фитомассы.

На стр. 25 подробно обсуждаются экологические требования к искусственным "рифовым" конструкциям, при соблюдении которых плотность и состав фитообрастания могут регулироваться через геометрические параметры моделей.

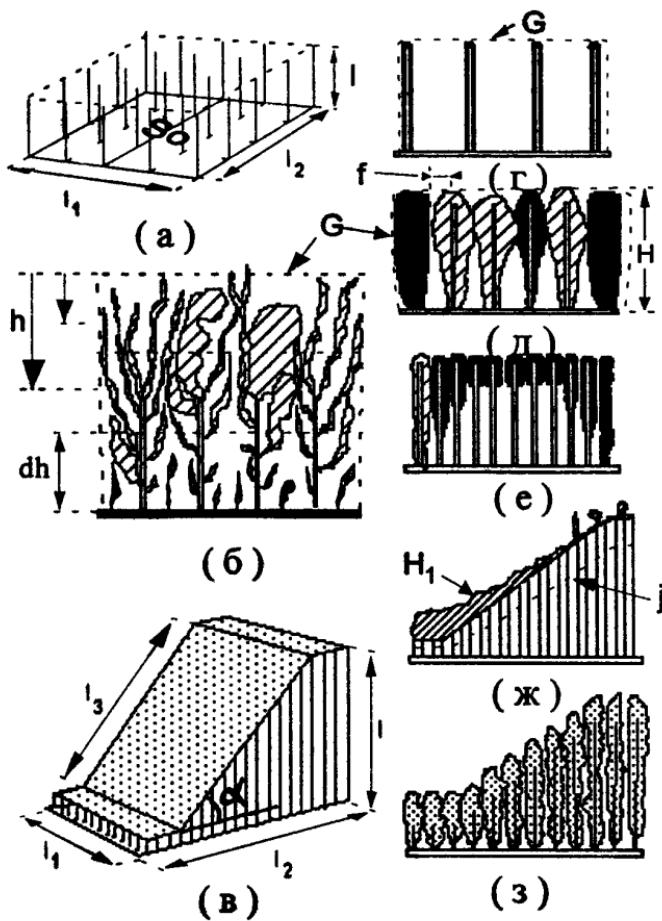


Рис.9. Схемы двух типов экспериментальных конструкций (модулей) для фи-тообразования со стержневыми структурными элементами с одинаковой (а) и разной длиной (в, модуль - "склон"). (б,ж,з) - стержневые структуры, обросшие многоклеточными и (г-е) - диатомовыми водорослями при разной плотности расположения структур в модуле (N/S_0 : 0.054 (б,г); 0.188 (ж,з); 0.284 (д) и 1.068 (е) $\text{экз.}/\text{см}^2$). 1 - длина стержневой структуры; 11,12 и S_0 - линейные разме-ры и поверхность "дна" модуля; 13 - длина поверхности склона модуля, проходящего по верхушкам опорных структур и угол ($\alpha = 35^\circ$) наклон этой

Рассмотрены разные типы рифовых структур. В данном разделе на примере одного типа экспериментальных конструкций продемонстрирована возможность управления качеством и количеством "урожая" одноклеточных и многоклеточных водорослей геометрическими параметрами конструкций.

Экспериментальные конструкции, их физико-биологические параметры и условия проведения экспериментов. Использовались специально изготовленные малоразмерные конструкции (модули, рис. 9а,в). Опорными элементами модулей являются круглые (диаметр 0.35 см) пластиковые стержни вертикально жестко закрепленные на поверхности (S_0 - поверхность "дна" модуля; $S_0 = l_1 \times l_2$, где l_1 и l_2 - линейные размеры) четырехугольной пластиковой пластины.

Стержни образуют частокол, который ограничивает определенный геометрический объем ($V_r = l_1 \times l_2 \times l$, где l - длина стержня), часть которого занята стержнями (V_s), а свободное пространство - водой ($V_f = V_r - V_s$). Поверхность всех стержней (S_s) и поверхность горизонтальной пластины - "дна" модуля, не занятая стержнями (S_f) вместе составляют общую поверхность модуля ($S = S_f + S_s$).

Исследования проводили в течение трех лет. В 1990 г. - в серии из 6 модулей (первый тип экспериментальных конструкций, рис. 9а) при одинаковых значениях S_0 (900 см²) и V_r (9000 см³) задавалась разная плотность расположения опорных структур (N/S_0 : 0.03; 0.05; 0.28 и 1.07 экземпляр см⁻², рис. 9 г-е) с одинаковыми значениями l (10 см) и d (0.35 см). Объем свободного пространства при максимально задаваемой плотности расположения структур (1.07 экз. см⁻²) не снижался ниже 90% от объема модуля. Модули с плотностью 0.03 и 0.05 экз. см⁻² были представлены двумя параллельными сериями.

Модули закреплялись на горизонтальном стенде, на расстоянии 70 см друг от друга, что позволяло избежать взаимного затенения. Размещение конструкций на одном стенде делало возможным выдерживать строго одинаковую ориентацию всех

поверхности к поверхности "дна" модуля. G - внешняя граница биокосной фитосистемы (БФ) в случае обрастания конструкций многоклеточными (б) и диатомовыми (г, д) водорослями; H - высота полога БФ; h - расстояние от верхней границы БФ до середины любого двухсантиметрового (dh) участка полога. f - высота фитооброста колоний диатомовых водорослей на стержневых структурах. j - нижняя граница сомкнутой части полога. H_1 - верхний участок полога (косая штриховка).

модулей в пространстве, а также равное их удаление от поверхности воды (1.2 м) и дна (0.5 м). В 1990 г. стенд с модулями экспонировали в два срока.

(с 17 апреля по 16 мая и с 19 мая по 17 июля) в защищенной от волн прибрежной части Черного моря вблизи источника эвтрофирования (Карантинная бухта, г. Севастополь). В первый срок конструкции естественным образом обрастили диатомовыми водорослями.* Во второй срок (20 суток) модули естественным образом заселялись многоклеточными (*Ulva rigida* Ag., *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link.) и диатомовыми водорослями. Доля последних вместе с мелкими проростками многоклеточных водорослей в общей массе фитообрастаний - составляла менее одного процента*.

В 1991 г. использовались конструкции двух типов. Конструкции первого типа, те, что использовались в 1990 г. (рис. 9а), второго типа - у которых частокол опорных структур вследствие их разной высоты имел форму, напоминающую склон горы (модуль - "склон", 1 - 2-33 см, l_1 - 30 см, l_2 - 62.5 см, l_3 - 55 см, α - 35°, N/S_0 - 0.19 экз. см⁻², рис. 9в). Модули, как и в 1990 г., размещали на горизонтальном стенде и экспонировали в том же месте. Конструкции первого типа за 14 суток (с 7 по 20 мая) обрастили диатомовыми водорослями*. Модуль "склон" экспонировался в течение 123 суток с 23 мая по 24 сентября. За время его пребывания в море наблюдалась смена видового состава фитообрастаний. К моменту съемки фитообрастающий комплекс состоял из многоклеточных и диатомовых водорослей (рис. 9ж).

В 1994 г. использовали модуль "склон" (рис. 9в), который, как и в предыдущие годы, размещали в том же месте с 11 октября по 13 декабря (63 суток). Модуль обрастил преимущественно многоклеточными водорослями (рис. 9з).

Во всех выше описанных случаях после экспозиции модули с фитообрастанием промывали в морской воде и высушивали. Учет фитомассы на осевых структурах и на "дне" модуля проводили отдельно. Затем растительный полог разбивали на участки (d_h) по 2 см (рис. 9б). На каждом из них учитывалась сухая фитомасса водорослей ($W_{сух}$).

Оценку фитообрастаний проводили по параметрам: W/S_i , мг(сух) см⁻² - количество сухой фитомассы на единицу обра-

* Определение видового состава диатомовых водорослей проведено сотрудниками ИнБЮМ НАНУ В. А. Чепурновым и Л. И. Рябушко.

тающей поверхности стержневой структуры; W/S_0 мг(сух) см⁻² - количество сухой фитомассы на единицу поверхности "дна" модуля; $C_w = W / V_f$ мг(сух) см⁻³ - концентрация сухой фитомассы в свободном пространстве модуля.

Феноменологическое описание фитоценозов экспериментальных конструкций. В мае 1990 г. на модулях первого типа (рис. 9а) формировался фитоценоз из диатомовых водорослей (*Licthophora flabellata*, *Navicula ramosissima*, *Nitzchia tenuirostris*, *Melosira moniliformis*). По массе доминировала - *L. flabellata*. Вертикальное распределение концентрации фитомассы (C_w) в пологе ценоза описывалось одновершинными кривыми (рис. 10). Причем, с увеличением плотности расположения стержневых структур максимум C_w смещался ближе к верхней границе полога, увеличивалась доля незаполненного пространства (Празукин, Хайлор, 1998).

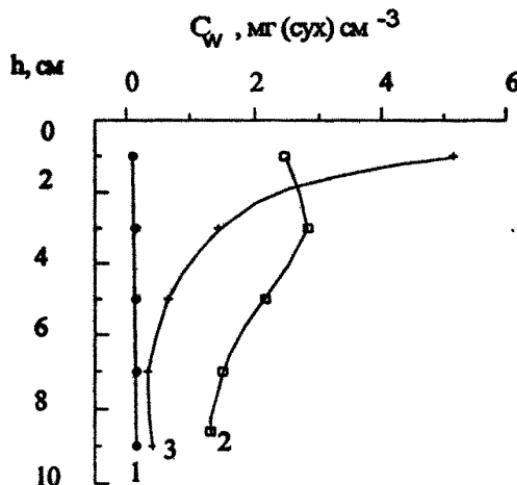


Рис.10. Распределение концентрации (C_w , мг(сух.) см⁻³) сухой массы диатомовых водорослей по вертикальному профилю (h) экспериментальных конструкций (май, 1990 г.) с разной плотностью расположения стержневых структур: 1 - 0.028; 2 - 0.054; 3 - 0.284; 4 - 1.068 экз/см².

В мае 1991 г. на этих же конструкциях формировался диатомовый фитоценоз, но уже с другим видовым составом. Причем вертикальные распределения концентрации фитомассы в пологе этого ценоза буквально повторяли распределения C_w

мая 1990 г. При невысокой плотности расположения стержневых структур (0.05 экз см^{-2} рис. 9г) их поверхность по всей длине одинаково освещалась и поэтому равномерно покрывалась тонким ($F = 2.4$ мм) слоем диатомовых водорослей (*L.flabellata*, *L.ehrenbergii*). При плотности расположения стержневых структур 0.28 и 1.07 экз. см^{-2} (рис. 9д,е), имело место световое и гидродинамическое затенение обитаемого объема, усиливающиеся по мере формирования фитоценоза. Состав фитообрастаний в этих условиях увеличивался до 9 видов. Доминирующим видом являлась *Berkeleya rutilans*. Колонии этого вида, определяли и максимальную высоту оброста ($F = 6$ и 3 мм, соответственно при плотности расположения стержней 0.28 и 1.07 экз см^{-2}).

Оценка видового состава фитообрастаний на стержневых структурах при плотности их расположения 1.07 экз. см^{-2} показала, что по всей длине доминирующее положение занимала *B.rutilans*. Причем на верхушках стержней этот вид формировал объемные колонии в виде тяжей, которые переплетаясь образовывали выше сплошной "ковер". В свою очередь *B.rutilans* обрастила колониями *L.flabellata* и *L.ehrenbergii*. Последние два вида селились и на поверхности стержней. В верхней их части обнаруживались и колонии *M.moniliformis* и *Synedra fabulata* и единичные клетки *Cylindrosheca closferium*, *N.tenuirostris* и *Synedra undulata*. В нижней части видовой состав оброста сокращался до четырех видов, ведущее положение сохранял *B.rutilans*, субдоминантом являлась *L.flabellata*. Хорошо обнаруживались колонии *S.fabulata* и встречались единичные клетки *Donkinia recfa*.

На конструкциях второго типа - "склон" (рис. 9в, экспозиция с 23 мая по 24 сентября, 1991 г.) формировался растительный полог (рис. 9ж) из многоклеточных (*Cladophora albida* (Huds.) Kutz., *U. rigida* Ag., *Bryopsis* sp., *Ceramium* sp.) и одноклеточных (по массе преобладали диатомовые, видовой состав не определялся) водорослей. Последние составляли примерно 30% от всей массы обрастаний модуля. В отличие от других многоклеточных, церамиум представлен только в виде небольших проростков. На рис. 11, в нормированном виде, представлены кривые вертикального распределения концентрации массы растений в пологе. С увеличением высоты полога изменяются кривые вертикального распределения C_w . Положение максимума кривых перемещается в более высокие слои полога. При высоте полога 7 см (высота стержней 3.5 см) кривая распреде-

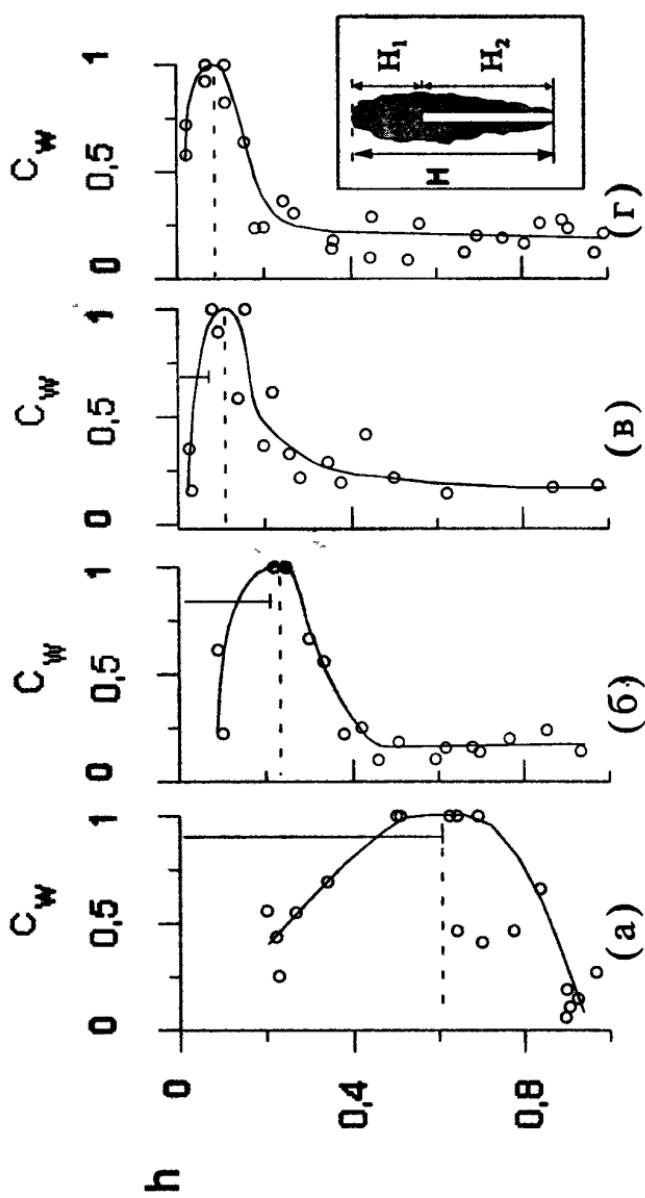


Рис. 11. Распределение концентрации (C_w , нормирована по максимальной величине) сухой массы водорослей (вместе макрофиты и драгомовые водоросли) по вертикальному профилю их полога (h) на экспериментальной конструкции "склон" (сентябрь, 1991 г.) при разной высоте стержневых структур: (а) - 3,5; (б) - 15; (в) - 23; (г) - 34 см. h - нормировано по нижней границе полога. Вертикальной линией показана нормированная толщина верхнего участка полога (H_1). Положение верхнего (H_1) и нижнего (H_2) участков полога показано на врезке.

ления близка к симметричной относительно максимума, который располагается примерно на расстоянии половины высоты полога. В этом случае, растения наиболее полно осваивают пространство (рис. 11а). С увеличением высоты полога заполнение растениями пространства снижается.

Крайне выраженная асимметрия кривой распределения C_w наблюдается при высоте полога 34 см (рис. 11г). Примерно 50% от всей фитомассы сосредоточивается в верхнем пятисантиметровом слое, который занимает примерно 1/7 часть высоты полога. Важно то, что независимо от видового состава фитообрастаний и от высоты полога максимум концентрации фитомассы располагается примерно на расстоянии (3-4 см) от верхней границы, а его величина варьирует в относительно узком диапазоне (9 - 16 мг см^{-3}).

Как можно видеть из рис. 9б, д-з и на врезке рис. 11, полог из одноклеточных и многоклеточных водорослей делится на две части, одна формируется в пределах высоты стержневых структур (H_2), а другая, верхняя (H_1). Важной отличительной особенностью этих участков состоит в том, что растения нижней части полога при формировании собственной структуры обитаемого пространства испытывают большое влияние пространственной структуры экспериментальной конструкции и экранирующее воздействие со стороны растений верхнего участка, тогда как последние не экранируются и в меньшей степени связаны с параметрами конструкции.

На рис. 11, толщина верхней части полога показана вертикальной линией, максимум C_w располагается независимо от высоты немного ниже высоты стержней. Отметим, что в верхней части полога, с продвижением вглубь, концентрация фитомассы увеличивается, тогда как в нижней - снижается. Верхняя часть формируется небольшими слоевищами многоклеточных водорослей, а нижняя - одноклеточными и небольшими проростками церамиума. Количественные соотношения и взаимное расположение названных групп растений меняются с высотой стержней.

При высоте стержней 3,5 см (рис. 11а) обе части полога формируются преимущественно многоклеточными водорослями, растущими на стержнях и на "дне" модуля примерно так, как показано на рис. 9б. Колонии диатомовых располагаются в нижней части. По всей длине стержней и на "дне" модуля они

образуют сплошной слой. В целом достигается относительно полное заполнение пространства растениями.

При длине стержней 15 и 23 см (рис. 11б,в) небольшие слоевища многоклеточных водорослей располагаются только в верхней части полога (т.е., выше стержневых структур), высота которого достигала, соответственно, 3.5 и 1.5 см. Макрофиты образовывали сплошные заросли, среди которых располагались колонии диатомовых. Несколько ниже формировались сплошные заросли из диатомовых и проростков многоклеточных. Вместе макрофиты и диатомовые водоросли создавали плотные заросли шириной примерно 4 - 5 см. При высоте опорных структур 34 см (рис. 11г) кустики макрофитов располагались на верхушках структур редко и случайным образом (рис. 9ж), что позволяло диатомовым водорослям и небольшим проросткам макрофитов, не выходя за пределы границ модуля, формировать плотные заросли в верхнем, четырехсантиметровом слое. В целом независимо от высоты опорных структур сплошные заросли растений (сомкнутый полог) формировались в верхнем 4-5 см слое (рис. 9ж, рис. 11), где сосредотачивается до 50-70% всей массы растений.

На модулях этого же типа ("склон" рис. 9в) в декабре, 1994, за 63 суток формировался полог (рис. 9з) из преимущественно красных, водорослей (*Ceramium* sp., *Polysiphonia* sp., *Callithamnion corymbosum*, *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link.). Диатомовые: *Licmophora* sp., в общей массе, составляли ничтожно малую долю. Наблюдения показали, что за время экспозиции, в результате штормовых условий, происходило небольшое прореживание растений, растущих на верхушках опорных структур. Возможно поэтому, водоросли по всей длине стержней обрастили относительно равномерно (рис. 9з, рис. 12). Ведущее положение в сообществе фитообрастаний занимал церамиум, который густо заселялся невысокими кустиками по всей длине стержней, и более крупными - на верхушках, образуя небольшие "шапки". Поверх церамиума, в верхней части стержней, располагались полисифония и энтероморфа, а в средней и нижней - каллитамнион. Последний образовывал сплошные заросли. В отдельных пробах, на верхушках стержней, ведущее положение по массе занимала полисифония. Небольшие, шаровидной формы колонии диатомовых водорослей эпифитировали слоевища церамиума и полисифонии, верхней и средней частях стержней.

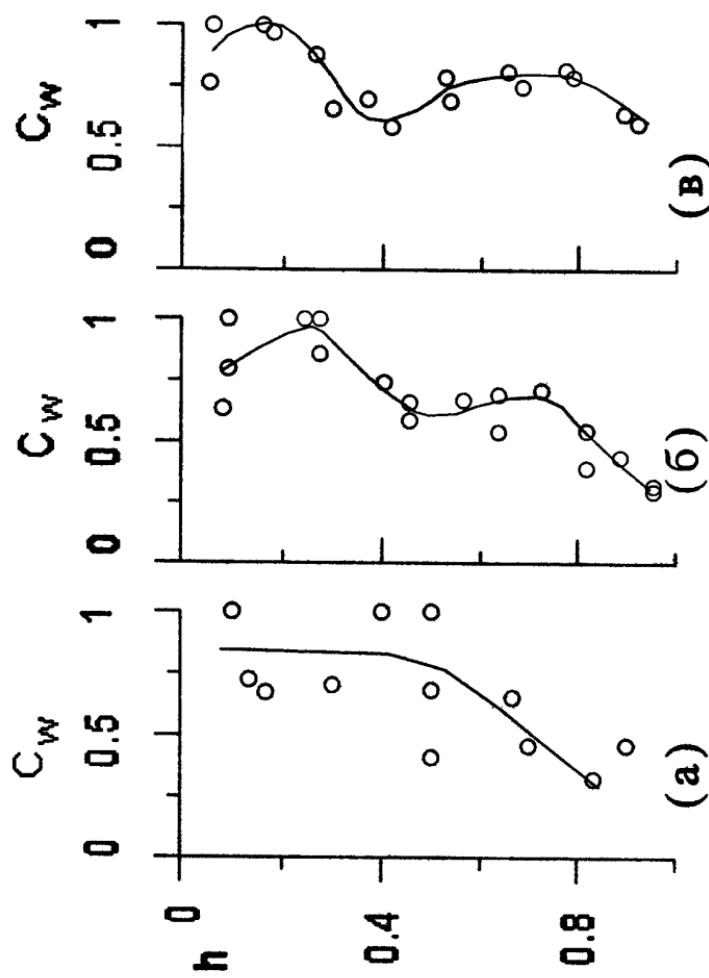


Рис.12. Распределение концентрации (C_w нормирована по максимальной величине) сухой массы многоклеточных водорослей по вертикальному профилю их полога (h) на экспериментальной конструкции "слой" (декабрь, 1994 г.) при разных высоте стержневых структур: (а) - 6.5; (б) - 10; (в) - 15 см. h - нормировано по нижней границе полога.

В целом, по профилю полога, независимо от его высоты (рис. 12) наблюдается относительно равномерное распределение концентрации массы водорослей. Обнаруживаются два максимума C_w , в верхней части полога и менее выраженный - в нижней.

Пространственная структура фитоценозов искусственных рифовых конструкций в сравнении с естественными фитоценозами. На искусственных конструкциях формируется фитоценоз с определенной пространственной структурой. Принципы ее формирования те же что и у естественных фитосистем.

Определяющими в формировании пространственной структуры в том и другом случае выступают одни и те же, трофические регуляторы и в первую очередь свет (фотосинтетически активная радиация, ФАР). Неравномерное распределение листовой поверхности в пологах наземных растений определяется неравномерным распределением в них ФАР и различной потребностью видов растений к уровню освещенности. Каждый вид растений формирует максимум листовой поверхности в оптимальных для него условиях, где поглощенная его листьями ФАР близка интенсивности радиации приспособления и КПД газообмена максимален. Чаще наблюдается одновершинность в распределениях концентрации фитомассы и листовой поверхности, с преимущественным расположением максимума в верхних горизонтах полога (Росс, 1975; Тооминг, 1967, 1984; Тамметс, Тооминг, 1985).

Сравним фитоценозы искусственных конструкций первого типа с моновидовыми посадками сельскохозяйственных культур и фитоценозы экспериментальных конструкций "склон" с фитоценозом леса. В моновидовых посадках сельскохозяйственных культур при невысокой плотности расположения растений и при небольшой их высоте формируется полог с относительно равномерным распределением листовой поверхности (Тамметс, Тооминг, 1985; Росс, Нильсон, 1966). Увеличение плотности посадки растений или увеличение высоты посева ведут к выраженной асимметрии распределения листовой поверхности (Росс, Нильсон, 1966), подобно той, какую мы наблюдаем на конструкциях при плотном расположении стержневых структур (рис. 9е, 10, кривая 3). Формирующийся на конструкциях фитоценоз ведет себя подобно моновидовой системе, аддитивные возможности которой определяются возможностями одного вида. В отсутствии светового градиента по верти-

кальному профилю модуля *L. flabellata*, *L. ehrenbergii* равномерно распределяются по всей длине стержней (рис. 9г). При плотном расположении стержневых структур (рис. 9д, е), при возникновении светового градиента, устанавливается одновершинное распределение C_w (рис. 10, кривые 2,3), отражающее главным образом распределение доминирующего вида (например, *B. rutilans*, как это имело место на конструкциях в мае 1991 г.).

В сентябре, 1991 г. вертикальные распределения концентрации массы водорослей на модулях типа "склон" (рис. 9ж, 3) напоминают распределения концентрации массы листьев в высокорослом, частом древостое сосняка. Сомкнутый полог крон деревьев препятствует формированию мощного подлеска или делает его невозможным. Пространство ниже полога в основном заполнено несущими структурами - стволами деревьев (у наших экспериментальных конструкций их аналогами являются вертикально располагающиеся стержни). В декабре, 1994 г. распределение водорослей на модулях этого же типа (рис. 9з) напоминает распределение листьев в высоком, но редком древостое сосняка. При наличии световых "окон", в сосняке, формируется многоярусный и одновременно многовидовой подлесок, чем достигается более равномерное и полное заполнение листьями обитаемого пространства (Карманова и др. 1987; Ястребов, Познанская, 1993). На конструкциях (рис. 9з) вследствие периодического прореживания водорослей на верхушках стержневых структур возникали световые "окна", что делало возможным водорослям относительно равномерно распределяться по высоте всего полога. Энтероморфа и полисифония располагались только в верхней части полога, а калитамнион - в средней и нижней. Церамиум встречался по всей высоте. Возможно, что такое расположение водорослей позволяло формирующему фитоценозу во всем занимаемом им объеме усваивать свет с максимальным КПД.

Связь параметров фитоценозов обрастания с длиной светового пути. Приведенные результаты показывают, что одним из определяющих факторов распределения фотосинтезирующей поверхности в пространстве является длина светового пути от верхней границы полога до любой точки в его объеме. Это же расстояние является и расстоянием метаболического пути питательных веществ от верхней границы полога до любой его точки в пространстве и обратно для продуктов метаболизма. Па-

раметром, усредненно отражающим этот путь, является соотношение между объемом биокосной системы (V) и площадью поверхности верхней границы полога, "светового окна" (S_{lw}), $V/S_{lw}=L$, см.

На рис. 13 показана связь фитомассы на единицу обрастающей поверхности (W/S), и ее концентрации C_w и "урожая" водорослей (W/S_0) с длиной метаболического пути (L) в растительных пологах на модулях и в естественных зарослях популяции цистозиры.

В пологах на модулях с увеличением длины метаболического пути (L) чаще наблюдается снижение W/S (рис. 13а) и C_w (рис. 13в). Объясняется оно тем, что с увеличением длины метаболического пути увеличивается доля незаполненного растениями пространства (рис. 11).

При плотном расположении стержней (рис. 9д,е) недозаполненность пространства вызвана световым и вероятно биогенным лимитированием роста водорослей в нижней части полога (рис. 13, линии 2-4). При редком расположении стержней (рис. 9г) - недостатком обрастающей поверхности модуля (снижение C_w (рис. 13в, линия 1)). Отсутствие явных зависимостей W/S и C_w от L в растительных пологах на экспериментальных конструкциях и в естественных зарослях популяции цистозиры (рис. 13а, линии 1 и 5, и рис. 13в, линии 5 и 6) объясняется относительно равномерным распределением фитомассы водорослей в объеме систем.

Заслуживает внимания сравнение фитосистем в состоянии их разной зрелости на 29 и 86 сутки пребывания модулей в море (рис. 13 соответственно линии 4 и 5). На 29 сутки фитоценоз еще не обладает полным набором возможностей для освоения пространства (стержни обрастают небольшими проростками церамиума и колониями диатомовых водорослей), а поэтому предоставляемое растениям пространство в результате увеличения длины стержней не может быть освоено ими полностью (рис. 13в, линия 4). На 86 сутки видовой состав фитоценоза расширяется до 5 видов, и в соответствии со структурно-функциональными особенностями каждого вида растения более равномерно заполняют пространство не зависимо от высоты полога (рис. 12, рис. 9з). Тем самым W/S и C_w с увеличением L удерживаются на относительно постоянном уровне (рис. 13а,в, линия 5).

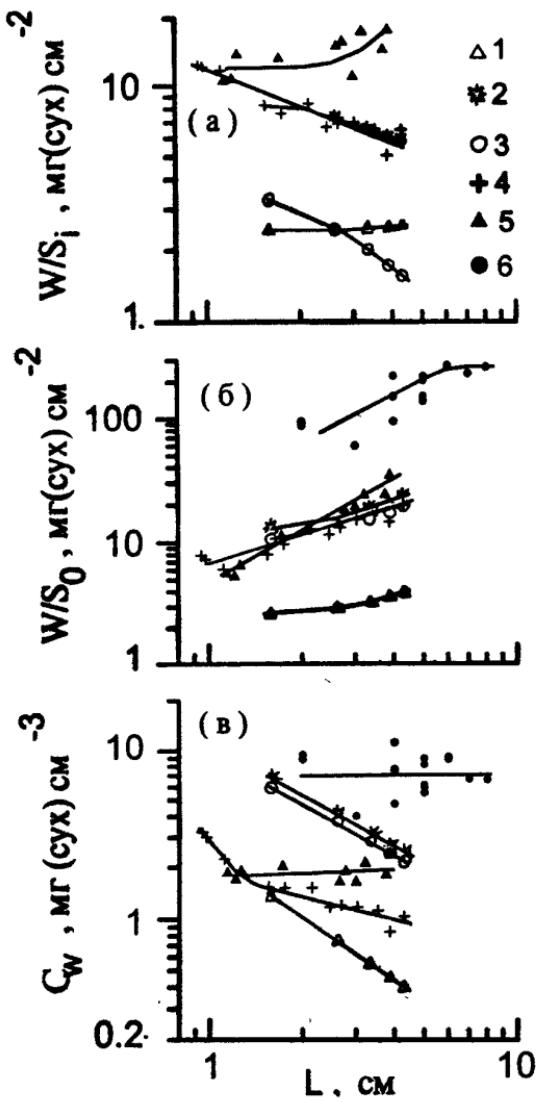


Рис.13. Связь фитомассы на единицу обрастающей поверхности (W/S_i , $\text{мг}^*\text{см}^{-2}$, а), и ее концентрации (C_w , $\text{мг}^*\text{см}^{-3}$, в) и "урожая" водорослей (W/S_o , $\text{мг}^*\text{см}^{-2}$, б) с длиной метаболического пути (L , см) в растительных пологах на экспериментальных конструкциях (1-5) и в естественных зарослях популяции цистозиры (6). 1-3 - диатомовые водоросли на конструкциях первого типа (N/S_o : 0.054; 0.284; 1.068 экз./ см^2 , соответственно). Многоклеточные водоросли на конструкциях второго типа на 29 (4) и 86 (5) сутки экспозиции в море.

У всех рассмотренных фитосистем (рис. 13в) наибольшая плотность заселения пространства происходит при относительно небольшой длине метаболитического пути (L). Причем в этих условиях концентрация массы одноклеточных водорослей на конструкциях с высокой плотностью расположения стержней совпадает с концентрацией массы в естественных зарослях многоклеточных. В фитоценозах, формируемых только диатомовыми водорослями (рис. 13в, линии 1-3) или по преимуществу проростками церамиума (линия 4) с увеличением L концентрация фитомассы снижается, а в поливидовых сообществах сохраняется неизменной (линия 5). Не изменяется C_w с увеличением L и в естественных зарослях популяции цистозиры. Возможно, в пологе цистозиры, благодаря разновозрастной структуре популяции, достигается относительно равномерное вертикальное распределение фитомассы.

Между характеристикой "урожая" W/S_0 и длиной метаболитического пути в пределах наших наблюдений существует положительная связь (рис. 13б). На модулях одноклеточные и многоклеточные водоросли при одной и той же длине метаболитического пути создают на единице поверхности "дна" примерно одинаковую фитомассу (в стационарном состоянии). Однако они на порядок проигрывают естественным зарослям цистозиры, что, возможно, объясняется тем, что стволы слоевищ цистозиры (ее "опорные структуры"), в отличие от стержней конструкций, участвуют в формировании фитомассы. Немаловажно и то, что формирование структуры обитаемого пространства полога цистозиры от начала до конца осуществляется естественным образом, тогда как структура обитаемого пространства фитоценоза, формируемого на модулях во многом предопределена пространственной структурой конструкции. Количество фитомассы на модулях существенным образом зависит не только от количества обрастающей поверхности, но, что весьма существенно, и от организации обитаемого пространства.

Управление "урожаем" (*standing stock*) фитообразаций параметрами конструкций. С давних времен, в практике земледелия, изменение высоты и густоты посева являлись важными приемами в управлении урожаем. Таким же важным приемом, в садоводстве, является обрезка деревьев, формирование кроны определенной формы и размера (Агафонов, 1979; Витковский, 1984). В последнем случае, решающим является положение скелетных элементов растения в пространстве кроны и плотность

их размещения, что в свою очередь определяет размещение листовой поверхности в пространстве. Показано что наиболее продуктивными являются деревья с небольшой шарообразной кроной (Витковский, 1984). С большим успехом используются плоские кроны, пальметты (Березовский, 1972). Названные приемы позволяют пространственно оптимизировать кроны и растительные пологи по отношению к ФАР (Нильсон, 1977; Нильсон и др., 1977) и тем самым повысить эффективность использования энергии солнечной радиации. Эти же цели преследуются и в фитоаквакультуре при создании "рифовых" конструкций в условиях повышенного содержания биогенных элементов в среде (Хайлов и др. 1992, 1994, 1995, 1998; Празукин, Хайлов, 1998). В условиях повышенного содержания биогенных элементов в воде и при насыщающем уровне освещения недостаток физической поверхности, пригодной для обрастаия, является сдерживающим фактором в формировании дополнительного количества биомассы бентосных одноклеточных водорослей. Создание развитой искусственной поверхности в толще воды позволяет снять это ограничение и значительно расширить возможности бентосных растений в освоении водного пространства.

Одним из приемов расширения обрастающей поверхности является увеличение ее концентрации в объеме ($C_s = S/V_f$). Важно при этом учитывать, что увеличение C_s сопровождается уменьшением объема свободного пространства экспериментальной конструкции ($V_f = S_0 / (4 - \rho d_2 N/S_0)/4$), потенциально возможного для заполнения водорослями. Свободное пространство после его заселения водорослями становится их обитающим пространством. Выбор оптимального соотношения между количеством обрастающей поверхности и количеством свободного пространства (S/V_f) является важным условием при создании "искусственных рифов" целевого назначения.

На рис. 14 показано как в зависимости от изменения соотношения S/V_f происходит качественная и количественная перестройка фитоценоза на экспериментальных конструкциях. Крупные растения предпочитают большой объем свободного пространства при относительно небольшом количестве обрастающей поверхности (низкие значения S/V_f), поскольку основная их масса формируется на значительном расстоянии от поверхности. В этом случае, объем свободного пространства является определяющим фактором в формировании фитоценоза на мо-

дулях. Напротив, мелкие растения, и в первую очередь одноклеточные сосредоточены вблизи обрастающей поверхности, и для них не требуется значительного свободного пространства. Поэтому их общая масса в первую очередь определяется размерами обрастающей поверхности модуля (рис. 14).

Увеличение общей поверхности экспериментальной конструкции и одновременно уменьшение свободного пространства оказывают обобщенное действие на величину создаваемого "урожая" (W/S_0). В диапазоне значений S/V_f от 0.03 до 0.3, см^{-1} , увеличение плотности расположения стержневых структур, оказывает стимулирующее действие на рост диатомовых водорослей; количество растений на единицу обрастающей поверхности (W/S_i) увеличивается (рис. 14а). Одновременно происходит экспенсивное увеличение общей массы растений за счет расширения площади обрастающей поверхности. В итоге концентрация массы водорослей в свободном объеме модуля (C_w , рис. 14в) и количество массы на единицу поверхности "дна" (рис. 14б) увеличиваются. Однако при соотношении S/V_f больше 0.3 см^{-1} , вследствие затеняющего эффекта, растения располагаются только в верхней части опорных структур (рис. 9е, рис. 10, кривая 3) и W/S_i снижается (рис. 14а). Поэтому, расширение поверхности модуля путем увеличения плотности расположения опорных структур не ведет к желаемому увеличению общего количества растений на модуле, W/S_0 удерживается неизменной (рис. 14б).

Из рис. 14, а, в следует, что рассматриваемые экспериментальные конструкции мало пригодны для выращивания крупных многоклеточных водорослей, поскольку существенного выигрыша в "урожае" (W/S_0 , рис. 14в) от расширения обрастающей поверхности нет. Прибавка в биомассе, вызванная увеличением общей площади поверхности структур модуля, существенно занижается вследствие снижения плотности заселения поверхности стержневых структур (W/S_i , рис. 14а). Поэтому при выращивании макрофитов наиболее удобными являются конструкции планктонного типа (Макаров, 1983; Хайлов и др., 1988; 1994; Парчевский, Рабинович, 1988), выполненные из вертикально спускающихся веревок, располагающихся достаточно далеко друг от друга.

Широкое сравнение величин "урожая" (W/S_0) фитообрастания, формируемого одноклеточными и многоклеточными водорослями на "рифовых" конструкциях разного типа, с вели-

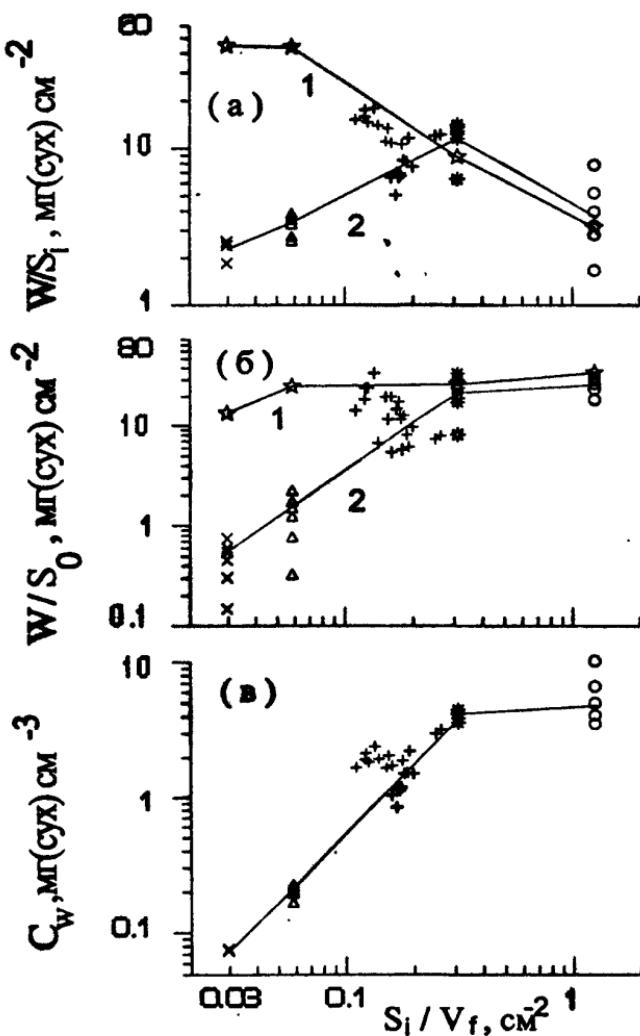


Рис. 14. Связь фитомассы на единицу обрастающей поверхности ($W/S_i, \text{мг}^* \text{см}^{-2}$, а), и ее концентрации ($C_w, \text{мг}^* \text{см}^{-3}$, в) и "урожая" водорослей ($W/S_0, \text{мг}^* \text{см}^{-2}$, б) с морфометрическим показателем конструкций $S_i/V_f, \text{см}^{-1}$. Многоклеточные (1) и диатомовые (2) водоросли на конструкциях первого типа и многоклеточные - на конструкциях второго типа (+). с разной плотностью расположения стержневых структур: (x) - 0.028; (□) - 0.054; (+) - 0.188; (△) - 0.284; (○) - 1.068 экз./см².

чинами W/S_o природных фитосистем уже проводилось (Хайлов и др., 1995). Поэтому, ниже ограничимся сравнением данных, касающихся непосредственно модулей, используемых в этой работе (рис. 9). Как следует из рис. 14б, благодаря развитой обрастающей поверхности (в диапазоне значений S/V_f от 0.3 до 1.3 см⁻¹), диатомовые водоросли за 28 суток образуют биомассу (8 - 35 мг(сух.массы) см⁻²), близкую биомассе многоклеточных водорослей (27 - 36 мг(сух.массы) см⁻²), формируемую примерно за 20 суток на этих же модулях (рис. 9б). В сентябре биомасса многоклеточных водорослей на конструкциях типа "склон" (рис. 9ж) достигала 60 мг(сух.массы) см⁻² (рис. 14б).

Биомасса диатомовых так же вполне сопоставима с биомассой макрофитов естественных зарослей, например с ассоциацией черноморских макрофитов (*Ulva rigida* + *Ceramium rubrum*) - 38 мг(сух.массы) см⁻² (Хайлов и др., 1995). В июле ульва и энтероморфа являлись основными видами на модулях первого типа (рис. 9б). Однако биомасса диатомовых и многоклеточных водорослей на модулях на порядок ниже биомассы естественных зарослей крупной многоклеточной водоросли цистозиры (рис. 13б).

Приведённые данные так же показывают (рис. 14в), что максимальные значения концентраций биомассы диатомовых водорослей в свободном объеме (10 мг(сух.массы)·см⁻³) более чем в 500 раз превосходят максимально наблюдаемые концентрации планктонных диатомовых водорослей в северо западной прибрежной части Черного моря (185 · 10⁻⁴ мг/см⁻³, Георгиева, 1989), где средние значения в разные годы колебались от 3.78 · 10⁻⁴ до 27.63 · 10⁻⁴ мг·см⁻³ (Георгиева, 1993). И в тоже время максимальная концентрация биомассы морской хлореллы (16 мг·см⁻³) при ее интенсивном культивировании (Горонкова и др., 1985), только в 1.6 раз выше максимальных концентраций диатомовых на наших конструкциях. Последнее означает, что в отсутствии дополнительных затрат на поддержание системы со стороны пользователя на конструкциях нашего типа может поддерживаться относительно высокая концентрация фитомассы.

Расчет удельной, на единицу поверхности "дна" модуля (S_o) скорости роста ($\mu_{\text{рост.}}$) диатомовых и многоклеточных водорослей на модулях показал (рис. 15), что выше названные группы водорослей в диапазоне значений S/V_f от 0,3 до 1,3 см⁻¹ имеют примерно одинаковые величины $\mu_{\text{рост.}}$.

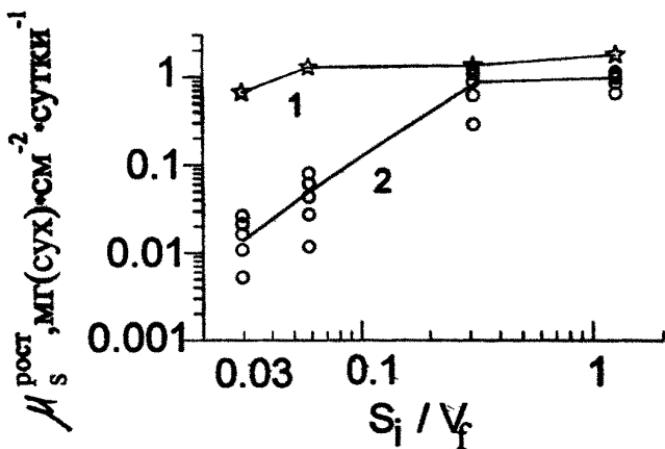


Рис.15. Связь удельной, на единицу поверхности "дна" модуля (S_0) скорости роста ($\mu_s^{\text{рост}}$, мг(сух.массы)/см² "дна" в сутки) многоклеточных (1) и диатомовых (2) водорослей на конструкциях первого типа с морфометрическим показателем конструкций S_i/V_f , см⁻¹.

Максимальные величины удельной скорости роста диатомовых (1.26 мг(сух.массы)•см⁻² "дна" в сутки) и многоклеточных водорослей (1.79 мг(сух.массы)•см⁻² "дна" в сутки) мало отличались от максимальных величин продуктивности морской хлореллы (Горонкова и др., 1985) в условиях интенсивного ее культивирования под открытым небом (1.5-2 мг(сух.массы)•см⁻² "дна" в сутки). Не прибегая к дополнительным затратам на поддержание системы, а изменения только структуру "рифовой" конструкции можно существенно увеличить $\mu_s^{\text{рост}}$ растений. Увеличение плотности расположения опорных структур (до 12.3 экз.•см⁻²) с одновременным уменьшением их диаметра (до 0.03 см) и высоты (до 3 см) позволяет увеличить $\mu_s^{\text{рост}}$ диатомовых до 4 мг(сух.массы)•см⁻² "дна" в сутки (Хайллов и др., 1995).

Заключение. На искусственных конструкциях создается фитоценоз с определенной пространственной структурой. Принципы формирования его структуры те же, что и у естественных фитосистем. Определяющими в организации пространственной структуры в том и другом случае выступают одни и те же трофические регуляторы и в первую очередь свет (ФАР).

Использование искусственных "рифовых" конструкций позволяет оптимизировать растительные пологи по отношению к ФАР и тем самым повысить эффективность использования энергии солнечной радиации на фотосинтез. Важными физико-геометрическими характеристиками конструкций являются суммарная площадь обрастающей поверхности (S), объем свободного пространства (V_f) и их соотношение (S/V_f), а также размер "метаболического окна", определяющего поступление вещества и энергии в обитаемое пространство. С геометрией обитаемого пространства связана пространственная структура биокосной фитосистемы (Φ), формируемая на искусственных конструкциях. Характерная длина светового (метаболического) пути L является одной из геометрических характеристик Φ , отражающая усредненное по всему объему расстояние между всеми точками на внешней поверхности Φ S_{lw} и всеми точками внутри его объема V , определяемая как отношение V/S_{lw} с размерностью длины. С величиной L связаны важные характеристики фитообрастаний: плотность обрастания (W/S_i), концентрация фитомассы (C_w) и "урожай на корню" W/S_0 .

В вертикальной структуре полога Φ на искусственных конструкциях выделяется два горизонтальных слоя. Верхний, относительно тонкий с высокой концентрацией фитомассы, где сосредоточено до 50% всей фитомассы и нижней, где концентрация фитомассы намного ниже верхнего. Возможно, что основное поглощение ФАР происходит в верхнем слое и поэтому основной фотосинтез фитоценоза происходит там. Лежащий ниже слой получает мало ФАР, поэтому его роль в суммарном фотосинтезе фитоценоза небольшая. С уменьшением площади "светового окна" за счет увеличения плотности расположения опорных элементов уменьшается толщина верхнего слоя и соответственно увеличивается толщина нижнего. При постоянном размере "светового окна" увеличение длины метаболического пути не отражается на толщине верхнего слоя, но ведет к увеличению размеров нижнего. Это значит, что относительная (относительно объема системы) интенсивность фотосинтеза фитоценоза снижается.

Структура растительного полога существенным образом определяется и гидродинамическими условиями внутри обитаемого пространства и за его пределами. Возможно, что увеличение плотности обрастания поверхности стержневых структур в диапазоне значений S/V_f от 0.03 до 0.3, см^{-1} в большей степе-

пени связано с изменением гидродинамического режима внутри экспериментальной конструкции, который соответствующим образом меняется по мере образования растительного оброста на поверхности структур.

Небольшие штормовые условия (внешний гидродинамический режим) оказывают решающее действие на формирование структуры фитоценоза. Периодическое удаление водорослей с верхушек опорных элементов создают условия для формирования многоярусного полога. Растения относительно равномерно распределяются по вертикальному профилю полога.

Из числа рассмотренных конструкций, наиболее эффективными, с точки зрения затрат на их изготовление и получение урожая одноклеточных бентосных водорослей, являются конструкции с высотой структур носителей 4-10 см и плотностью их расположения 0.284 экз. \cdot см $^{-2}$. Дополнительное расширение обрастающей поверхности за счет увеличения длины и плотности расположения структур не ведет к значительному увеличению общей массы водорослей. Достаточно эффективным приемом в увеличении размеров урожая одноклеточных бентосных водорослей можно рассматривать одновременное уменьшение диаметра опорных структур и увеличение плотности их расположения. Возможно, в этом случае, высота опорных структур 4-5 см будет наиболее оптимальной. Рассматриваемые в статье конструкции мало пригодны для выращивания крупных многоклеточных водорослей. При выращивании макрофитов наиболее удобными конструкциями являются конструкции плантационного типа (Макаров, 1983, Хайлов и др., 1994), выполненные из вертикально спускающихся веревок, располагающихся достаточно далеко друг от друга. В этом случае эффект от недостатка обитаемого пространства отчасти снимается.

В заключение I части определим основные ее положения:

1. Биологическая структура и функция морского зоо- и фитообрастания управляемы через физическую структуру экспериментальных конструкций типа "искусственный риф" (ИР).

2. При создании "искусственных рифов" необходимо учитывать определенные экологические требования к их конструированию.

3. Базовыми геометрическими характеристиками ИР является размер заселяемой поверхности, размер обитаемого пространства, а также размер "трофического окна", определяющего поступление вещества и энергии в обитаемое пространство. За счет изменения величин и соотношений названных параметров осуществляется управление количеством и качеством создаваемой зоо- и фитомассы.

4. Экспериментальные конструкции ИР дают исследователю возможности, которых в большинстве случаев не бывает при изучении поселений водорослей и животных на природном скалистом дне. Кардинальное преимущество их состоит в том, что геометрические параметры их обитаемого пространства и внутренние поверхности, задаваемые в широком диапазоне могут быть описаны одним и тем же набором численных характеристик. Поэтому при любом внешнем различии модулей их можно объективно сравнивать друг с другом по соответствующим геометрическим, а после их заселения, и по биологическим переменным.

5. Результаты экспериментов на небольших конструкциях модульного типа могут являться основой для строительства крупных полномасштабных "рифовых" конструкций целевого назначения.

2. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ И ТЕНДЕНЦИЙ ИЗМЕНЕНИЙ В АКВАТОРИИ СЕВАСТОПОЛЯ

2.1. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

Исследование экологического состояния мелководных полузамкнутых акваторий Черного моря в условиях прогрессирующего загрязнения морской среды приобретает четко выраженный прикладной характер. Это обусловлено тем, что комплекс фундаментальных морских исследований является практически единственным инструментом анализа, который необходим для принятия административных, хозяйственных и социальных решений, связанных с взаимодействием человека и морской среды. Конечно, каждый объект исследования экосистемы импактных зон имеет свои особенности. Однако общее для них то, что причиной деградации экосистем таких объектов является в большинстве случаев чрезмерная антропогенная нагрузка. Наибольший ущерб прибрежным водам наносят местные источники загрязнения: сброс неочищенных и недостаточно очищенных коммунальных и промышленных сточных вод, загрязненных дренажных вод с полей орошения и ливневых стоков, льяльных и хозяйственно-бытовых вод с кораблей в портовых акваториях и др. В результате этого в прибрежные воды попадает избыточное количество биогенных элементов (фосфатов, соединений азота), нестойкого органического вещества, при распаде которого вода среда дополнительного обогащается соединениями азота фосфора и углерода, солями тяжелых металлов, синтетическими органическими веществами (пестициды, детергенты и др.), нефтепродуктами и прочими загрязнителями. Это обогащение приводит к эвтрофикации вод бухты – усиленному развитию в водоеме фитопланктона, бактериопланктона и последующему ухудшению физико-химических свойств водной среды: увеличению мутности воды, количества растворенных и взвешенных органических веществ и возникновению дефицита кислорода. При этом более всего страдают акватории бухт и заливов с замедленным водообменом.

Севастопольская бухта относится именно к числу таких акваторий, состояние экосистемы которых оценивается как критическое. Поэтому диагноз современного экологического состояния бухты крайне необходим для формирования нового уровня знаний о процессах трансформации, переноса и дальнейшей судьбе важных основных составляющих морской среды бухты и для разработки рекомендаций по нейтрализации антропогенного воздействия.

Целью настоящей работы является оценка роли гидрохимических, биологических и гидрофизических факторов в формировании экологической ситуации в водах бухты. Для решения этих задач в 1998 году Институтом биологии южных морей и Морским гидрофизическим институтом НАН Украины при поддержке INTAS были предприняты совместные исследования.

Физико-географическая характеристика и состояние экосистемы бухты

Севастопольская бухта расположена на юго-западной оконечности Крымского полуострова ($44^{\circ}36'$ с.ш., $33^{\circ}33'$ в.д.) и представляет собой почти замкнутую акваторию эстuarного типа с затрудненным водообменом (рис. 16).

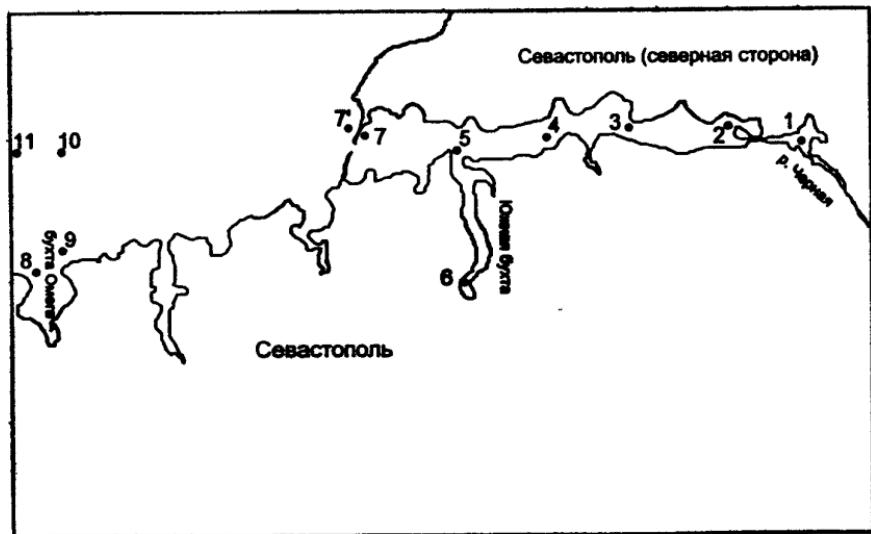


Рис. 16. Схема расположения станций в Севастопольской бухте и прилегающем районе

Протяженность основной части бухты от входа до вершины составляет 7,5 км при максимальной ширине около одного км. Ось бухты ориентирована примерно с востока на запад. Глубина при входе составляет около 20 м и плавно уменьшается к вершине до 4-5 м. В естественном состоянии ширина бухты при входе (между мысом Константиновским и противоположным берегом на южной стороне) составляла 940 м. В 1976-1977 гг. вход в бухту был ограничен глухим защитным молом, в результате чего ширина входа сузилась до 550 м, что привело к нарушению водообмена со всеми вытекающими отсюда последствиями. Вершиной бухты является устье реки Черной. Длина реки 41 км, площадь водосбора 436 км², среднемноголетний расход воды составляет 1,94 м³·сек⁻¹. При площади Севастопольской бухты 7,96 км² величина удельного водосбора (отношение площади водосборного бассейна к площади акватории, принимающей сток) составляет 55. Это свидетельствует о значительной зависимости акватории бухты от суши, что проявляется в опреснении верховья бухты, выносе с речным стоком аллохтонных органических и минеральных веществ, в том числе биогенных. Как и другие реки Западного Крыма, река Черная относится к типу рек с паводковым режимом. Основная часть стока (до 80%) приходится на зимний и весенний периоды. Севастопольская бухта открыта только для западных ветров, которые могут создавать сильные нагонные течения. Таким образом, степень ее водообмена определяется сгонно-нагонными явлениями и речным стоком.

Акватория бухты это не только морская среда обитания, но и объект хозяйственной деятельности. Севастопольская бухта является основной частью акватории порта с причальными стенками общей протяженностью около 11 км и служит основной гаванью для военных и торговых судов. Историческая часть города Севастополя, население которого в настоящее время составляет около 400 тыс. человек, также располагается по берегам Севастопольской бухты. На южном берегу бухты расположены ТЭЦ, судоремонтные и судостроительные предприятия, сточные воды которых сбрасываются в бухту. В верховье бухты находится нефтебаза и предприятие по утилизации (разделке) судов. В бухте функционирует более 30 выпусков сточных вод – аварийных, временных и постоянно действующих, через которые поступает от 10 до 15 тыс. куб. м сточных вод в сутки. Основной объем стоков сбрасывается без очистки.

Таким образом, основными источниками загрязнения Севастопольской бухты являются: промышленные, коммунальные и ливневые стоки, нефтебаза и корабли, поступление загрязнений из атмосферы. Из веществ-загрязнителей наибольший ущерб морской среде наносят нефть и нефтепродукты, тяжелые металлы, хлорированные углеводороды и фосфор-органические соединения (пестициды), детергенты, фенолы, биогенные элементы (соединения азота, фосфора), взвешенные вещества.

Высокий уровень загрязнения Севастопольской бухты определяется как широким спектром веществ-загрязнителей, так и значительными их концентрациями, превышающими допустимые уровни. Только со сточными водами ежегодно в бухту сбрасывается до 19 т нефтепродуктов, 96 т детергентов, до 9 т тяжелых металлов, 14 тыс. т взвешенных веществ (Гордина, Ткач, Севрикова, 1999).

Как показывают данные Госкомгидромета и Министерства экобезопасности Украины за 1992-96 гг., для Севастопольской бухты характерно масштабное хроническое загрязнение морских вод широким спектром веществ-загрязнителей (Охорона навкол. природ. середовища, 1997). В результате Севастопольская бухта относится к числу импактных зон с наиболее высоким уровнем загрязнения нефтяными углеводородами (НУ). Средние концентрации за последние 5-6 лет увеличились с 0,15 (3 ПДК) в 1991 г. до 0,35 мг•л⁻¹ (7 ПДК в 1996 г.). Хотя межгодовая динамика концентрации НУ имеет разнонаправленный характер, несомненно, что общей тенденции по улучшению положения не просматривается. Средняя концентрация детергентов (анионных СПАВ) в 1991-1993 гг. составляла <1 ПДК и, таким образом, не превышала характерных для 1983-1990 гг. уровней: <25-60,0 мкг•л⁻¹. В 1994-1996 гг. средние значения увеличились до 1,4-1,7 ПДК (140-170 мкг•л⁻¹). Максимальное значение, равное 3 ПДК, обнаружено в 1995 г. Среднегодовые концентрации фенола в период 1984-1990 гг. изменились незначительно и составляли <3-5 мкг•л⁻¹ (не более 1 ПДК). Максимальные концентрации не превышали 7 мкг•л⁻¹ и были приурочены к вершине бухты. Содержание гамма-гексахлорциклогексана в 1991-1996 гг. характеризовалось средними величинами от 1,8 до 3,2 нг•л⁻¹, то есть менее 1-3 ПДК. В сравнении с другими прибрежными районами (западное побережье Крыма, северо-западная часть Черного моря) уровень загрязнения вод фенолами более низкий (Губанов и др., 1996; Кравец, Монина,

1997). Уровень загрязнения вод бухты полихлорированными бифенилами (ПХБ) по наблюдениям 1991-1995 гг. достаточно высок и составляет по средним значениям концентраций от < 20 до $26 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$. Максимальная концентрация ($120 \text{ нг}\cdot\text{л}^{-1}$) обнаружена в 1993 г. Наиболее загрязнены этим пестицидом воды центральной части бухты (Губанов и др. 1996; Поликарпов, Жерко, 1996).

Систематических наблюдений за содержанием взвешенных веществ в бухте не проводилось. Сведений о содержании в воде бухты тяжелых металлов (Hg, Cd, Pb, Ni, Zn, Mn и др.) недостаточно. Регулярные наблюдения за содержанием ртути показали, что средние концентрации составляли от 0,01 до $< 0,10 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (менее 1 ПДК), а максимальные значения достигали $0,74 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (7 ПДК). Cr, Fe и Ni были обнаружены в придонном слое ($1,6$; 10 ; $2 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ соответственно). Концентрации других элементов в поверхностном и придонном слоях были менее 1 ПДК и составляли соответственно Cd - $0,06$ и $0,14 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, Pb - $1,7$ и $2,1 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, Zn - $0,8$ и $5,2 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (Губанов и др. 1996).

Основными источниками поступления биогенных веществ в бухту являются сточные воды и речной сток. Так, в 1990 году только в верховье бухты со сточными водами поступило 9,1 тыс. т. фосфатов и 17,8 тыс. т. аммонийного азота. Оценить поступление биогенных элементов с речным стоком не представляется возможным из-за отсутствия соответствующих данных. За последние годы (1998-1999) концентрации фосфатов несколько снизились и достигли уровня 1946-1955 гг. Подобная тенденция отмечается и для некоторых других веществ-загрязнителей (металлы, пестициды). Однако эти изменения произошли не в результате целенаправленных природоохранных действий, а вследствие спада промышленного и сельскохозяйственного производства.

В работе использовались результаты ежемесячных гидролого-гидрохимических съемок, выполненных в течение 1998 г. с одновременным отбором проб биологических материалов. Для сравнительной характеристики выбраны два района, отличающиеся степенью загрязнения и уровнем водообмена (рис. 16): Севастопольская бухта (ст. 1-7) и сопредельный район вне бухты (ст. 8-11). Работы выполнялись с помощью СТД-зонда ШИК-2 с каналом кислорода и кассетой батометров. Отбор проб выполнялся с поверхности 0-1 м и в 0.5-1 м от дна. Изменились: температура, соленость, прозрачность по диску Секки,

рялись: температура, соленость, прозрачность по диску Секки, pH, общая щелочность, концентрация растворенного кислорода, фосфатов, нитратного, нитритного и аммиачного азота, кремния, содержание общего взвешенного вещества и ряда металлов. Измерения гидрохимических параметров проводились в соответствии с руководством (Grasshoff et al., 1983). Анализ биогенных элементов и тяжелых металлов выполнялся в пробах морской воды, фильтрованных через мембранный фильтр типа "Millipore" с размером пор 0.45 мкм.

Биологическими исследованиями охвачен период размножения теплолюбивых черноморских рыб с мая по сентябрь 1998 г. Вертикальные тотальные ловы зоопланктона осуществлялись дважды в месяц на трех станциях в Севастопольской бухте и на одной станции вне бухты. Применялась сеть Джеди с диаметром входного отверстия 36 см, оборудованная мельничным ситом с размером ячеек около 150 мкм. Собрано и проанализировано 45 проб из Севастопольской бухты и 15 проб из открытого района. При обработке оценивалось количество живых и мертвых организмов. Для этой цели параллельно использовали визуальный метод и метод Александрова-Аблова (1986). Сравнение обоих методов показало, что они дают сопоставимые результаты (Pavlova, Kuftarkova, 1995). Дифференцированная обработка проб дала возможность получить соотношение живых и мертвых особей в зоопланктоне по каждому виду. Количественная обработка проведена в камере Богорова при двухразовом подсчете организмов в 3-х мл каждой пробы.

Ихтиопланктон исследовался на 7 станциях в Севастопольской бухте и 4 станциях вне бухты. Сбор материала осуществляли сетью Богорова-Расса (БР-80/113, ячей 500 мкм, площадь входного отверстия – 0,5 м²). Периодичность сбора материала варьировала от одного до двух раз в месяц в режиме вертикального (от поверхности до дна) и горизонтального (поверхностный слой) ловов. Собрано и проанализировано 145 ихтиопланктонных проб из Севастопольской бухты и 82 пробы – из прибрежного района.

Для характеристики экосистемы Севастопольской бухты использовались также данные предшествующих многолетних исследований, которые проводились в Институте биологии южных морей (биологические параметры), а также измерения гидролого-гидрохимических параметров по данным Гидрометеослужбы.

Температура и соленость. Соленость в поверхностном слое в среднем на 0,45‰ ниже, чем в придонном. Максимальные различия характерны для зимне-весеннего периода из-за влияния речного стока. Различия в температуре между поверхностными и придонными слоями в летний период достигали 12-15°C. В целом по бухте температура и соленость имеют хорошо выраженный сезонный ход. Об этом свидетельствуют и осредненные исторические данные (Ежегодник качества морских вод... за 1974-1983 гг.), полученные в районе выхода из бухты (рис.17). В летние месяцы (июнь-август) в период наших наблюдений отмечались более высокие значения температуры и низкие значения солености по сравнению со средними величинами, полученными в 1974-1983 гг. Также были зафиксированы аномально низкие значения солености в июне, что является следствием интенсивных атмосферных осадков. Пространственное распределение солености и температуры в бухте представлено на рис. 18. Из рисунка видно, что влияние реки Черной на гидрологический режим бухты наиболее существенно сказывается в ситуациях, когда речной сток достигает максимума.

Прозрачность вод и содержание общей взвеси. Из-за значительного поступления органических и неорганических взвесей аллохтонного происхождения и продуцирования автохтонного органического вещества прозрачность вод бухты невысокая и составляет 2-5 м. Содержание общего взвешенного вещества колеблется в пределах от 2,2 до 4 мг•л⁻¹ на поверхности (среднее 2,5 мг•л⁻¹, рис. 19e) и 0,8-14,6 мг•л⁻¹ в придонном слое (среднее 3,4 мг•л⁻¹). Для сравнения: в центральной части Черного моря содержание взвеси в поверхностных водах (слой 0-100 м) составляет 0,57 (0,02-1,8) мг•л⁻¹, а прозрачность достигает более 10 м. Максимальные величины содержания взвешенного вещества в бухте обычно приурочены к ее вершине (1,5-14,6 мг•л⁻¹) и обусловлены влиянием речного стока.

Кислород. Содержание растворенного кислорода в поверхностном слое (0-1 м) колебалось в пределах 4,94-8,28 мл•л⁻¹ (78-143,7% насыщения), а в придонном слое изменялась от 3,81 до 7,11 мл•л⁻¹ (66,2-113,7 % насыщения). Высокая степень насыщения поверхностных вод кислородом наблюдалась в период с мая по сентябрь (рис. 17). В этот же период отмечается наиболее низкое содержание и степень насыщения вод кислородом в придонном слое, что свидетельствует о чрезмерном поступлении продуцируемого взвешенного и растворенного органиче-

ского вещества при недостаточной динамике вод. Перенасыщение вод кислородом в мае-июне позволяет говорить об увеличении интенсивности продукционных процессов и повышенной трофности вод бухты.

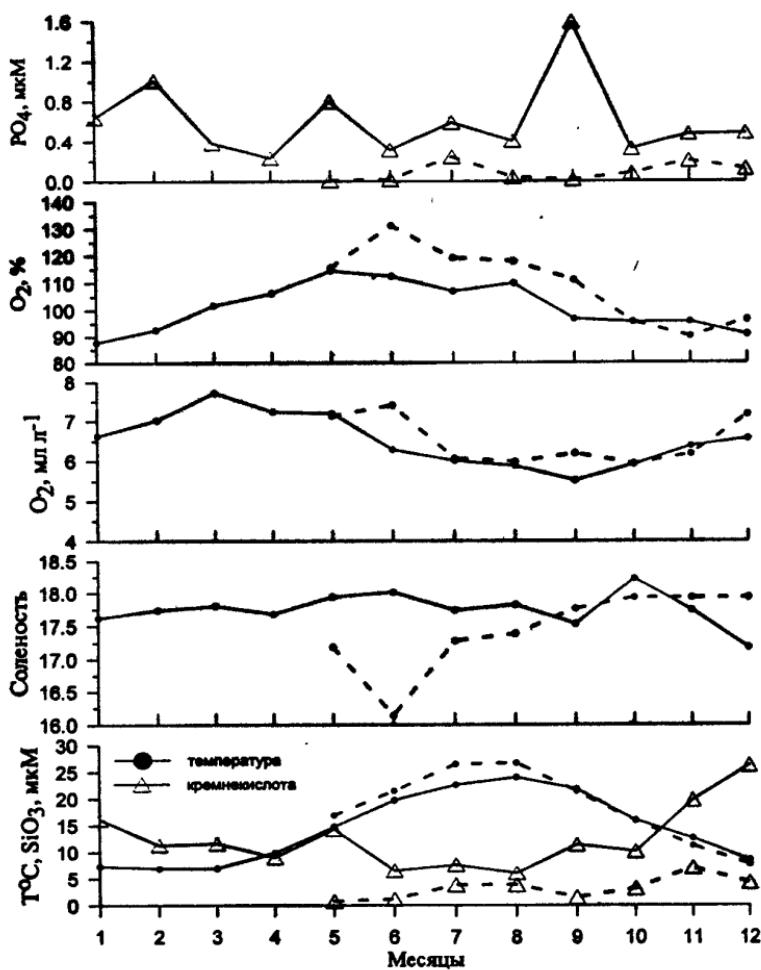


Рис. 17. Внутригодовой ход поверхностной температуры, солености, кремния, кислорода, фосфатов и насыщения воды кислородом в районе выхода из бухты (ст. 7) по осредненным данным СОГОИН за 1974-1983 г (сплошные кривые) и собственным данным за 1998 г (прерывистые кривые)

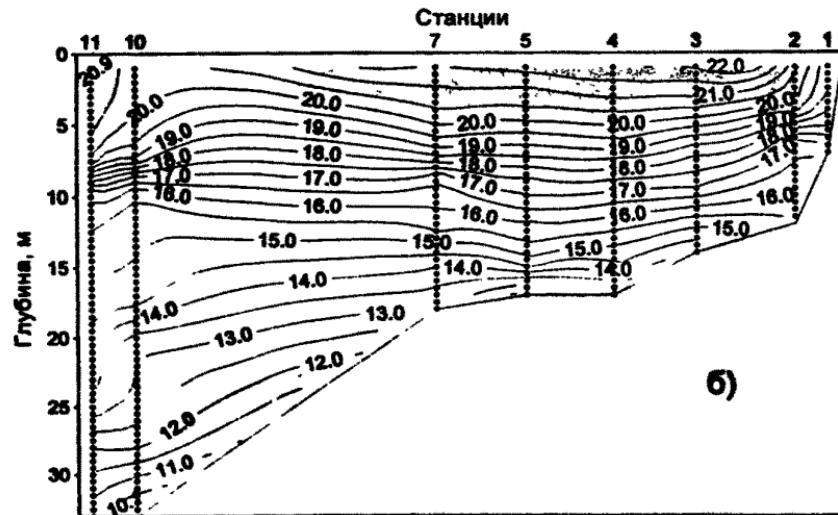
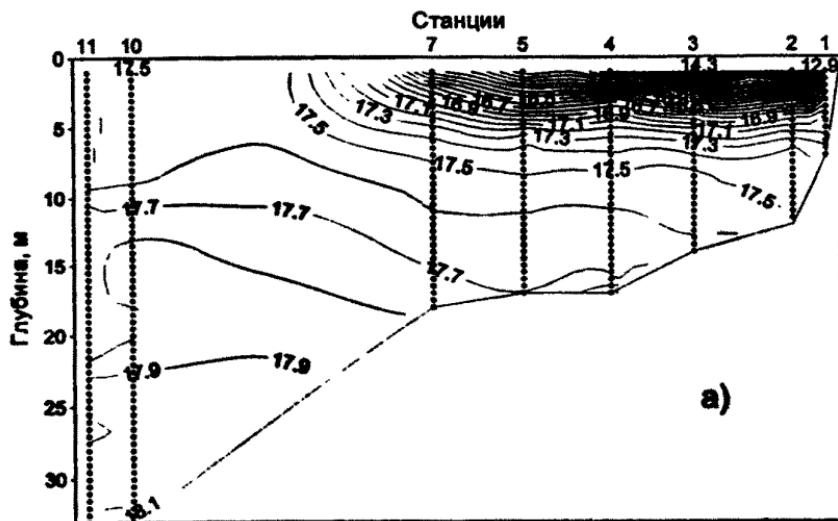


Рис. 18. Вертикальное распределение солености (а) и температуры, °С (б) на разрезе от Инкермана (ст. 1) до района бухты Омега (ст. 11) в июне 1998 г.

Снижение интенсивности ветрового перемешивания в летний период, уменьшение горизонтальной динамики вод, относительно высокая температура воды, сброс сточных вод в поверхностный слой, неблагоприятные химико-биологические факторы (повышенное содержание биогенных веществ в поверхностных водах, затраты кислорода на окисление избыточного количества органических веществ) могут создавать дефицит кислорода в придонных водах, степень насыщения которых, как показывают наблюдения прежних лет, не превышала 40% (Гордина и др., 1999).

Общая щелочность и рН. Средние значения и пределы колебаний общей щелочности и рН в воде бухты равны соответственно 3,35 (3,29-3,58) мг-экв·л⁻¹ и 8,38 (8,23-8,53) для поверхности, 3,30 (3,28-3,43) мг-экв·л⁻¹ и 8,35 (7,91-8,49) в придонном слое. Более низкие значения рН (8,2-8,3) и повышенные значения щелочности (3,5-3,59 мг-экв·л⁻¹) характерны для вод бухты в зимне-весенний период, что обусловлено влиянием речного стока. В летний период в Южной бухте отмечены аномально высокие значения щелочности (более 3,4 мг-экв·л⁻¹) как следствие сброса неочищенных сточных вод, поступающих с предприятий пищевой промышленности.

Биогенные элементы. Изменение содержания минерального фосфора в период с мая по сентябрь характеризовалось величинами 0-0,51 мкМ·л⁻¹ (среднее 0,13) на поверхности и 0-0,44 мкМ·л⁻¹ (среднее 0,12) в придонном слое (рис. 19, г). В летние месяцы концентрация фосфатов в поверхностных водах была выше, чем в придонных. Осенью содержание фосфатов было максимальным в придонном слое. По-видимому, это связано с обогащением вод минеральным фосфором за счет интенсификации процессов деструкции органического вещества. Весной содержание фосфатов минимально, особенно в вершине бухты, что обусловлено как массовым цветением диатомовых, так и удалением фосфатов в процессе их сорбции на окислах железа и аллюминия при интенсивном выносе взвешенного материала с речным стоком. По сравнению с периодом 1974-1983 гг. уровни концентраций фосфатов в 1998 г. были заметно ниже (рис. 17).

На рис. 20 представлены данные по межгодовой изменчивости фосфатов в Севастопольской бухте за период с 1951 по 1999 гг. Хотя изменчивость носит разнонаправленный характер, общая тенденция свидетельствует о снижении поступления

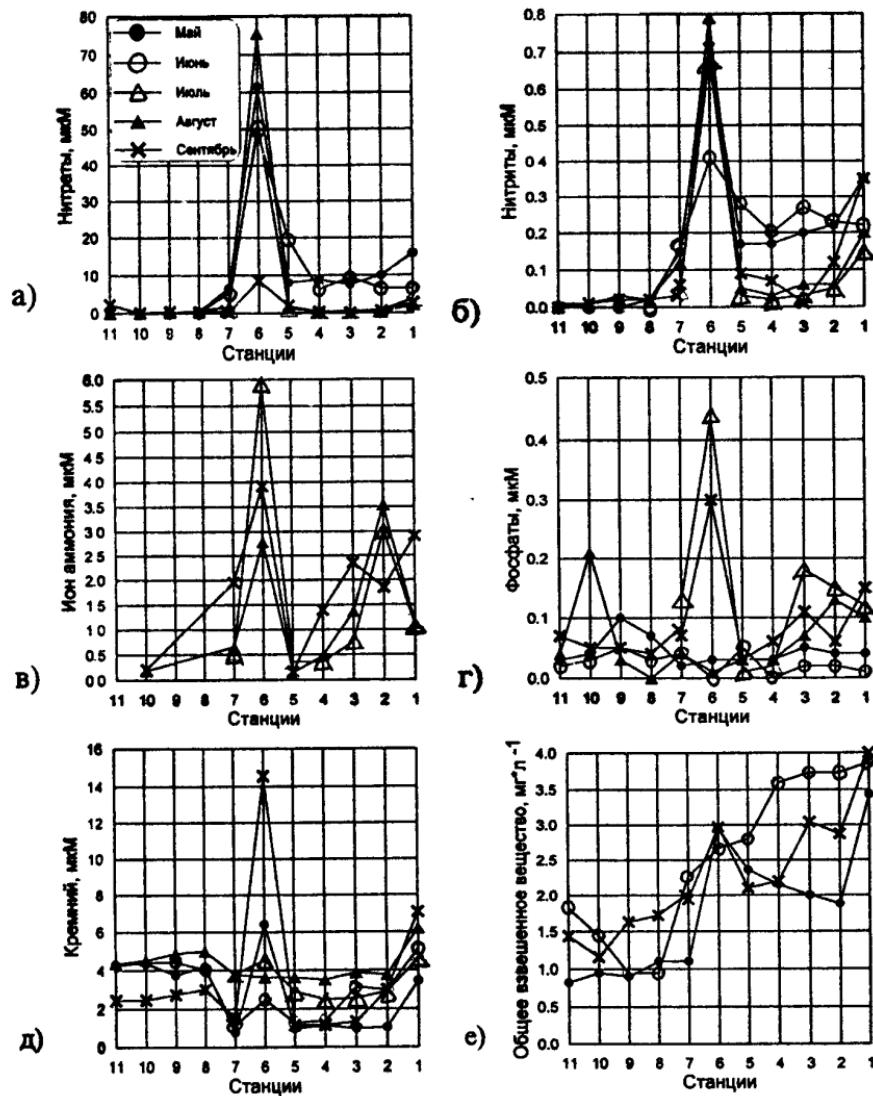


Рис. 19. Нитраты, нитриты, кремний и общее взвешенное вещество в поверхностном слое (а,б,д,е) и аммоний и фосфаты в придонном слое (в,г) по наблюдениям в мае-сентябре 1998 г.

фосфатов, что, по-видимому, связано с уменьшением вклада сельскохозяйственного производства.

Содержание кремния колеблется в пределах 0,8-19,6 $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ (среднее 4,9) в поверхностных водах и 1,9-11,5 $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ (среднее 5,8) в придонных. Эти значения заметно выше концентраций, характерных для открытых областей моря (0-5 $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ для слоя 0-20 м). Распределение кремния на поверхности отличается значительной изменчивостью, особенно в зимне-весенний период. Максимальные концентрации наблюдались в приусьевом районе реки Черной (ст. 1, 2). На станции 7 (вход в бухту) значения были заметно меньше – 3,1 (0,8-7,1) $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ (рис. 19, д). Такая изменчивость связана, прежде всего, с режимом речного стока, а также с периодичностью цветения диатомовых водорослей. В придонном слое концентрации кремния, как в вершине бухты, так и при входе различалась незначительно: 5,8 (1,9-9,0) и 5,7 (3,3-9,7) $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ соответственно. В то же время в Южной бухте (ст. 6) источником максимальных концентраций кремния и других биогенных элементов являются сточные (ливневые) воды.

В период наблюдений содержание аммиака в бухте составляло в среднем 0,57 $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ (0-2,89) на поверхности и 1,61 $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ (0,14-5,93) в придонном слое (рис. 19, в). Максимальные концентрации аммиака отмечались в осенне-летний период, что, очевидно, связано с увеличением антропогенного вклада (смыв с полей), а также с замедлением скорости нитрификации. Об этом свидетельствует соотношение концентраций аммония и нитратов. Так, отношение $\text{C}_{\text{NH}_4}/\text{C}_{\text{NO}_3}$ составляет в поверхностном и в придонном слое соответственно в июле 0,72 и 2,19, августе 0,49 и 9,15, в декабре 0,06 и 0,04. В условиях летнего дефицита кислорода отмечается накапливание ионов аммония у дна.

Содержание нитрат-иона в бухте составляло в мае-сентябре 7,3 $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ (0,04-75,5) в поверхностном слое (рис. 19, а) и 1,39 $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ (0-27,2) $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ в придонном. Пределы изменений и средние величины содержания нитрит-ионов были следующими: в поверхностном слое 0,15 $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ (0-0,79) (рис. 19, б); в придонном – 0,08 $\text{мкМ}\cdot\text{л}^{-1}$ (0-0,29). В осенне-зимний период при благоприятном кислородном режиме и при понижении скорости деструкции органического вещества процессы денитрификации активизируются и наблюдается накапливание в воде нитратов, а также нитритов как промежуточной формы.

В целом, во все сезоны максимальные концентрации фосфатов и минеральных форм азота отмечаются в тех местах бухты, которые подвержены наибольшему антропогенному влиянию: в Южной бухте (ст. 6), в районе Нефтегавани (ст. 1, 2). Из рис. 20 видно, что количество фосфатов резко возросло в 70-е годы, превысив уровень 50-х и 1998-1999 гг. в 16 раз. Наряду с увеличением биогенных элементов резко увеличилась также продукция отдельных видов фитопланктона, особенно перидиониевых.

Произошедшие изменения в уровне концентрации биогенных веществ в воде, структуре и количестве фитопланктона свидетельствуют об изменении трофности вод бухты и эволюции в экосистеме от эвтрофной фазы до гипертрофной.

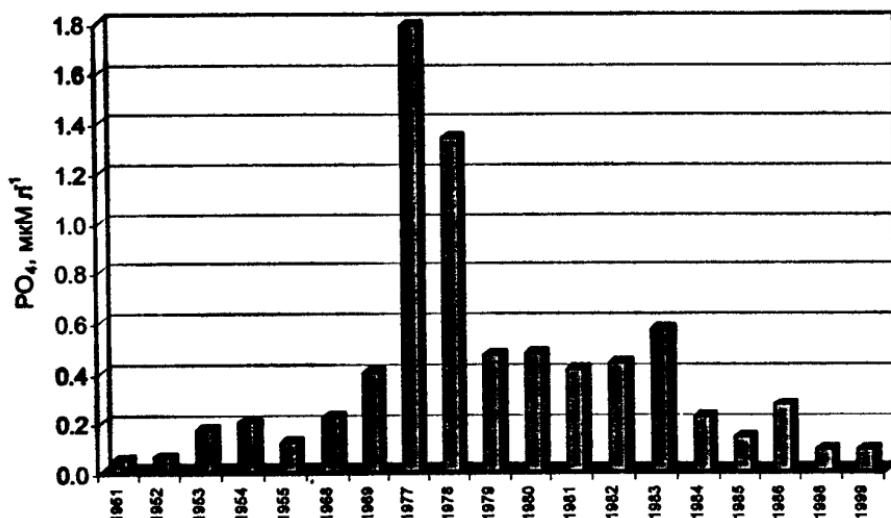


Рис. 20. Изменение содержания фосфатов в поверхностном слое района выхода из бухты (ст.7) по данным различных авторов: 1951-1955 гг. - (Добржанская, 1958); 1968-1969 гг. - (Горбенко, 1977); 1977-1983 гг. - Ежегодник качества морских вод; 1984-1986 гг. - (Кирикова, канд. диссерт., 1989); 1998-1999 гг. - собственные данные. Диаграмма построена по осредненным для каждого года данным.

Гипертрофная фаза акватории – это такой уровень трофности, который превышает ассимиляционную емкость экосистемы. Это приводит к негативным последствиям – вторичному загрязнению (поступление биогенных веществ и других загрязнителей в водную фазу из дна), гипоксии, заморам бентосных организмов (Зайцев, 1992). Некоторое снижение концентраций биогенных элементов в период 1998-99 гг., по-видимому, связано с уменьшением объема употребления удобрений в сельском хозяйстве. В то же время существующий уровень концентраций биогенных веществ в бухте на порядок превышает их среднее содержание в водах открытой части Черного моря.

Присутствие сероводорода в придонном слое Севастопольской бухты в течение всего периода наблюдений не было обнаружено. Однако дефицит кислорода в придонном слое наблюдался в летние месяцы (июнь-август): наиболее низкое значение насыщения кислорода, равное 30%, наблюдалось в 70-е годы, в 80-е насыщение колебалось в пределах от 40 до 60%. В то же время максимальные значения в поверхностном слое изменились от 130% в 70-е годы до 145% в 80-х, что является еще одним признаком эвтрофикации вод.

Микроэлементы (тяжелые металлы). Как отмечалось выше, систематических исследований микроэлементов в бухте, за исключением ртути, ранее не проводилось. В период наших наблюдений в июле 1998 года были взяты пробы и выполнены измерения концентраций Mn, Cu, Pb, Cd, Co методом атомно-адсорбционной спектроскопии (Grasshoff et al., 1983). Концентрации меди в бухте составляли 1,41 (0,97-2,08) $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ на поверхности и 1,15 (0,67-1,68) $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ в придонном слое. Максимум концентраций наблюдался в поверхностном слое центральной части бухты – 2,05-2,08 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, минимальные концентрации характерны для ст.7 (0,91-0,99 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$) на входе в бухту. Уровень концентраций меди для всех проб в бухте не превышал ПДК ($\text{ПДК}=5\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$). Концентрации марганца колебались в пределах 0,18-1,49 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ на поверхности и 0,31-1,60 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ в придонном слое при средних значениях 0,91 и 1,1 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ соответственно и не превышали ПДК ($\text{ПДК} = 50 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$). Содержание свинца было следующим: 1,63 (0,83-2,75) $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ на поверхности, 1,45 (0,34-2,38) $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ в придонном слое. Наблюданное содержание свинца было ниже ПДК ($\text{ПДК} = 10 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$) и одного порядка с измеренным в 1994 году (Губанов и др., 1996). Концентрация кадмия также не превышала ПДК

(ПДК = 5 мкг·л⁻¹л) и была соответственно 0,41 (0,19-0,68) мкг·л⁻¹ на поверхности и 0,39 (0,25-0,45) мкг·л⁻¹ в придонном слое. Содержание кадмия было выше, чем наблюдалось ранее в 1994 году. Как видно из полученных данных концентрации всех исследованных в бухте металлов не превышали ПДК, однако их содержание было на один-два порядка выше значений, характерных для открытых областей Черного моря. Наряду с этим, значительные пределы колебаний концентраций металлов для такой небольшой акватории как Севастопольская бухта также свидетельствуют о сильном влиянии антропогенной составляющей на состав и распределение микроэлементов.

Сопоставляя индексы качества морских вод в различных прибрежных районах Черного моря Г.Г.Поликарпов с соавторами отнесли Севастопольскую бухту к IV классу по степени загрязнения (Polikarpov et al., 1994). По исследованиям 1997 г Севастопольская бухта отнесена уже к V классу загрязненности (Кравец, Монина, 1997).

Планктон. Ухудшение состояния морской среды в связи с увеличением антропогенного загрязнения оказывает негативное влияние на жизнедеятельность ее обитателей. Немалую роль в этом сыграло значительное уменьшение возможности водообмена вод бухты с водами открытого моря в связи с постройкой мола. Исследования бактериопланктона, проведенные еще до строительства мола, свидетельствовали о том, что при входе в Севастопольскую бухту в летний период биомасса бактерий составляла в среднем 480 мг. м⁻³, снижаясь в позднеосенне и зимнее время (Ковалев, 1980). Последующие количественные оценки бактериопланктона были эпизодическими. Динамика изменений количественных показателей бактериопланктона после изоляции Севастопольской бухты представлены в работе О.А.Рыльковой, помещенной в этой книге. Результаты ее исследований с очевидностью показывают большое увеличение общего бактериопланктона в Севастопольской бухте за последние годы. Наибольшие показатели отмечены в верховье бухты и бухте Южной, что и свидетельствует о большей их загрязненности, по сравнению с другими районами.

В результате увеличивающейся эвтрофикации вод бухты неоднократно отмечались массовые вспышки развития перидиниевой водоросли *Exuviaella cordata*. Так, если в 50-60-е годы численность этого характерного вида перидиней не превышала 36 тыс.кл. в л, а биомасса 74 мг. м⁻³, то в 70-х она увеличилась

до 5370 тыс. кл. л⁻¹, а биомасса достигла 1190 мг. м⁻³. Таким образом численность и биомасса за этот период увеличились соответственно в 150 и 16 раз (Сеничева, 1983). В летний сезон типичные формы фитопланктона – динофлагелляты – подчас вытесняются зелеными водорослями, которые слабо выедаются и могут быть отнесены к сорным видам (Крупаткина и др., 1983). Л.Г.Сеничкина, подводя итог изменениям, которым подвергается фитопланктонное сообщество с увеличением степени антропогенного воздействия, отмечала значительное обеднение видового состава, изменение вклада основных групп водорослей в общую численность и биомассу, а также уменьшение размеров клеток (Сеничкина, 1994).

Первая оценка микро- и мезозоопланктона Севастопольской бухты была проведена до постройки мола. Приведены сезонные изменения суммарной численности и биомассы зоопланктона бухты при удвоении их величин с учетом уловистости планктонной сети (Ковалев, 1980). Более поздние исследования показали, что намечается тенденция уменьшения количественных показателей зоопланктона как в бухте, так и в прибрежных водах у Севастополя.

Сопоставление данных, полученных в 1998 г., с материалами конца 80-х годов свидетельствует о значительном снижении общей численности зоопланктона в Севастопольской бухте. Большие отличия отмечены при сравнении 1998 г. с результатами исследований 1981-1983 гг., проведенных в тех же районах, по аналогичной методике и в тот же сезон Н.В.Беляевой и Ю.А.Загородней (1988). На рис. 21 приведены изменения численности зоопланктона, произошедшие за последние 15 лет в трех разных по степени загрязнения районах Севастопольской бухты: при входе в бухту (Константиновский равелин), в районе Нефтегавани и в бухте Южной. Причем данные 1998 г. представлены с учетом обеих фракций (живой и мертвый). Во всех указанных районах летом 1998 г. отмечалось резкое снижение общей численности зоопланктонных организмов, а в Южной бухте в августе их численность сократилась от 186000 до 1230 экз. м⁻³ (рис. 21). Динамика изменения общей численности мезозоопланктона в Севастопольской бухте при сравнении с относительно чистым районом – бухтой Омега – за последние 10 лет

Экз.м⁻³

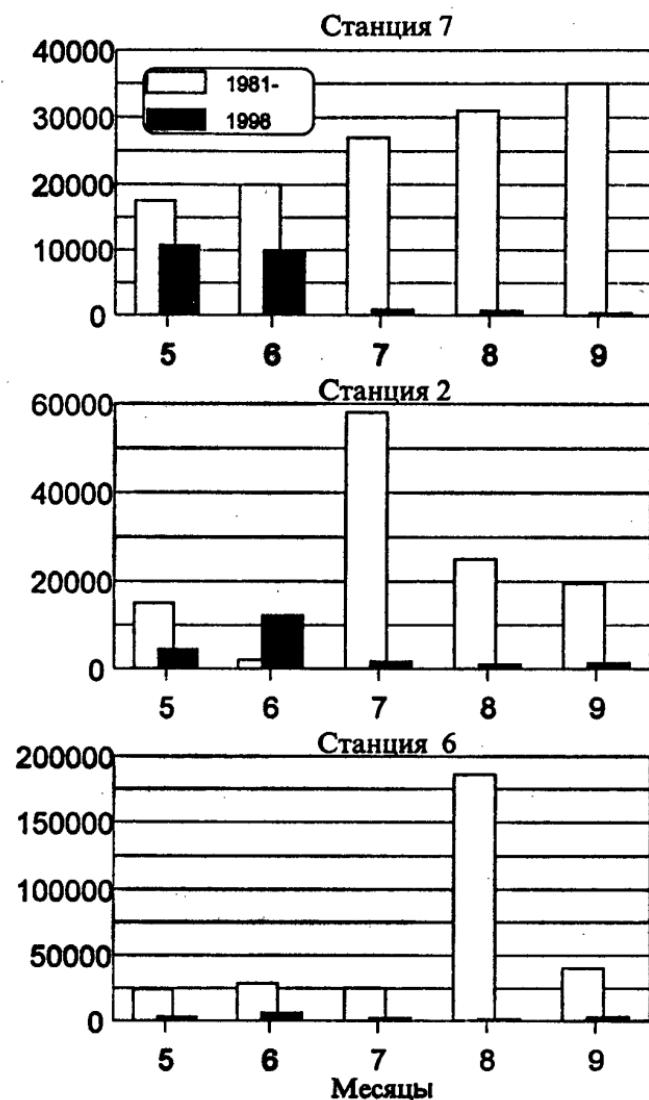


Рис. 21. Изменения численности общего зоопланктона в Севастопольской бухте за последние 15 лет. 1981-1983 гг – Н.В. Беляева и Ю.А. Загородня (1988); 1998 г – собственные данные

показана на рис. 22. Тенденция снижения численности также четко прослеживается в обоих районах.

При исследовании зоопланктона в районах, прилегающих к Севастополю (от бухты Казачьей до района реки Бельбек) в 1988-1990 гг. особенно в летний сезон было обнаружено значительное количество особей явно умерших до фиксации их в пробах. Применённая обработка проб, позволила при подсчете разделить живые организмы и относящиеся к некрозоопланктону. По соотношению живой и мертвый фракций была оценена естественная смертность зоопланктона, в том числе и в Севастопольской бухте. Процентное соотношение мертвых организмов от общего количества обнаруженных (индекс смертности) даёт возможность использовать этот индекс как индикатор качества состояния зоопланктонного сообщества. Работы, проведенные в северо-западной части Черного моря показали, что увеличение числа погибших особей свидетельствует о неблагополучном состоянии черноморского планктонного сообщества (Зелезинская, 1966; Коваль, 1984). К тому же выводу привели исследования в прибрежной полосе у Севастополя (Петипа, Павлова, 1995; Pavlova, Kustarkova, 1995).

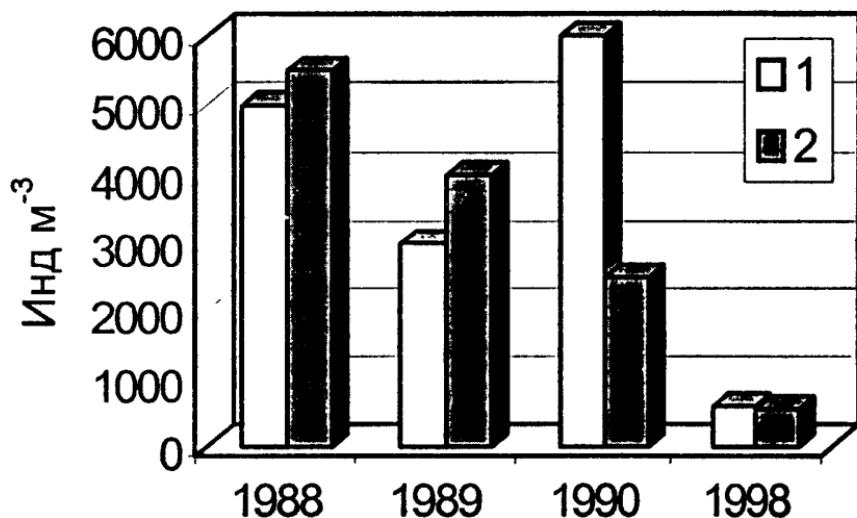


Рис. 22. Изменения общей численности зоопланктона в Севастопольской бухте – ст.7 (1) и в бухте Омега – ст.9 (2) в летний период. 1988-1990 гг – данные Pavlova, Kustarkova (1995); 1998 г – собственные данные

Данные 1998 г. показали, что количество мертвых организмов в планктоне увеличивается от мая к сентябрю. Так, у входа в бухту индекс смертности увеличился от 22% до 40%, в районе Нефтегавани – от 37 до 43%, а в бухте Южной – от 53 в мае до 74% в сентябре. Наиболее чувствительны к загрязнению ракообразные (Copepoda, Cladocera), личинки *Cirripedia* (*Balanus improvisus*) и *Nociluca miliaris*. В более загрязненных районах число мертвых особей в этих группах превосходило 50%. Более устойчивы к загрязнению личинки Mollusca и Polychaeta. Сопоставление смертности зоопланктона, отмеченной в Севастопольской бухте, с относительно чистым районом бухты Омега показывает, что и там смертность зоопланктона повышалась, особенно в конце лета: от 1,5% - в мае, до 54 – в августе и 42% - в сентябре. Параллельно полученные гидрохимические характеристики дали возможность прийти к заключению, что увеличение смертности зоопланктона в июне-августе 1998 г. могло быть вызвано повышением на 4-5° температуры воды по сравнению с данными многолетних ее изменений в том же районе (за 1974-1983 гг.), а также некоторым снижением солености (рис. 18). В бухте Южной со второй половины мая до сентября отмечалось высокое содержание нитратов, нитритов, а также снижение концентрации кислорода и прозрачности воды. Это свидетельствует о значительном увеличении эвтрофирования, что и отразилось на количественных показателях зоопланктона.

В течение всего жизненного цикла рыб эмбриональный период обычно считается наиболее чувствительным. В это время искусственные загрязнители, а также неблагоприятные естественные факторы могут оказывать сильное воздействие на выживание икры и личинок рыб, таким образом, влияя на численность поколений. В связи с этим, состояние ихтиопланкtonных сообществ является одним из элементов диагностических наблюдений в морских экосистемах, подвергнутых токсикологическому стрессу. Выметанная икра испытывает прямое воздействие токсикантов в воде, особенно в поверхностном горизонте, где в основном она концентрируется (Зайцев, 1961; Дехник, 1973; Westernhagen, 1988). В результате в прибрежных районах Северного моря и западной Балтики икра с нарушениями в эмбриональном развитии составляла 20-50% (Westernhagen, 1988). До 90% икры с аномалиями в развитии у некоторых видов рыб зарегистрировано в Немецком заливе, в устье Рейна и в заливе

Нью-Йорка (Cameron et al., 1992; Cameron, Berg, 1992; Longwell, Hugghes, 1980). Некоторые авторы высказывали мнение о том, что хроническое загрязнение приводит к нарушениям в развитии не только икры и личинок рыб, но и воздействует на взрослые особи (Кошелев, 1984; Jonson, Landahl, 1994). Данные, полученные Л.С.Овен (1993) по размножению рыб в Севастопольских бухтах, свидетельствует об этом. Так, в разгар нерестового сезона 1989-1990 гг. ею отмечено нарушение оогенеза рыб. Это проявлялось в массовой резорбции ооцитов разных фаз развития у султанки и других видов рыб, в то время как в 60-е годы такие явления были единичны. По данным ихтиопланктонных исследований в Севастопольской бухте в 1988 г. у ее вершины на долю мертвой икры пришлось 50%, а в 1998 г. икра вообще отсутствовала в уловах. Как показано выше, здесь наблюдалась высокая концентрация нитратов, нитритов, и других вредных веществ-загрязнителей, а также бактериопланктона, свидетельствующих об эвтрофикации. В этом же районе была зарегистрирована высокая смертность зоопланктонных организмов. При аналогичной ситуации во внутренней зоне бухты Турку (Финляндия) за последние 14 лет значительно сократились уловы балтийской сельди. Причиной тому являлась эвтрофикация и седиментация заливов. Сельдь каждый год откладывала икру не на всей акватории бухты, а выбирала участки, расположенные во внешней ее части.

Другим наиболее неблагоприятным районом для нереста и развития икры является Южная бухта. Высокая концентрация нефтепродуктов вследствие скопления судов, тяжелых металлов, пониженная концентрация кислорода в придонных горизонтах привели к тому, что смертность икры достигает здесь 90-100%. В результате в 1998 г. мы наблюдали снижение видового разнообразия и численности икры и личинок пелагических и донных видов рыб по сравнению с 50-ми и 60-ми годами (рис. 23, 24, 25). В 50-е годы в Севастопольской бухте была зарегистрирована икра 16 видов. В массовом количестве здесь встречалась икра хамсы, ставриды, султанки, морского карася. Заходили на нерест ценные для промысла виды: пеламида и калкан (Зернов, 1913). В 1988 г. еще оставалась высокая численность хамсы, но уже на порядок снизилась численность икры ставриды и на 1-2 порядка – икры султанки. Катастрофическое падение численности икры было зарегистрировано в 1989 г. Икра была представлена только 6 видами.

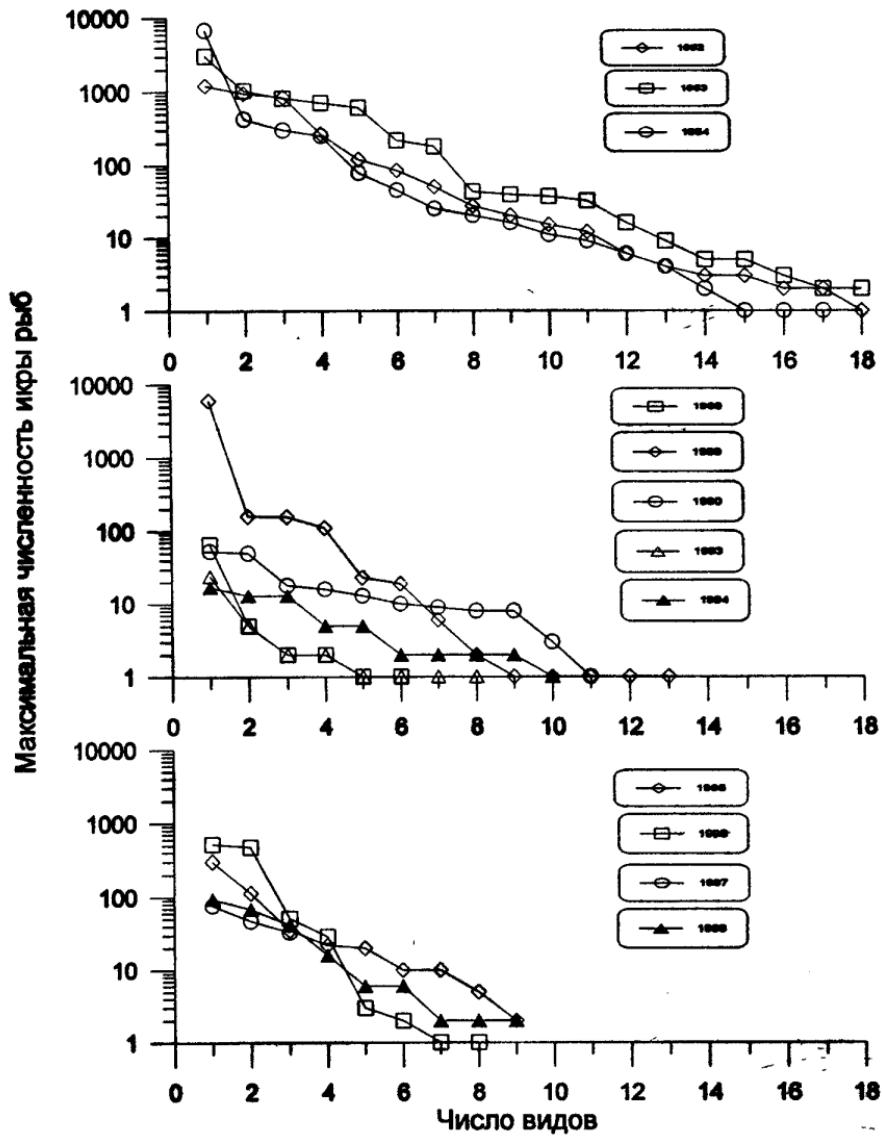


Рис. 23. Динамика численности и видового разнообразия икры рыб в Севастопольской бухте в период с 1952 г по 1998 г

В 1998 г. численность икры в Севастопольской бухте оставалась по-прежнему низкой. Пеламида и калкан практически перестали заходить в бухту на нерест (Зернов, 1913).

Существенным фактором в летний период 1998 г., влияющим на жизнеспособность планктонных обитателей, являлось также достаточно бурное развитие гребневика *Mnemiopsis leidyi*. Впервые этот вселенец из Атлантического океана был обнаружен в Черном море в Судакском заливе в 1982 г. (Переладов, 1988; Зайцев и др., 1988; Липская, Лучинская, 1990). В процессе своей жизнедеятельности эти гребневики выделяют значительные количества биогенных веществ и в период максимального развития популяции они становятся важнейшими участниками круговорота биогенных элементов в море (Кремер, 1977). Являясь хищником с широким пищевым спектром, этот гребневик выедает в больших количествах зоопланктон, которым питаются личинки рыб, и определенно играет негативную роль в планктонном сообществе (Цихон-Луканина и др., 1992).

В 1998 г. в Севастопольской бухте значительные количества *M. leidyi* были отмечены (по ловам сетью Джеди) со второй половины июля, причем в бухте Южной их численность была меньше, чем у входа в бухту. Только в августе и сентябре количество гребневиков было наибольшим в Южной бухте. Таким образом, время отмеченной нами максимальной смертности зоопланктона не всегда совпадает со временем наибольшего количественного развития хищника-гребневика. На обстоятельство такого же рода указывали Л.Н.Грузов, П.И.Люмкис и Г.А.Нападовский (1994) при исследовании структуры планктонного сообщества в северной части Черного моря в 1992-1993 гг. Тем не менее, все рассмотренные выше факторы в комплексе могли вызвать отмечаемое в 1998 г. снижение численности и увеличение естественной смертности практически по всем группам планктонного сообщества.

Заключение. Представленные материалы позволяют констатировать, что в течение последних пятидесяти лет в результате процессов эвтрофикации в экологической системе Севастопольской бухты произошли существенные негативные изменения, которые оказали влияние на условия жизни гидробионтов, их качественный состав и видовое разнообразие, на гидрологическую и гидрохимическую структуру вод. Хотя развитию процессов эвтрофикации способствовали определенные общие факторы (ограниченный водообмен бухты с сопредель-

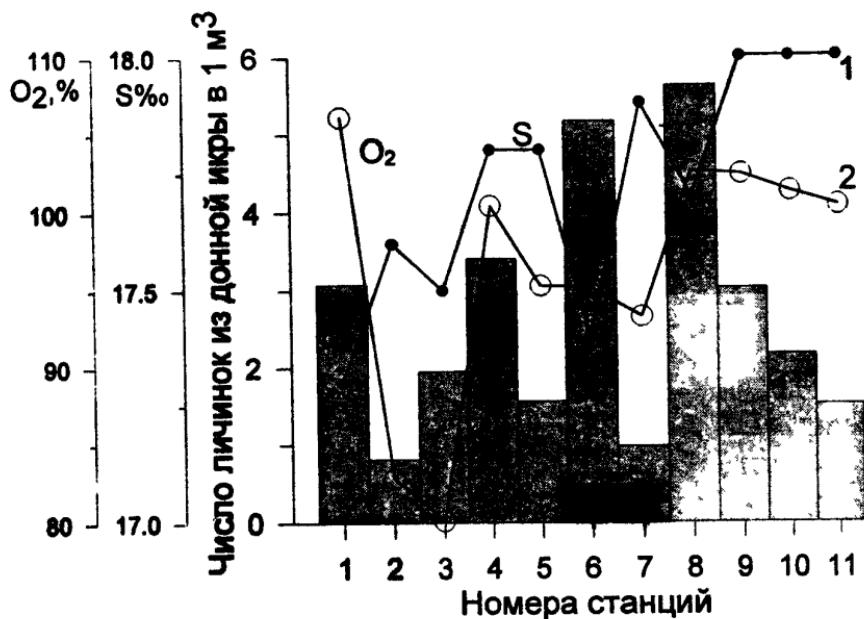


Рис. 24. Средняя численность личинок из донной икры в водах Севастопольской бухты и прилегающих районов в период с мая по сентябрь 1998г (диаграмма). Кривые показывают средние значения солености (1) и степени насыщения кислородом (2) вод придонного слоя за тот же период.

ной акваторией, обширная площадь водосбора, замедленный вертикальный обмен водных масс), основной причиной этих изменений является антропогенное влияние, как прямое, так и косвенное. Экологические изменения коснулись гидробионтов на всех систематических уровнях – от одноклеточных (бактерии, фитопланктон) до рыб. Состояние этих изменений не равнозначно по всей площади акватории бухты. Наиболее существенное загрязнение и нарушение биоразнообразия характерно для Южной бухты и верховья Севастопольской бухты (районы Нефтеагаван и предприятия Вторчермет). Несмотря на спад промышленного и сельскохозяйственного производства и некоторого смягчения антропогенного пресса на экосистему бухты, устойчивой тенденции к улучшению состояния не отмечается.

Приведенный диагноз состояния бухты свидетельствует о необходимости принятия безотлагательных мер административного, хозяйственного и финансового характера, которые

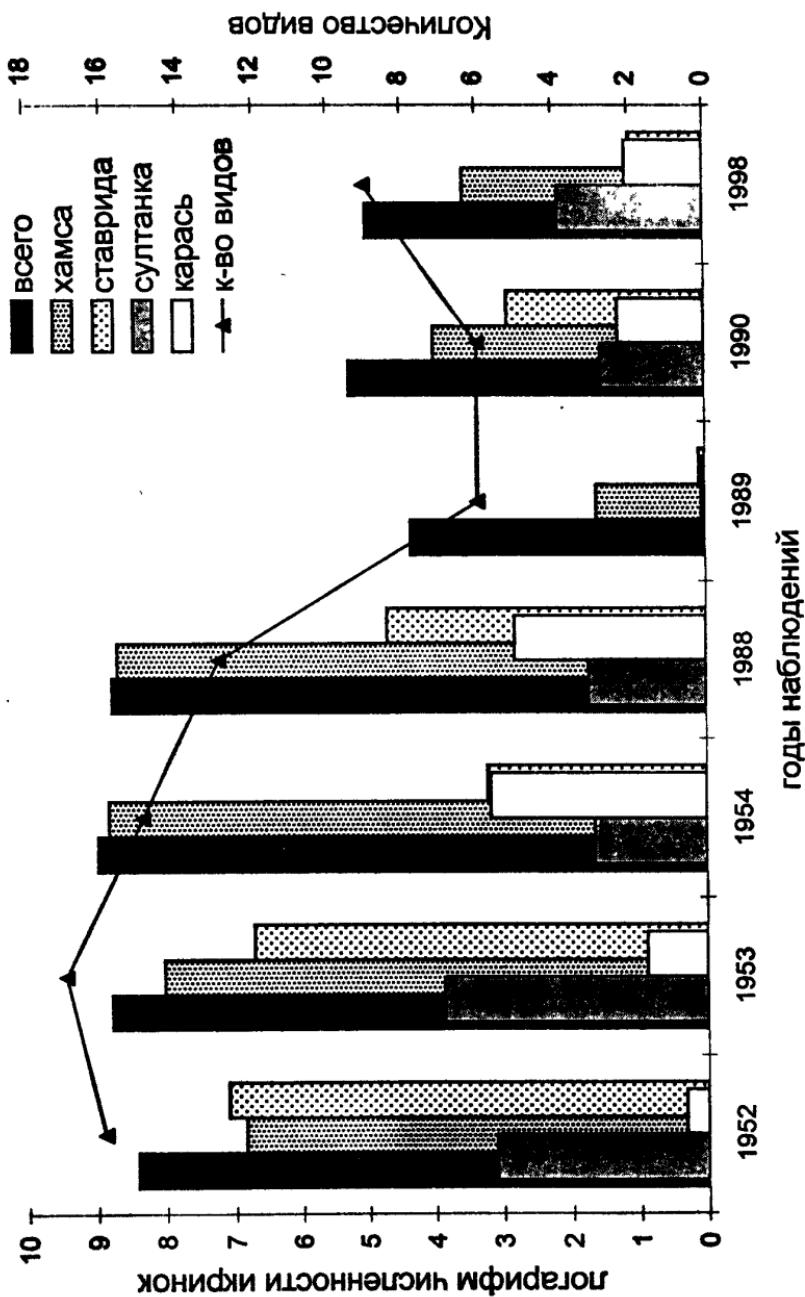


Рис. 25. Динамика численности некрых видов рыб, доминирующих в планктоне Севастопольской бухты.

должны быть направлены на предотвращение дальнейшего роста загрязнения бухты. Какие первоочередные действия надлежит предпринять?

Радикальным решением проблемы был бы вывод всех многочисленных канализационных выпусков за пределы бухты и очистка сточных и ливневых вод, организация на предприятиях оборотного водоснабжения, внедрение различных биотехнологий для очистки морских вод бухты. Это потребует значительных финансовых средств. Нынешнее состояние экономики государства и города не позволяет государственным и административным органам принять срочные капиталоемкие природоохранные меры. В то же время полное игнорирование проблемы может привести к экологической катастрофе. Поэтому в числе возможных мер, способствующих оздоровлению экосистемы Севастопольских бухт, на наш взгляд, могут быть следующие:

- разработка комплексной программы действий с координацией научно-исследовательских и природоохранных программ академических и ведомственных научных учреждений города (Институт биологии Южных морей и Морской гидрофизический институт НАН Украины, Морское отделение УкрНИГМИ, Севастопольский технический университет), а также учреждений Минэкобезопасности (Госинспекция по охране Черного моря, Управление экобезопасности), с участием представителей администрации и городского Совета.

- формирование экологических приоритетов и выработка базовой стратегии для принятия решений по мероприятиям в области улучшения качества окружающей среды в Севастопольском регионе;

- организация долговременного мониторинга экосистемы Севастопольских бухт;

- совершенствование финансовых механизмов решения экологических проблем города;

- доведение объективной информации о состоянии окружающей среды в нашем доме до населения города и вовлечение общественности в решение этих непростых, но жизненно важных экологических проблем.

2.1.2. ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ И СБРОСНЫХ ВОД ТЭЦ НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

Необходимым условием эксплуатации ТЭЦ является экологическая безопасность и минимизация негативного влияния изменения температуры на рекреационную обстановку побережья.

Влияние термических вод на прибрежную зону может быть весьма существенным: значительная смертность икры, личинок, молоди рыб, аномалии в развитии и изменение физиологических и производственных процессов, а также интенсивные миграции гидробионтов из районов, где ощущаются термические воздействия (Хмелева, Голубев, Лценко, 1985; Хмелева, Голубев, Пленин, 1986; Hoss, Hetter, Coston, 1974; Lamadrid-Rose, Boehlert, 1988).

Восточная часть Севастопольской бухты находится под влиянием сбросных вод теплоэлектроцентрали (ТЭЦ), а также нескольких локальных выпусков сточных вод и в то же время она используется в рекреационных и оздоровительных целях. Кроме термических вод на экологическую ситуацию этой части бухты оказывают влияние хозяйственно-бытовые стоки, которые являются причиной изменения гидрохимического фона морской воды и нарушения равновесия в экологических системах. В этой связи возникла необходимость исследований гидрохимической структуры вод, находящихся под смешанным влиянием хозяйственных и сбросных вод ТЭЦ.

Наблюдения проводились ежемесячно с марта 1990 г. по январь 1991 г., в ноябре 1992 г. и в июле-августе 1993 г. Пробы отбирались по поверхности 10 станций; всего 140 проб. Определяли температуру, соленость, содержание растворенного кислорода, биохимическое потребление кислорода на пятые сутки (БПК₅), кремнекислоту, окисляемость, величину pH, концентрацию минеральных и органических форм азота и фосфора (Методы гидрохимических исследований..., 1988). Для изучения положения и переноса сбрасываемых вод использовался метод их визуализации, заключающийся в искусственном введении в сбрасываемые воды флюоресцирующего красителя флюоресцена натрия. Окрашивание сбросных вод позволило инструментально и визуально проследить за их распространением в водах бухты. Схема станций представлена на рис. 26.

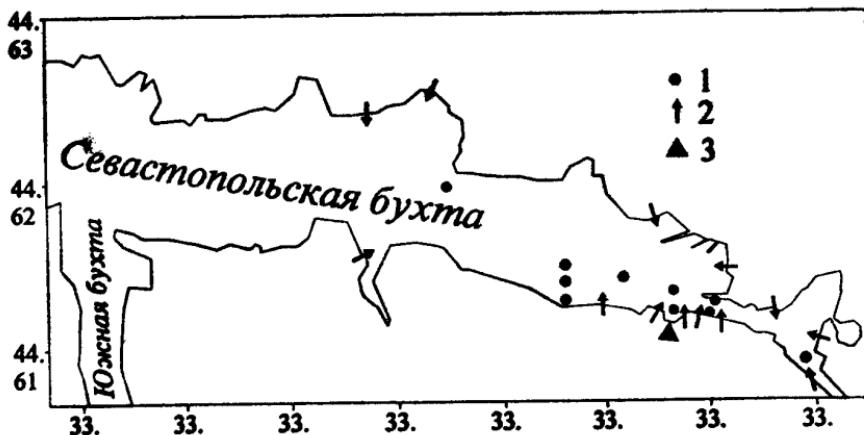


Рис. 26. Схема расположения станций отбора проб (1), источников загрязнения (2) и сброса циркуляционных вод ТЭЦ (3).

Естественные условия формирования полей температуры и солености исследуемого района определяются сезонностью, условиями водообмена с водными массами западной части бухты, вертикальным перемешиванием и стоком реки Черная. Диапазон изменения температуры воды на поверхности моря за исследуемый период достаточно большой - от 7.2°C в марте до 25-28°C в августе. Более стабильной фоновой характеристикой является соленость, которая изменялась в пределах 17.5-17.8‰. Учитывая, что в рассматриваемом районе бухты преобладают малые глубины 0.5-3 м, приведенные выше значения температуры и солености типичны для всего слоя. Сток пресных вод реки Черной приводит в движение морские воды бухты на запад со скоростями 5-7 см·с⁻¹. Ветры восточной четверти это движение усиливают, западной - ослабляют. Сильные ветры западных румбов (8-10 м·с⁻¹) могут изменять направление движения вод на обратное.

Кроме естественных условий формирования термохалинных характеристик в рассматриваемом районе бухты есть несколько источников (сбросов в бухту), которые оказывают существенное влияние на поля температуры и солености вод.

Прежде всего, к ним относятся: 1) основной сброс вод, охлаждающих турбины ТЭЦ (так называемые циркуляционные воды ТЭЦ, в дальнейшем ЦВ ТЭЦ) и 2) сброс хозяйственных сточных вод поселка ТЭЦ. Есть еще аварийный сброс ЦВ ТЭЦ и сброс вод нефтеголовушки, однако из-за периодичности их работы и малых объемов сброса они оказывают незначительное влияние и здесь не рассматриваются. Остановимся на влиянии основных загрязняющих источников.

Сброс ЦВ ТЭЦ. Забор вод для охлаждения турбин осуществляется примерно в 700 м к западу от места их сброса; расход ЦВ от 3 до 10 000 м³·час⁻¹. В процессе охлаждения турбин соленость не изменяется, а температура превышает фоновую на 6-17°C. Так, 17 ноября 1992 г. и 29 июля 1993 г. температура в районе сброса ЦВ ТЭЦ превышала фоновую на 6 и 8°C соответственно (рис. 27 а, г).

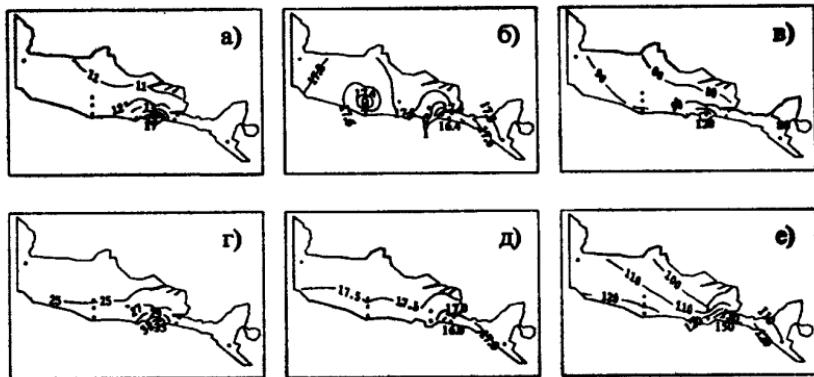


Рис. 27. Распределение гидрохимических показателей на поверхности в холодный и теплый периоды года:

10 ноября 1992 г.: а) температура, °С; б) соленость, ‰; в) кислород, %;
29 июля 1993 г.: г) температура, °С; д) соленость, ‰; е) кислород, %.

Сбрасываемые воды вследствие своей повышенной температуры распространяются в поверхностном слое, формируя слой скачка с повышенными градиентами плотности, ослабляющий вертикальное перемешивание вод. Применяемая методика визуализации сбросных вод позволяет проследить воды с повышенными температурами до 1-1.2 км от места их сброса при условии западных течений и на расстоянии 200-450 м на восток при сильном западном ветре (8-10 м·с⁻¹). Из-за преобладающих

ветров ЦВ ТЭЦ охватывают, в основном, южную часть исследуемой акватории и привносят с собой тепловую нагрузку на водный объект выше предельно допустимой. Допустимая тепловая нагрузка составляет повышение температуры в естественных водоемах на 5 (зимой) и 3°С (летом).

По своим гидрохимическим характеристикам морская вода в районе сброса ЦВ ТЭЦ приближается к незагрязненной морской воде, характерной для полузамкнутых бухт (табл. 8). Тем не менее, в районе сброса ЦВ ТЭЦ наблюдается пересыщение кислородом: на 20-50% выше, чем в окружающих водах (рис. 27 в, е). Высокое относительное содержание кислорода в районе сброса вод ТЭЦ вызвано повышенной по сравнению с прилегающими водами температурой, т.е. пониженной растворимостью O_2 в воде. Это в сочетании с дополнительным поступлением биогенных веществ выпуска создает благоприятные условия для жизнедеятельности фитопланктона и фитобентоса. В районе поступления ЦВ ТЭЦ функционирующий рядом выпуск бытовых сточных вод приводит к увеличению эвтрофикации. При относительно высоком насыщении вод кислородом, которое характерно для района ТЭЦ, имеет место лимитирование растворенной углекислоты, что влечет за собой угнетение жизнедеятельности фитопланктона (Изменение физико-химических свойств..., 1987).

Таким образом, повышенная температура воды в районе ТЭЦ создает неблагоприятную гидрохимическую ситуацию и оказывает негативное влияние на гидробионты в зоне ее влияния.

Сброс хозяйственных вод расположен на урезе воды в 160 м к востоку от сброса ЦВ ТЭЦ, находится в зоне влияния повышенных температур и оказывает распределяющее действие. Разность фоновых значений солености в бухте и около выпуска составляет 0.8-1.2‰. Этот источник является основным загрязнителем акватории бухты.

Наиболее высокий уровень загрязнения отмечается у выпуска неочищенных сточных вод. Как правило, мелководные выпуски неочищенных сточных вод, расположенные в бухтах со слабым водообменом, являются наиболее опасными. В районах таких выпусков трансформация загрязняющих веществ происходит очень медленно, наблюдается накопление загрязнения, что значительно увеличивает его влияние на окружающую среду (Шульгина, Куракова, Куфтаркова, 1978).

По концентрациям биогенных веществ уровень загрязнения исследуемой части бухты в теплый период был выше, чем в холодный (рис. 28). С одной стороны, это может быть вызвано повышенной рекреационной нагрузкой и объемами сточных вод, а также слабым перемешиванием, характерным для теплого периода года. С другой, - повышение температуры интенсифицирует процессы трансформации и деструкции антропогенного и природного органического вещества, повышая уровень биогенного загрязнения. Значительной изменчивости в сезонной динамике кислорода и солености в районе выпуска не наблюдалось (рис. 26 д, в, е).

Особую тревогу вызывают высокие значения минеральных форм азота, в том числе наиболее токсичного соединения - нитритного азота (NO_2) (табл. 8). Регистрируемые здесь концентрации NO_2 превышают значения ПДК. Дополнительным источником минерального азота является поступающий со сточными водами органический азот, концентрация которого в 3-4 раза превышает среднюю концентрацию $\text{N}_{\text{орг}}$ в бухте.

В районе выпуска сточных вод отмечались также высокие значения минерального и органического фосфора. Соотношение этих форм фосфора является хорошим индикатором загрязнения вод. Известно, что в чистой морской воде, кроме низких абсолютных значений $\text{P}_{\text{мин}}$ и $\text{P}_{\text{орг}}$, низким является и их соотношение - менее 1.0. В загрязненной же воде, напротив, это соотношение выше 1.0 и достигает значений 10-15. Следовательно, в загрязненной морской воде наблюдаются избыточные концентрации минерального фосфора, что свидетельствует о нарушении продукционно-деструкционных процессов. Из рис. 28 видно, что вся восточная часть района исследований имеет отношение $\text{P}_{\text{мин}}:\text{P}_{\text{орг}}$ выше 1.0. Западная же его часть практически не испытывает влияния выпуска, что подтверждают низкие величины отношения $\text{P}_{\text{мин}}:\text{P}_{\text{орг}}$ (0.3-0.5).

В районе поступления хозяйственного стока отмечалось понижение содержания растворенного кислорода. Для поверхностных вод наблюдаемую в ноябре величину насыщения кислородом 80-90% можно характеризовать как пониженную. В августе 1993 года в районе сброса сточных вод концентрация кислорода была ниже ПДК (3.91 $\text{мл}\cdot\text{л}^{-1}$). В этот период, по-видимому, был мощный выброс неочищенных стоков с низким содержанием кислорода. Подтверждением тому является высокая концентрация нитритного и аммонийного азота (92 и 600

Таблица 8. Значения гидрохимических показателей, полученные в разных районах Столицопольской бухты (август 1993 г.).

Место отбора проб	T, °C	S, %/oo	O _b		NO ₃ ⁻ , мкг·л ⁻¹	NO ₂ , мкг·л ⁻¹	NH ₄ ⁺ , мкг·л ⁻¹
			млрд ⁻¹	%			
1. Выпуск хозяйственных сточных вод	24.9	14.06	3.91	73	92	75	600
2. Район броска ЦВ ТЭЦ	36.4	17.65	5.12	118	4	18	9
3. Район выхода из бухты	24.8	17.84	6.62	127	1	2	0

Место отбора проб	N _{org}		PO ₄ ³⁻		P _{org} , мкг·л ⁻¹	Si, мкг·л ⁻¹	Ожид.	БПК ₅ , мг·л ⁻¹	P ₁ : P ₀
	N _{NO₃}	N _{NO₂}	P _{PO₄}	P _{Si}					
1. Выпуск хозяйственных сточных вод	1400	420	50	1057	7.32	3.79	8.5		
2. Район броска ЦВ ТЭЦ	338	12	6	332	3.46	0.82	2.0		
3. Район выхода из бухты	377	6	11	740	3.95	2.35	0.6		

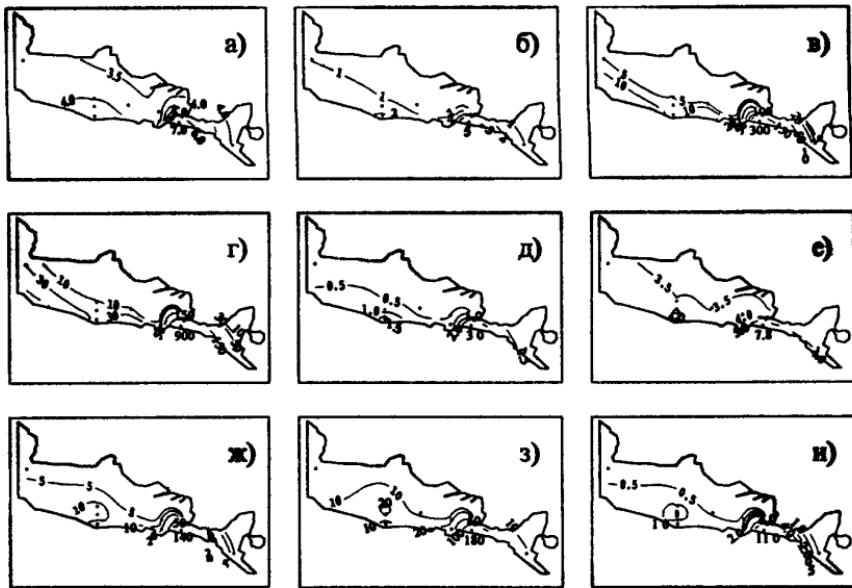


Рис. 28. Распределение гидрохимических показателей на поверхности в теплый и холодный периоды года: 29 июля 1993 г.: а) окисляемость, мг О₂·л⁻¹; б) БПК₅, мл·л⁻¹; в) фосфаты, мкг·л⁻¹; г) аммонийный азот, мкг·л⁻¹; 10 ноября 1992 г.: д) БПК₅, мл·л⁻¹; 17 ноября 1992 г.: е) окисляемость, мг О₂·л⁻¹; ж) фосфаты, мкг·л⁻¹; з) аммонийный азот, мкг·л⁻¹; и) Р_{МН} : Р_{огр}.

мкг·л⁻¹), характерная для неочищенных, либо прошедших только механическую очистку стоков.

Таким образом, гидрохимические характеристики свидетельствуют о чрезвычайно высокой степени загрязнения района выпуска бытовых сточных вод. Наряду с нашими исследованиями в районе ТЭЦ в 1993 г. сотрудниками МО УкрНИГМИ (ранее СО ГОИН) проводился отбор проб на содержание хлорированных углеводородов (γ-ГХЦГ, ДДТ, ПХБ). Анализ полученного материала показал, что в пробах систематически обнаруживались γ-ГХЦГ в пределах 1.2-2.4 нг·л⁻¹ и ПХБ - около 20 нг·л⁻¹ (Гидрология и гидрохимия морей..., 1996).

Основываясь на гидрохимическом материале, полученном в период с марта 1990 г. по август 1993 г., можно говорить о высоких тепловой и биогенной нагрузках на исследуемую акваторию бухты и невозможности использования ее в рекреационных целях.

2.1.3. ОПТИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВОД СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

В августе, октябре, декабре 1991 г и феврале 1992 г отделом оптики и биофизики Морского гидрофизического института НАН Украины были проведены исследования оптических характеристик вод Севастопольской бухты. Эти исследования проводились с целью разработки научных рекомендаций по природоохранным мероприятиям в Севастопольской бухте в связи с намечавшейся реконструкцией нефтегавани и связанных с этим дноуглубительных работах на ее акватории. При выемке грунта илистые отложения на дне нефтегавани, содержащие высокие концентрации нефтяных продуктов и поэтому экологически опасные, будут взмучиваться и разноситься течениями по бухте, загрязняя ее воды. В задачу исследований входило определение оптических характеристик вод бухты и возможных путей перемещения по ней взвеси из района нефтегавани. Решение этой задачи облегчалось наличием постоянно действующего природного источника взвеси, поступающей в больших объемах в бухту из вод реки Черной. Распространение в бухте этих мутных вод, содержащих высокие концентрации взвеси, легко прослеживается по прозрачности воды.

Для оптического контроля за перемещением и концентрацией в воде иловых отложений из района нефтегавани, которые будут поступать в бухту во время дноуглубительных работ, предполагалось использовать различия в спектральном распределении показателя ослабления излучения.

В данной работе рассматриваются результаты гидрооптических измерений в Севастопольской бухте, показывающие пространственно-временную изменчивость оптических характеристик ее вод в период август 1991г - февраль 1992г и их спектральные особенности. Такие детальные гидрооптические исследования выполнены в Севастопольской бухте впервые.

Измерялись: глубина видимости белого диска Z_b , [м], цвет воды в баллах стандартной шкалы цветности $N_{цв}$, [баллы], спектральное распределение показателя ослабления излучения $\varepsilon(\lambda)$, [м^{-1}].

Глубина видимости белого диска (по гидрооптическому ГОСТу эта величина называется "относительная прозрачность") определялась с помощью диска со стандартным диа-

метром 30 см окрашенного в белый цвет. Для определения цвета воды использовалась шкала цветности (Фореля-Уле). Шкала содержит 21 пробирку с жидкостями разного цвета, с которыми сравнивается цвет белого диска в воде на половине глубины его предельной видимости. Более подробно методика измерений Зб и Нцв описана в работе (Неуймин, Маньковский, 1977). В табл. 9 дано соответствие цвета воды в баллах цветовому ощущению человеческого глаза.

Таблица 9. Шкала цветности морских вод

Нцв Баллы	Цвет	Нцв баллы	Цвет
1	Синий	12	Желтовато-зеленый
2	Синий	13	Зеленовато-желтый
3	Голубой	14	Зеленовато-желтый
4	Голубой	15	Желтый
5	Зеленовато-голубой	16	Желтый
6	Зеленовато-голубой	17	Коричневато-желтый
7	Голубовато-зеленый	18	Коричневато-желтый
8	Голубовато-зеленый	19	Желтовато-коричневый
9	Зеленый	20	Желтовато-коричневый
10	Зеленый	21	Коричневый
11	Желтовато-зеленый		

Измерения прозрачности воды с помощью белого диска давно используются в гидрооптике ввиду простоты этого метода и наглядности получаемых результатов. Точность измерений Зб составляет около 10%. Белый диск, используемый для измерений, называют "Диск Секки" по имени итальянского океанографа, которого принято считать первым использовавшим его (в 1865 г) для оценки прозрачности морских вод. Однако следует сказать, что впервые подобный метод применил в 1817 г. офицер русского флота О.Е. Коцебу во время тихоокеанской экспедиции на корабле "Рюрик" (он использовал для измерения прозрачности воды белую тарелку из судового сервиса). Эти наблюдения не получили широкой научной гласности и вскоре были забыты. Через полвека такой способ определения прозрачности воды родился вторично, но под другим именем.

Показатель ослабления излучения - ПОИ измерялся в пробах воды с помощью лабораторного прозрачномера ЛАП (Маньковский, Кайгородов, 1980) в 16 участках видимой области спектра: 416, 432, 443, 468, 490, 506, 527, 547, 567, 574, 587,

610, 625, 640, 677, 700 нм. Его величина рассчитывалась при десятичном основании логарифма по формуле

$$\epsilon, \text{ м}^{-1} = 1 / L \cdot \text{Log}(B_L/B_0), \quad (1)$$

где: B_0 и B_L - начальная яркость светового пучка и его яркость после прохождения в воде пути длиной L метров (L - измерительная база прозрачномера). Размерность показателя ослабления - обратный метр [м^{-1}]; это величина обратная расстоянию, на котором начальная яркость светового пучка ослабляется в 10 раз. Погрешность измерений ПОИ прозрачномером ЛАП составляет около 7%. Показатель ослабления излучения связан с глубиной видимости белого диска обратно пропорциональной зависимостью, то есть при увеличении прозрачности воды Z_b показатель ослабления ϵ уменьшается и наоборот. Кстати, такая же связь существует между Z_b и $N_{\text{цв}}$.

Пробы воды для измерений ПОИ отбирались с поверхности моря ведром. Пространственное распределение ПОИ строилось для длины волны 700 нм, так как в этом участке спектра показатель ослабления наиболее информативен относительно содержания взвеси в воде.

Гидрооптические наблюдения проводились с борта маломерного судна УКС-1009 "Стриж", принадлежавшем Севастопольскому отделению ВНИРО. В съемках выполнявшихся в августе и октябре измерения проводились в течение нескольких дней. Ежедневно примерно в 30 точках измерялись Z_b и на некоторых из них $N_{\text{цв}}$, в 20 точках отбирались пробы воды. При стабильных метеоусловиях, имевших место во время съемок в августе и октябре, строились осредненные за все дни карты распределения оптических характеристик. Гидрооптические наблюдения в декабре 1991 г и в феврале 1992 г ввиду сложных метеоусловий выполнялись по сокращенной программе - за один день и не по всем характеристикам.

Кроме решения прикладных задач, связанных с реконструкцией нефтегавани, измерявшиеся в Севастопольской бухте оптические характеристики могут быть использованы для оценки состояния ее экосистемы. Существует тесная связь оптических и биологических характеристик, проявляющаяся в следующем. Прозрачность воды зависит от содержания в ней взвешенных частиц и растворенной органической субстанции называемой "желтое вещество" - ЖВ. Большая часть взвеси в

море органического происхождения- это живой и отмерший фитопланктон. При деструкции отмерших клеток образуется желтое вещество. В свою очередь прозрачность воды влияет на процессы жизнедеятельности фитопланктона, так как от нее зависит степень ослабления поступающей в море солнечной радиации, необходимой для фотосинтеза.

Например, по глубине видимости белого диска можно определить такие показатели состояния экосистемы как: концентрация хлорофилла, продукция фитопланктона, толщина эвфотического слоя вод, концентрация взвеси и др. Соответствующие формулы приводятся в работе (Маньковский, 1999).

Цвет воды также характеризует состояние экосистемы. Согласно оптической классификации вод (Маньковский, 1980), цвет воды связан следующим образом с трофностью вод: $N_{ЦВ}=1-5$ баллов - олиготрофные, $N_{ЦВ}=5-7$ баллов - мезотрофные, $N_{ЦВ}>7$ баллов - эвтрофные.

Пространственное распределение. В августе и октябре 1991 г штилевая и слабоветренная погода позволила провести съемки в полном объеме, что дало возможность построить подробные карты распределения оптических характеристик, особенно для глубины видимости белого диска, которая определялась на всех станциях. Карты распределения Z_6 в августе и октябре 1991 г (рис.29, 30) в основных чертах сходны. Прозрачность воды постепенно уменьшается от входа в СБ к ее вершине. Диапазон изменения Z_6 от горла до вершины, где впадает река Черная, составлял: 7-1,5 м в августе и 6,5-1,5 м в октябре. Характерной особенностью распределения Z_6 в обоих случаях является то, что в поперечном сечении Севастопольской бухты около ее осевой линии прозрачность воды ниже по сравнению с прибрежными водами, в то время как обычно в морских бухтах наблюдается обратная картина. Такая "аномалия" обусловлена влиянием стока мутных вод реки Черной. На картах распределения Z_6 видно, что эти воды переносятся вдоль Севастопольской бухты поверхностным течением, идущим примерно по средине. До Южной бухты этот поток более мутных вод неразрывен, а западнее он распадается и его структура становится ячеистой. У горла Севастопольской бухты поток более мутных вод смещается к северу от срединной линии, оттесняемый более прозрачными водами севастопольского рейда.

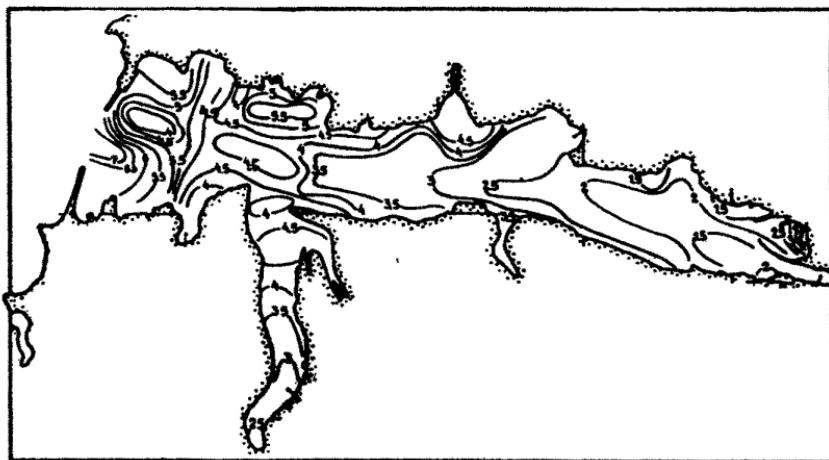


Рис. 29. Распределение глубины видимости белого диска (метры) во время съемки 14-18 августа 1991 г.

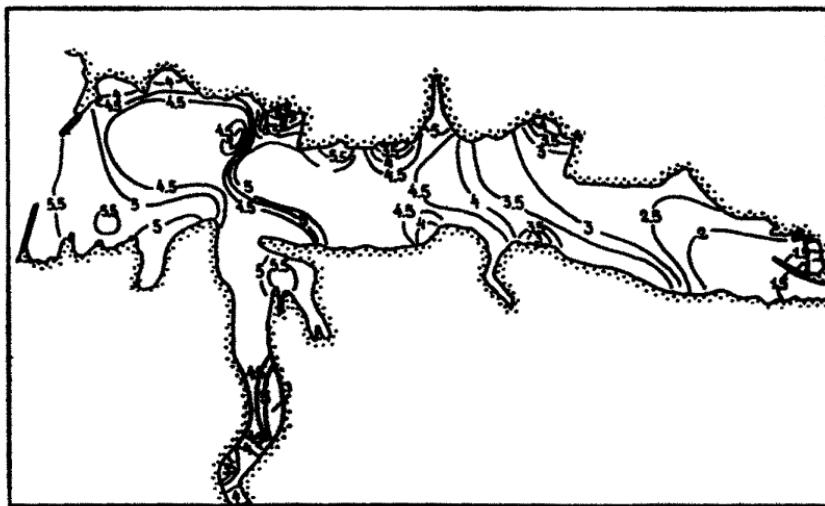


Рис. 30. Распределение глубины видимости белого диска (метры) во время съемки 15-20 октября 1991 г.

Карты распределения цвета воды представлены на рис. 31, 32. Ввиду малого числа измерений на карте в августовской съемке изолинии не проводились, а показаны значения $N_{ЦВ}$ в отдельных точках. В октябре число измерений было достаточно. Цвет воды в Севастопольской бухте изменялся от сине-зеленого или зеленого на входе ($N_{ЦВ}=8-9$ баллов) до желтого ($N_{ЦВ}=16$ баллов) в ее вершине. Пожелтение воды означает наличие в ней высокой концентрации желтого вещества, которое сильно ослабляет излучение в коротковолновой части спектра (синие лучи). В распределении цвета воды видно, что в прибрежных районах, где величина $Zб$ была выше относительно срединной части, наблюдалось и изменение ее цвета - балл цветности снижался, то есть уменьшалась концентрация ЖВ.

Распределение показателя ослабления излучения ϵ (700), представленное на рис. 33 и 34, показывает в основных чертах те же закономерности изменений прозрачности воды, что и данные по $Zб$. По сравнению с распределением $Zб$ картина по ПОИ сглажена, так как отбор проб для измерений ПОИ производился на меньшем числе точек. Диапазон изменения ПОИ в Севастопольской бухте от ее горла к вершине составил: в августе - $\epsilon = 0,7-1,3, \text{м}^{-1}$; в октябре - $\epsilon = 0,6-1,2, \text{м}^{-1}$.

Распределения $Zб$ и ϵ (700) в декабре 1991 г (рис. 35 и 36) в главных чертах подобны распределениям этих величин в октябре, но прозрачность воды в декабре в целом по бухте была значительно выше: $Zб=8-2 \text{ м}$, ϵ (700) = $0,35-1,0, \text{м}^{-1}$.

Данные съемки февраля 1992 г ограничиваются глубиной видимости белого диска (рис. 37). Они интересны тем, что показывают картину распределения прозрачности воды после северо-западного шторма. При таком шторме прозрачность воды, поступающей в Севастопольскую бухту из севастопольского рейда, резко падает вследствие взмучивания волнами донных осадков на мелководье. На входе прозрачность воды составляла всего три метра. Это отразилось на диапазоне изменения прозрачности воды в бухте - он был значительно меньше по сравнению с другими съемками и составил 4,5-2 м. Наиболее прозрачные воды $Zб=4-4,5 \text{ м}$ наблюдались около мыса Николаевского и у входа в Южную бухту. Всю северную половину Севастопольской бухты занимали воды с низкой прозрачностью $Zб=2-3 \text{ м}$. Мы полагаем, что это были воды реки Черной, прижатые к северному побережью циклоническим течением, возбужденным северо-западным ветром.

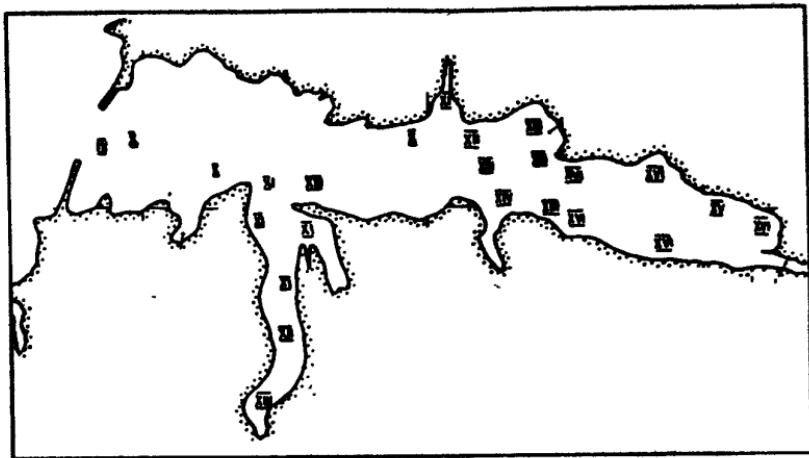


Рис. 31. Распределение цвета воды (баллы) во время съемки 14-18 августа 1991 г.

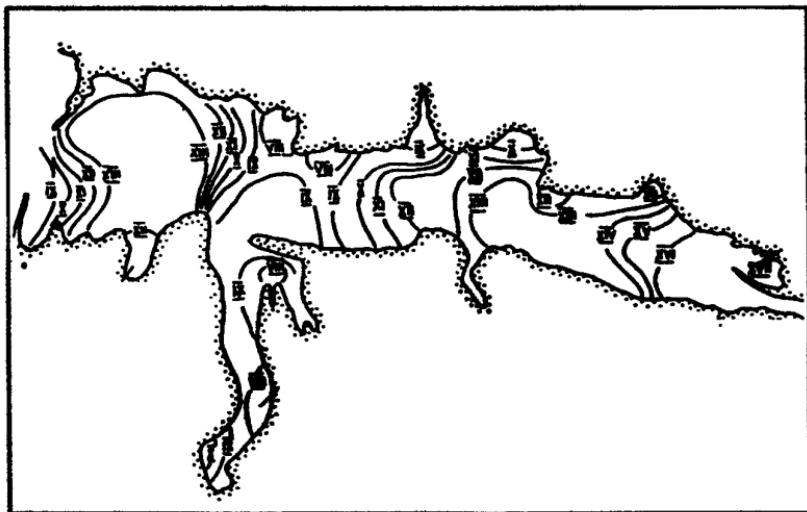


Рис. 32. Распределение цвета воды (баллы) во время съемки 15-20 октября 1991 г.

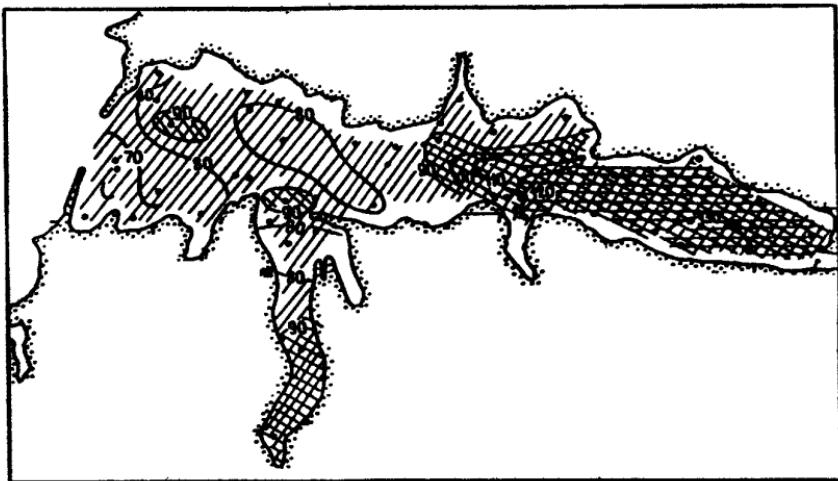


Рис. 33. Распределение показателя ослабления излучения ($\epsilon \cdot 10^2, \text{ м}^{-1}$) на поверхности бухты на длине волны 700 нм во время съемки 14-18 августа 1991 г.

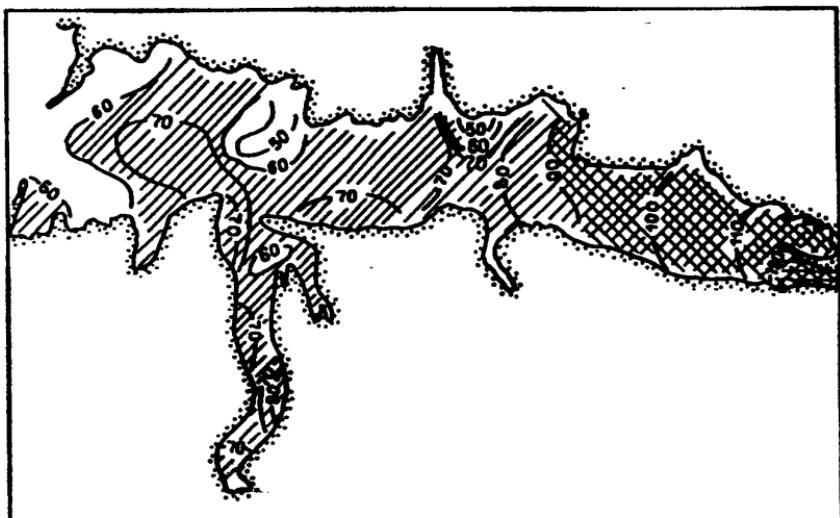


Рис. 34. Распределение показателя ослабления излучения ($\epsilon \cdot 10^2, \text{ м}^{-1}$) на поверхности бухты на длине волны 700 нм во время съемки 15-20 октября 1991 г.

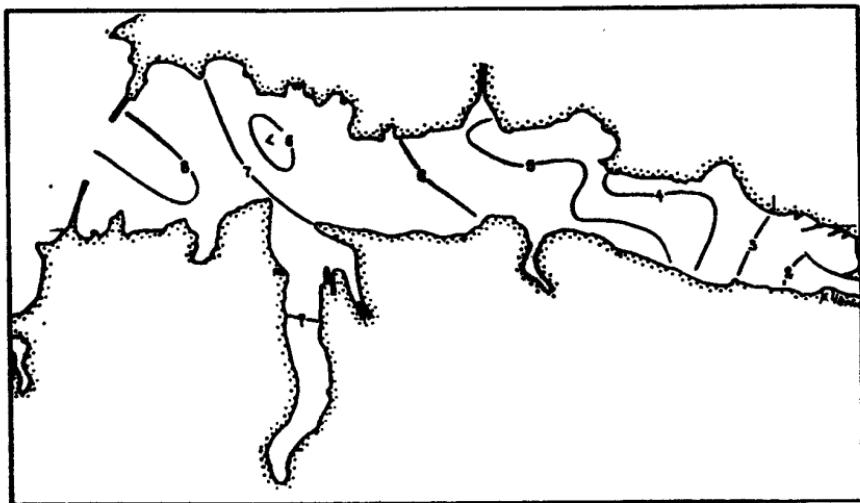


Рис. 35. Распределение глубины видимости белого диска (метры) во время съемки 20 декабря 1991 г.

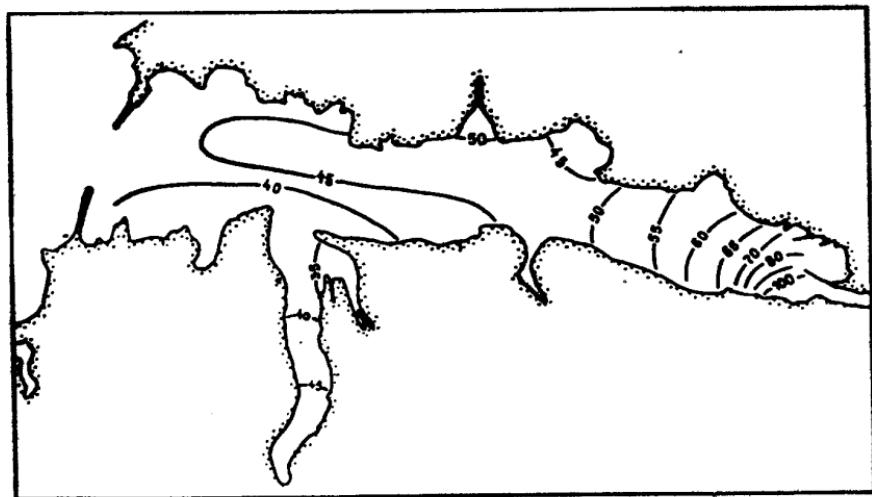


Рис. 36. Распределение показателя ослабления излучения ($\epsilon \cdot 10^2, \text{ м}^{-1}$) на поверхности бухты на длине волны 700 нм во время съемки 20 декабря 1991 г.

При сравнении распределений оптических характеристик воды по всем съемкам обращает внимание повышенная прозрачность воды, соответственно пониженные значения показателя ослабления и балла цветности, постоянно наблюдавшиеся в северной части Южной бухты.

Спектральное распределение. На рис. 38 показано спектральное распределение ПОИ, измеренное в различных частях Севастопольской бухты в декабре 1991 г. в точках, расположенных около осевой линии, где распространяются воды реки Черной. Они показывают изменение спектрального распределения ПОИ в водах от входа в Севастопольскую бухту до реки Черной: спектр 1 ($Z_6=8$ м) - на входе в бухту спектр 4 ($Z_6=1,5$ м) - около устья реки Черной. По мере смешения морских вод с водами реки Черной минимум на спектральной кривой смещается из зеленой области спектра в красную: с 527 нм на 1-м спектре на 640 нм на 3 и 4 спектрах. В то же время более быстро увеличиваются значения ПОИ в фиолетовой области спектра по сравнению с красной, в результате чего изменяется соотношение их величин следующим образом: $Z_6=8$ м - $\epsilon(416) < \epsilon(700)$; $Z_6=5,5$ м - $\epsilon(416) = \epsilon(700)$; $Z_6=3,5$ м и $Z_6=1,5$ м - $\epsilon(416) > \epsilon(700)$. Такие изменения в спектральном распределении ПОИ характерны, когда в воде сильно увеличивается концентрации желтого вещества. По положению минимума на спектральных кривых ПОИ можно заключить, что в пробах воды, представленных спектрами 1 и 2 (от входа в бухту до Килен балки, где минимум находится в зеленой части спектра), преобладают морские воды, а в пробах, представленных спектрами 3 и 4 (восточнее Килен балки, минимум расположен в красной части спектра), преобладают воды реки Черной.

Толщина эвфотического слоя и концентрация взвеси. Используя формулы из работы (Маньковский, 1999), по глубине видимости белого диска оценим толщину эвфотического слоя по уровню 1% от поступающей на поверхность моря фотосинтетически активной радиации - Нэвф(ФАР) и средней концентрации взвеси в слое от поверхности до глубины видимости белого диска - $\langle B(0-Z_6) \rangle$.

$$\text{Нэвф(ФАР), м} = 2,6 \cdot Z_6 \quad (2),$$

$$\text{Log} \langle B(0-Z_6) \rangle, \text{мг} \cdot \text{л}^{-1} = 1,17 - 1,29 \cdot \text{Log} Z_6 \quad (3).$$

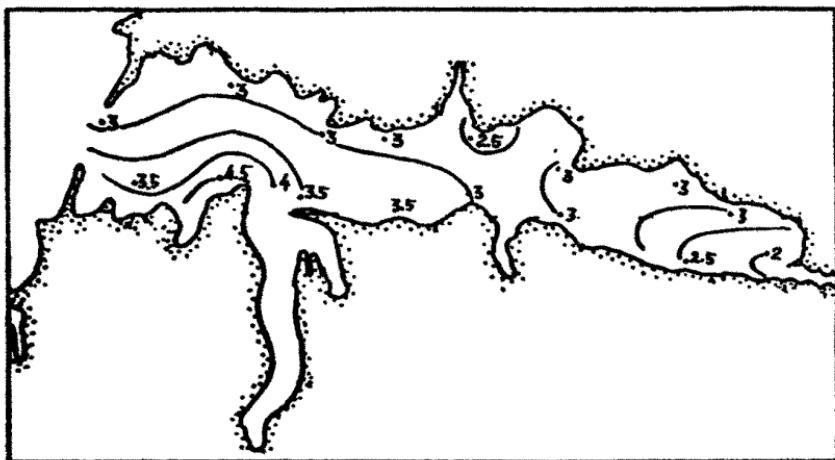


Рис. 37. Распределение глубины видимости белого диска (метры) во время съемки 28 февраля 1992 г.

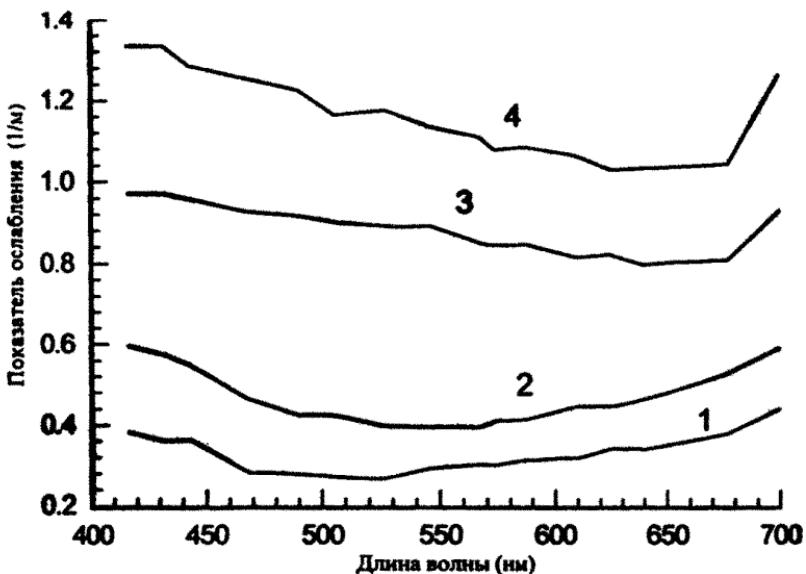


Рис. 38. Спектры показателя ослабления излучения для вод с различной глубиной видимости белого диска: 1 - $Z_6=8$ м, 2 - $Z_6=5.5$ м, 3 - $Z_6=3.5$ м, 4 - $Z_6=1.5$ м.

Результаты оценок по данным формулам приведены в табл. 10. В верхней строке дана толщина эвфотического слоя в метрах, в нижней - концентрация взвеси в $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Изменение величин указано по направлению от горла Севастопольской бухты к ее вершине, тоже самое относится к Южной бухте.

Таблица 10. Толщина эвфотического слоя (числитель) и концентрация взвеси (знаменатель) в различных районах Севастопольской бухты

Год, мес.	Горло Севастопольской бухты Южная бухта	Южная бухта- Килен бухта	Килен бухта- ГРЭС	ГРЭС- Река Черная	Южная бухта
1991 авг.	18,2-13,0 1,2-1,9	14,3-11,7 1,6-2,1	7,8-6,5 3,6-4,5	5,2-3,9 6,1-8,8	11,7-6,5 2,1-4,5
1991 окт.	20,8-15,6 1,0-1,5	14,3-11,7 1,6-2,1	11,7-6,5 2,1-2,9	5,2-3,9 6,1-8,8	14,3-9,1 1,6-2,9
1991 дек.	26,0-18,2 0,8-1,2	23,4-20,8 0,9-1,0	18,2-13,0 1,2-1,9	7,8-5,2 3,6-6,1	19,5-10,4 1,1-2,5
1992 фев.	9,1-7,8 2,9-3,6	11,7-9,1 2,1-2,9	7,8-6,5 3,6-4,5	7,8-2,6 3,6-14,8	—

В период август-декабрь 1991 г. толщина эвфотического слоя у горла Севастопольской бухты составляла 18,2-26,0 м, и он простирался до дна. От ГРЭС до реки Черной толщина эвфотического слоя в большинстве случаев была меньше глубины вод. На большей части Южной бухты в августе и октябре эвфотический слой не доходил до дна, но в декабре в северной ее части величина Нэвф составила 19,3 м, то есть превышала глубину вод. В феврале 1992 г. из-за низкой прозрачности воды толщина эвфотического слоя практически по всей СБ была меньше глубины вод.

Концентрация взвеси в августе - декабре 1991 г. у горла бухты изменилась в пределах 0,8-1,9 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$, а в районе устья реки Черной она составляла 6,1-8,8 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$. В феврале 1992 г. после северо-западного шторма концентрация взвеси у горла составляла 3,6 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$, у реки Черной - 14,8 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$.

Выводы.

1. В Севастопольской бухте наблюдается сильное уменьшение прозрачности воды от ее горла к вершине и специфическое ее распределение в поперечном сечении, проявляющееся в уменьшении прозрачности от берегов к осевой линии.

2. Такое распределение прозрачности воды обусловлено стоком в вершине бухты вод реки Черной, намного более мутных по сравнению с морскими, и переносом их вдоль Севастопольской бухты к ее горлу течением идущим около осевой линии.

3. Вынос замутненных вод из бухты происходит в северной части ее горла, поступление более прозрачных морских вод - в южной части горла.

4. В период наблюдений имела место повышенная прозрачность воды в северной части Южной бухты, что свидетельствовало о постоянном притоке сюда более прозрачных морских вод, поступающих в Севастопольскую бухту.

5. При северо-западном шторме прозрачность воды в бухту резко уменьшается вследствие поступления в нее в это время сильно замутненных, из-за волнения на мелководье, вод севастопольского рейда.

6. Спектральные распределения показателя ослабления излучения в морской воде, поступающей в бухту, и в воде реки Черной резко различаются, что может использоваться для идентификации вод, содержащих большую примесь вод реки Черной.

7. При спокойных метеоусловиях (август-декабрь 1991 г) эвфотический слой у горла Севастопольской бухты простирался до дна, от ГРЭС до реки Черной его толщина в большинстве мест была меньше глубины вод. При северо-западном шторме (февраль 1992 г) толщина эвфотического слоя практически по всей бухте была меньше глубины вод.

2.1.4. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ БАКТЕРИОПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

Активная хозяйственная деятельность человека привела к тому, что районы шельфа оказались ареной, где происходят глубокие экологические изменения. Прибрежные участки моря и, особенно бухты, испытывают на себе мощные антропогенные нагрузки, прежде всего за счет промышленных, сельскохозяйственных и бытовых стоков, которые несут с собой в больших количествах загрязняющие вещества, которые могут оказывать как прямое воздействие на живые организмы, так и опосредованно влиять на них, вследствие изменения состава растворенного органического вещества в воде (Драчев, 1964; Патин, 1979; Миронов, 1973; Мазманиди, 1988).

Одним из основных трансформаторов органических веществ в водных экосистемах являются микроорганизмы. Преобразованные ими органические субстраты затем используются для питания фитопланктоном и фитобентосом. Кроме того, сам бактериопланктон может служить пищей для зоопланктона и зообентоса. Поэтому деятельность бактерий в водоеме, с одной стороны, обуславливает развитие основных звеньев в пищевых цепях, с другой стороны, численность микроорганизмов в воде может служить показателем экологической обстановки, так как именно они одними из первых реагируют на изменение в количестве и составе органического вещества (Моделирование..., 1991; Чепурнова, Шумакова, Гутвейб, 1993).

Одним из примеров пагубного воздействия человека на водную экосистему может служить Севастопольская бухта. Имеющиеся литературные данные говорят о неуклонной тенденции увеличения общей численности бактерий, полученной на стационарной станции, расположенной у выхода из бухты. Это позволило нам предположить, что еще более критическая ситуация складывается в закрытых участках бухты. Поэтому, в рамках проекта INTAS (# 96-1961), были выбраны станции, отличающиеся друг от друга по степени загрязнения и удаленности от выхода из бухты для оценки современного состояния сообщества бактериопланктона в Севастопольской бухте.

Пробы для определения общей численности бактериопланктона собирали ежемесячно в прибрежье Севастополя в течение 1998 - 1999 гг. Опираясь на имеющиеся литературные

данные и наши собственные исследования предыдущих лет, на-
ми были выбраны четыре станции в Севастопольской бухте: в
районе Инкермана - станция № 2, в Южной бухте - станция №
6, у выхода из бухты, в районе Константиновского равелина, -
станция № 7, в центре бухты - станция № 13 (рис. 16).

Плотность бактерий (N) до 1989 г. определялась по данным
прямого счета на фильтрах с использованием традиционного
метода окраски бактерий эритрозином. Для этого 2 - 5 мл про-
бы осаждали на нитроцеллюлозные фильтры «Suprogel» (Чехо-
словакия) или «Sartorius» (Германия) с диаметром пор 0,2 мкм,
фиксировали микроорганизмы в парах 40% формалина, а затем
окрашивали 5% раствором эритрозина на 5% карболовой ки-
слоте в течение 2-3 часов. Просчитывали бактерии с помощью
(Разумов, 1932).

В своих исследованиях мы пользовались более современ-
ными методами окраски бактериопланктона флуорохромными
красителями и счета микроорганизмов с использованием лю-
минесцентного микроскопа. Для сгущения бактерий использо-
вали ядерные фильтры (производства ОИЯИ, г. Дубна, Россия)
с диаметром пор 0,2 мкм, которые предварительно в течение
суток окрашивали 0,2% раствором иргалана черного в 2% ук-
сусной кислоте для снятия автофлуоресценции фильтра. Пробу
воды, объемом 2-5 мл в зависимости от сезона, помещали в
фильтровальную установку. Для фиксации добавляли 10% ней-
трализованный фильтрованной морской водой глютаральдегид
до конечной концентрации его в пробе - 1%. Время фиксации
составляло не менее 5 минут. Затем в воронку добавляли флуо-
рохромный краситель - 0,33% раствор профлавина (3,6-
Diaminoacridine hemisulfate, Aldrich Chemical Company, Inc.) до
конечной концентрации 0,033%, время окраски микроорганиз-
мов - 3 - 5 минут. Счет бактериопланктона проводили с помо-
щью люминесцентного микроскопа «Jenalumar» (диапазон воз-
буждения 470-490 нм, пропускания - 500-520 нм) (Haas, 1982;
Hobbie, Daley, Jasper, 1977). На каждом фильтре (в случае и све-
товой, и люминесцентной микроскопии) просчитывали 10-20
полей зрения для получения данных с ошибкой не более 20%
при 95% уровне значимости (Лебедева, Шумакова, 1969).

По имеющимся литературным данным, несмотря на раз-
личные методические подходы, все же возможно проведение

сравнительных оценок, так как порядок величин получаемых данных остается один и тот же (Мицкевич, Сажин, 1989; Чепурнова, Шумакова, Гутвейб, 1993; Van Es, Meyer-Reil, 1982). Кроме того, в предварительных исследованиях, было установлено, что для Севастопольской бухты метод Разумова дает результаты в 1,53 - 2,29 раза выше, по сравнению с использованным нами методом, что согласуется с данными других авторов, полученных в различных районах Черного моря (Мицкевич, Сажин, 1989). Поэтому, для сравнения многолетних данных по общей численности бактерий результаты 1998 года, полученные при окраске бактерий флуорохромом, умножали на усредненный переходный коэффициент 1,8.

Анализ полученных данных показал, что все исследованные станции по общему количеству бактериопланктона четко делятся на две группы в зависимости от удаленности от открытой части моря.

На станциях, расположенных недалеко от выхода из бухты, в районе Константиновского ровелина, и в центре бухты плотность бактериального населения составляла в среднем за год 1680 тыс. кл[•]мл⁻¹ (при разбросе 479-3818 тыс. кл[•]мл⁻¹) и 952 тыс. кл[•]мл⁻¹ (при колебании 385-1504 тыс. кл[•]мл⁻¹), соответственно. Для станций, расположенных в глубине бухты в районе Инкермана и в Южной бухте, сложилась менее благоприятная в экологическом отношении ситуация. Показатели общей численности бактерий здесь составляют 2786 тыс. кл[•]мл⁻¹ (213-6381 тыс. кл[•]мл⁻¹) и 2560 тыс. кл[•]мл⁻¹ (638-8907 тыс. кл[•]мл⁻¹), соответственно. Поэтому эти районы можно охарактеризовать как более эвтрофированные по сравнению со станциями, расположеными ближе к открытой части моря (рис. 39). Для данных участков бухты, на фоне затрудненного водообмена, характерна очень высокая степень загрязнения нефтяными углеводородами, тяжелыми металлами и другими токсикантами.

За период исследования на всех станциях наименьшая численность бактерий наблюдалась в холодный осенне-зимний период. Весеннее цветение фитопланктона способствовало резкому увеличению плотности бактериальной популяции. Максимальные значения численности бактериопланктона приходятся на период лета и начала осени, что связано, по-видимому, с повышенными концентрациями органического вещества, образующегося в следствии отмирания фитопланктона, и оптимальной температурой воды (Шумакова, 1980).

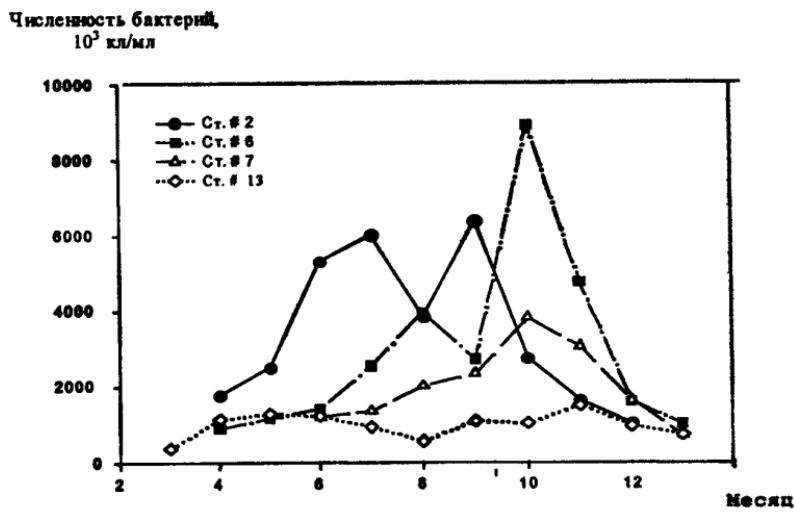


Рис. 39. Сезонная динамика общей численности бактериопланктона в различных точках Севастопольской бухты в 1998 г.

Систематические исследования состояния бактериопланктонной популяции в Севастопольской бухте проводятся с 60-х годов нашего столетия. Так, в 1966 году, общая численность бактерий в ней составляла 509 тыс. кл \cdot мл $^{-1}$, что соответствовало уровню олиготрофных вод (Горбенко, 1977). В 1976 году, до строительства мола, бухта характеризовалась как мезотрофный водоем. На стационарной станции, расположенной на выходе из Севастопольской бухты, на поверхности средняя численность бактерий достигала 1 млн. кл \cdot мл $^{-1}$ (Шумакова, 1980). Строительство защитного мола привело к дальнейшей эвтрофикации бухты и повышению средней численности бактерий в 1982-83 гг. до 3 млн. кл \cdot мл $^{-1}$. В 1988-89 гг. численность бактерий у выхода из бухты составляла 2,6 млн. кл \cdot мл $^{-1}$ (Чепурнова и др., 1993). Подобная плотность бактериального населения соответствует эвтрофным участкам морских заливов и лагун (Сорокин, 1973). Полученные в 1998 г. величины, после пересчета с коэффициентом 1,8, составляют в среднем за год 3,2 млн. кл \cdot мл $^{-1}$.

Многолетняя динамика общей численности бактерий, полученная на стационарной (в течение ряда лет) станции у выхода из Севастопольской бухты представлена в табл. 11.

Таблица 11. Многолетняя динамика общей численности бактерий в Севастопольской бухте.

Годы исследований	Значение общей численности бактерий, тыс. кл ¹ мл ⁻¹			Автор
	минимальное	Максимальное	Среднее	
1966	410	742	509	Горбенко, 1977
1976	571	1395	1091	Шумакова, 1980
1982-1983	1308	4371	3000	Чепурнова, Шумакова, Гутвейб, 1993
1988-1989	824	4680	2600	Чепурнова, Шумакова, Гутвейб, 1993
1998*	910	7252	3192	Собственные данные

* численность бактерий дана с учетом переходного коэффициента

Таким образом, строительство защитного мола, послужило одной из основных причин резкого увеличения количества бактерий с 1 млн. кл¹мл⁻¹ в 1976 г. до 3 млн. кл¹мл⁻¹ в 1982 г. За период 1982 - 1998 гг. бактериальная численность колебалась не столь значительно - от 2,6 до 3,2 млн. кл¹мл⁻¹. По-видимому, в течение этого времени состояние бактериопланктонного сообщества в данном участке бухты постепенно стабилизируется (рис. 40).

На фоне высокой плотности гетеротрофного бактериопланктона в бухте четко прослеживается снижение биомассы фитопланктона, а со второй половины 80-х годов и мезозоопланктона организмов. То есть, хронический процесс загрязнения сопровождается сокращением количеств фитопланктона и, соответственно, уменьшением видового разнообразия и биомассы зоопланктона, что в свою очередь приводит к ухудшению кормовой базы для более высоких трофических уровней (Ковалев, Губанова, 1995).

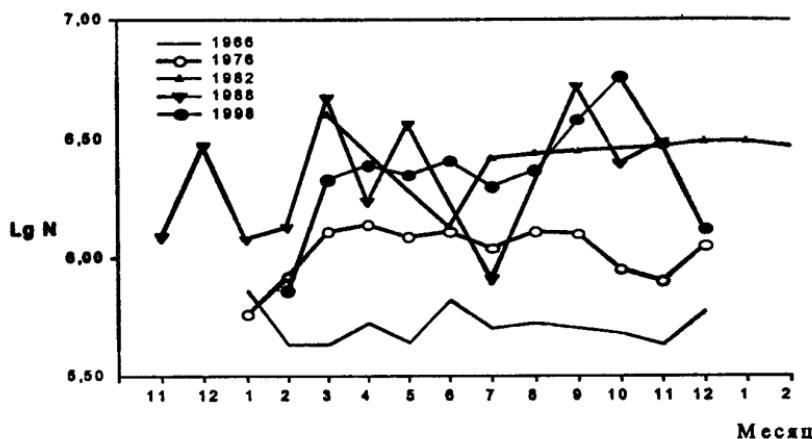


Рис. 40. Многолетняя динамика численности бактерий у входа в Севастопольскую бухту.

Выводы.

1. Проведенные исследования подтвердили полученные ранее данные о том, что в Севастопольской бухте продолжается процесс эвтрофикации и в настоящий момент ее акватория по количеству гетеротрофного бактериопланктона представляет собой эвтрофный район.

2. Для более закрытых участков бухты в районе Инкермана и в Южной бухте характерна повышенная плотность бактериальной популяции по сравнению со станциями, где происходит свободный водообмен с открытым морем. Эти районы, по-видимому, можно охарактеризовать как гиперэвтрофные.

2.1.5. ГЕТЕРОТРОФНЫЙ НАНОПЛАНКТОН И ИНФУЗОРИИ В СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЕ: СОСТАВ, ОБИЛИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И ИХ ИЗМЕНЧИВОСТЬ

Гетеротрофные простейшие - важнейшие функциональные компоненты в планктонных сообществах любых водоемов, на долю которых приходится значительная часть ассимилируемого в общем потоке органического вещества и минерализованных элементов, возвращаемых (с участием бактериопланктона) в экосистемы в результате биотической регенерации.

Представление о роли инфузорий сформировалось давно (начиная с 30-х годов) (Заика, 1983). Об инфузориях бухты (состав, обилие, сезонные изменения) имеются немногочисленные литературные сведения по выборкам в ее отдельных точках (Заика, Аверина, 1968; Павловская, 1976; Ковалев, 1980). Относительно гетеротрофных флагеллят это представление возникло в начале 70-х годов, когда был преодолен такой сдерживающий фактор в исследованиях наногетеротрофного планктона как трудности методического характера. Кроме того тогда же началась разработка новой концепции функционирования водных экосистем (Ромегоу, 1974 и др.), в соответствии с которой было введено понятие «микробиальной пищевой петли» («microbial food loop»), многокомпонентной структуры в планктоне, объединяющей гетеро-, хемо- и фототрофных бактерий, эукариотный фитопланктон и простейших (Sieburth et al., 1978; Azam et al., 1983 и др.).

Основным источником функционирования «микробиальной пищевой петли» является растворенное органическое вещество (РОВ), «поставщиками» которого являются:

- первичные продуценты (их прижизненные выделения (Joris et al., 1982));
- остатки пищи и экскреции многоклеточных животных (согласно РОВ и взвешенное органическое вещество (ВОВ) (Lampert, 1978));
- отмерший фито- и зоопланктон (РОВ+ВОВ) (Sherr et al., 1983);
- метаболиты самих простейших (Nagata, Kirchman, 1992);
- наконец, надо полагать, сток с суши, особенно значимый для прибрежных вод, находящихся вблизи населенных районов с интенсивной хозяйственной деятельностью.

Бактерии, располагаясь в основании пищевой цепи, являются главными минерализаторами РОВ. Простейшие, потребляя бактерий, цианобактерий и эукариотных водорослей, выступают одновременно в качестве основных биологических регуляторов численности и размерной структуры последних. При этом степень трофической сложности «микробиальной пищевой петли» в основном определяется наногетеротрофами (флагеллятами), что связано с их пищевой пластичностью, позволяющей им менять свою трофическую нишу в зависимости от изменяющихся условий (Fenchel, 1988).

Высокие значения метаболической активности, рационов и скоростей роста простейших, особенно флагеллят, позволяют им оперативно реагировать на изменения в среде и создавать плотные концентрации в случаях эвтрофирования (в том числе и загрязнения) водоемов и тем самым служить индикаторами их состояния.

Именно с этой позиции осуществлены исследования этих групп простейших в Севастопольской бухте в последние годы. Здесь следует указать, что по группе наногетеротрофов исследования в бухте проведены впервые.

Отбор проб для изучения наногетеротрофного планктона в Севастопольской бухте производился с периодичностью раз в 1-3 недели в период с сентября по декабрь 1991 г. в выбранных («креперных») точках (бухты Южная, Артиллерийская, Мартынова, пляж «Хрустальный», южный мол, Ушакова балка, Северная) с поверхности воды и в придонном слое пластиковым батометром.

При изучении нанопланктона применялась усовершенствованная методика дифференциации и счета его фототрофной и гетеротрофной фракций (Caron, 1983). Непосредственно после отбора, пробы нанопланктона (объемом 10-12 мл) фиксировались 25% глютаральдегидом до конечной концентрации фиксатора в 1%. Фиксированная проба очень медленно, во избежание разрушения клеток, осаждалась на ядерный фильтр с диаметром пор 0,3-0,4 мкм и диаметром рабочей поверхности 10 мм, предварительно обработанный суданом черным, и окрашивалась заранее приготовленным раствором флуорохрома примулина на трис-буфере (pH=4). Затем фильтр обсушивался и помещался в капле нелюминесцирующего масла под покровное стекло и проба изучалась под эпилюминесцентным микроскопом «Jenalumar - Standart» при увеличении 650Х.

Всего собрано и обработано 38 проб нанопланктона.

Сбор проб для изучения инфузорий осуществлялся ежемесячно с февраля по декабрь 1998 г. в четырех точках бухты, достаточно изолированных друг от друга (бухта Южная - в центральной части (условно ст. 6') и у ее устья (ст. 5), южный мол (условно ст. 7") и у ТЭЦ (ст. 1) (рис. 16). Пробы объемом 1-2 л отбирались с поверхности ведром, сгущались методом обратной фильтрации с использованием ядерных фильтров (диаметр пор 1 мкм) до конечного объема 15 мл и фиксировались формальдегидом до конечной концентрации фиксатора в 1,5%.

Пробы просматривались в стеклянной камере объемом 0,8 мл под микроскопом «Jenalumar - Standart» в световом режиме при увеличении 187,5Х.

Всего собрано и обработано 35 проб.

Таксономический состав гетеротрофного нанопланктона отличался крайней бедностью в сравнении с таковым в открытых районах Черного моря, однако уровень его развития (по численности) был значительно выше, чем в соответствующий период в море (Мурзов, 1994). Он был представлен в основном мелкими *Kinetoplastida* и гетеротрофными *Chryzomonadida* (*Monas* sp.). Значительно реже в пробах встречались одиночные формы *Choanoflagellida* - только в ноябре (численность - 3,5 млн. $\text{экз} \cdot \text{м}^{-3}$ или 23,3% от общей численности гетеротрофного нанопланктона) и в декабре (численность 14,1 млн. $\text{экз} \cdot \text{м}^{-3}$ или 10,5% от общей численности гетеротрофного нанопланктона). Численность *Dinoflagellida* изменялась в диапазоне значений 0-18,7 млн. $\text{экз} \cdot \text{м}^{-3}$ (достигая 39% численности фототрофных *Dinophyta*), а численность гетеротрофных *Cryptomonadida* - 0-14,7 млн. $\text{экз} \cdot \text{м}^{-3}$ (менее 27% от численности фототрофных *Cryptophyta*). Нанопланкtonные амебы в исследованный период вовсе не обнаружены, как, впрочем, и в открытом море, где их пик приходится на май (Мурзов, 1994).

На фоне сравнительно высокой численности наногетеротрофов в исследованный период и тренда ее снижения от начала сентября к декабрю наблюдались резкие колебания ее значений (табл. 12).

Резкое возрастание его средних значений в конце сентября (численности в 56 раз, биомассы в 76) произошло преимущественно за счет вспышки в развитии нанопланктона на небольшой части акватории - в районе бухты Южной. Следует отметить, что этот район и в прежние сроки съемок отличался от других

Таблица 12. Средние значения обилия нанопланктона в Севастопольской бухте в сентябре-декабре 1991г.

Характеристики *	Даты наблюдений					
	03.09	11.09	28.09	28.10	10.11	09.12
НФН	270,3	190,3	6001,4	134,4	215,9	69,5
ВФН	44,7	76,6	221,6	48,9	69,7	9,3
НГН	738,0	355,0	19860,4	130,4	81,4	146,0
ВГН	11,2	5,8	442,8	1,8	1,0	4,6
УФН	165,6	404,5	39,6	360,5	280,0	137,4
УГН	14,7	8,7	21,6	14,2	13,0	13,6

* N, B, V - численность (млн. кл[•]м⁻³), биомасса (мг[•] м⁻³) и объем клеток (мкм³); ФН - фототрофный нанопланктон; ГН - гетеротрофный нанопланктон.

участков бухты большим обилием наногетеротрофов (примерно на порядок). Численность и биомасса простейших здесь 28 сентября 1991 превысили известные наивысшие значения для других эвтрофных районов Черного моря - 38,6 млрд. экз.[•]м⁻³ и 960 мг[•]м⁻³. В пределах черноморских вод прежде наиболее высокие значения обилия наногетеротрофов были получены в интенсивно загрязненных водах прибрежья у г. Бургас (Болгария) - летом 1981 г. (более 11 млрд. экз.[•]м⁻³, 720 мг[•]м⁻³) (Копылов, 1985) и весной 1988г. (20 млрд. экз.[•]м⁻³, 700 мг[•]м⁻³) (Копылов, Туманцева 1991). При этом, как видно из приведенных в таблице данных, во все другие сроки наблюдений наногетеротрофы, в 2-7 раз уступая по биомассе фототрофам, в большинстве случаев превышали последних по численности в 2-3 раза. В нашем случае 28 сентября наблюдалось «цветение» мелких фототрофных флагеллят, однако на долю гетеротрофных форм приходилось более 80% численности и биомассы нанопланктона в целом. Указанное увеличение обилия наногетеротрофов сопровождалось возрастанием размеров их клеток почти в 3 раза, что характерно для протистов, находящихся на экспоненциальной фазе роста.

Расчетный среднесуточный Р/В коэффициент наногетеротрофов в среднем для бухты составил 4,5. Спустя месяц и в последующем (до декабря), в бухте вновь наблюдались сравнительно невысокие значения обилия наногетеротрофов. Однако это снижение вероятнее всего обусловлено осенне-зимним выхолаживанием воды. Резкие колебания плотности популяций гетеротрофных флагеллят в локальных участках за непродолжительное время и образование ими столь высоких концентраций, безусловно, связаны, как увидим далее, с антропогенными факторами.

Принимая во внимание, что учет инфузорий осуществлялся на фиксированном материале, при котором происходят значительные потери простейших (Павловская, 1976), полученные данные представляют интерес прежде всего с точки зрения оценки состава и относительных величин обилия тех или иных видов или групп видов в различных участках бухты в разные сроки.

Инфузории бухты (табл. 13) были представлены разноразмерными видами цилинат из родов *Strombidium*, *Mesodinium*, *Monodinium*, *Tiarina*, *Askenasia* и тинтиннид - из родов *Tintinnopsis*, *Stenosemella* и *Metacylis*.

Таблица 13. Список видов* инфузорий, обнаруженных при исследовании сезонной динамики Севастопольской бухты в 1998 г.

Ciliata:		Tintinnidae:
Gen. <i>Strombidium</i> :		Gen. <i>Tintinnopsis</i> :
1	<i>Str. sp.1</i> (мелкие шарообразные (d до 35 мкм))	1 <i>T. meunieri</i>
2	<i>Str. sp.1'</i> (крупные шарообразные (d до 100 мкм))	2 <i>T. nucula</i>
3	<i>Str. sp.2</i> (средние конусовидные (h 40 мкм))	3 <i>T. koffoidi</i>
	<i>Str. viridi</i>	4 <i>T. campanula</i>
	<i>Str. conicum</i>	5 <i>T. miruta</i>
	<i>Str. accuminatum</i>	6 <i>T. berroidea</i>
4	<i>Str. sp.2'</i> (крупные конусовидные (h от 60 мкм))	7 <i>T. cylindrica</i>
		8 <i>T. urnula</i>
5	<i>Str. sp.3</i> (средние эллипсоиды (D до 50 мкм))	9 <i>T. davidovi</i>
6	<i>Str. sp.3'</i> (крупные эллипсоиды (D - 75 мкм))	10 <i>T. sp. 1</i>
		11 <i>T. sp.2</i>
7	<i>M. pulex</i> (мелкие)	12 <i>T. sp.3</i>
8	<i>M. rubrum</i> (средние)	13 <i>T. sp.4</i>
Gen. <i>Mesodinium</i> :		Gen. <i>Stenosemella</i> :
9	<i>M. sp.1</i> (мелкие (d до 35 мкм))	14 <i>S. ventricosa</i>
10	<i>M. sp.2</i> (средние (d 45 мкм))	15 <i>S. nivalis</i>
Gen. <i>Tiarina</i> :		Gen. <i>Metacylis</i> :
11	<i>T. meunieri</i> (крупные эллипсоиды (135 x 70 мкм))	16 <i>M. mediterranea</i>

* Цифрами рядом с названием рода обозначены номера неидентифицированных видов.

Цифрами со штрихом обозначены предположительно разновидности видов под соответствующими номерами.

Состав обнаруженных видов сходен с таковым, приводимым по наблюдениям 1967 г. (Заика, Аверина, 1968), (Павловская, 1976). (В работе Ковалева (1980) он не приводится). Некоторые различия касаются немассовых видов и, вероятно, обусловлены недостаточностью выборок у разных авторов. В нашем случае наиболее массовыми как по численности, так и по биомассе были представители рода *Strombidium*. В разных размерно-видовых комбинациях их встречаемость в пробах составила 97%. Для большинства же видов тинтиннид встречаемость не превышала 10%, т.е. на всех станциях во времени наблюдалась незакономерная смена их состава. Соответственно этому практически на всех станциях большую часть периода исследований в микрозоопланктоне по численности доминировали представители *Ciliata* (род *Strombidium*) (табл. 14).

Представители тинтиннид достигали численности цилиат, либо в редких случаях доминировали на станциях, удаленных от гирла бухты лишь в июле-августе (ст. 1), в июле-сентябре (ст. 6'), а на станции 7" (у гирла) - и в марте. На фоне этой изменчивости происходили сезонные колебания общей численности и биомассы инфузорий в различной степени выраженные в разных точках отбора проб (рис. 41 а, б).

Как видно из приведенных рисунков, для большинства станций характерны существенные временные колебания обилия инфузорий - от полного их отсутствия до величин, свойственных эвтрофированным зонам (и это - при возможных 25-30-кратных потерях при работе с фиксированным материалом! (Павловская, 1976)). Неадекватные колебания численности и биомассы простейших на разных станциях обусловлены изменениями размерного состава как цилиат (в большей степени), так и тинтиннид.

Сопоставление данных показало, что временные изменения в обилии простейших, особенно их биомассы, хорошо согласуются с изменениями в концентрации фитопланктона, изученного в тех же пробах воды, что и инфузории (стр. 130), и в определенной мере - с изменениями в обилии бактериопланктона, изученного по отборам проб на соседствующих станциях (стр. 114). Указанные согласования свидетельствуют, с одной стороны, о корректности данных по разным компонентам (а по простейшим - по крайней мере для суждения о временной изменчивости), с другой - о взаимообусловленности продукционно-деструкционных процессов в пелагиали бухты.

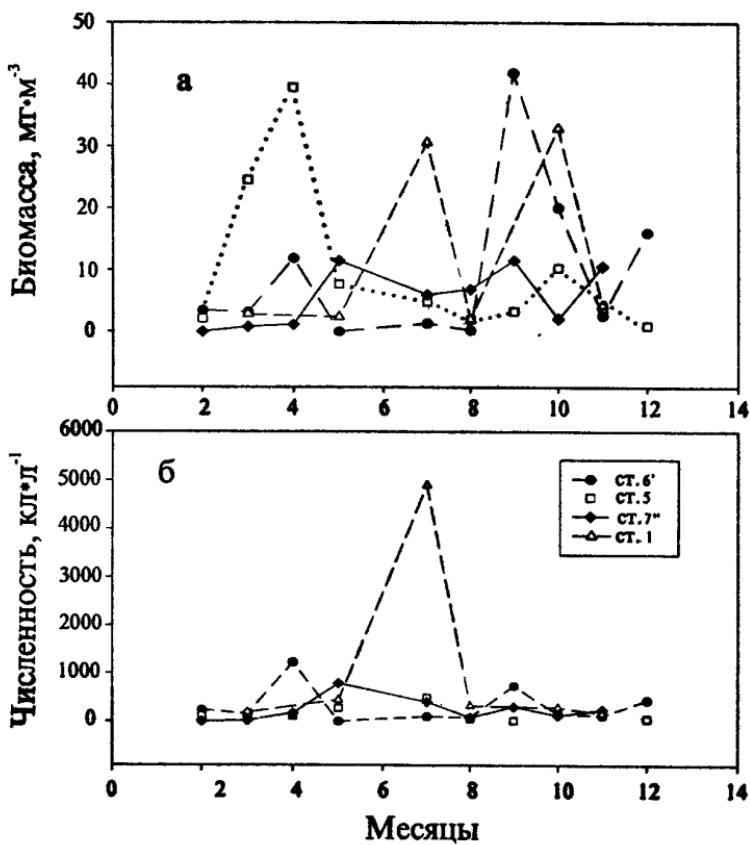


Рис. 41. Сезонная динамика биомассы (а) и численности (б) инфузорий в Севастопольской бухте (1998 г.).

Таблица 14. Численность (N, кг/м³) и биомасса (B, мг/м³) инфузорий Севастопольской бухты в 1998 году.

Станция	Группы	Месцы отбора проб						май	июнь
		февраль	март	апрель	май	июнь	июль		
		N	В	N	В	N	В	N	В
Cr. 6'	Ciliata	233750	3,4324	143750	2,641	1105625	9,669	0	0
	Tintinnidae	0	0	12500	0,522	117813	2,189	0	0
	Total	233750	3,4324	156250	3,163	1223438	11,858	0	100000
Cr. 5	Ciliata	109980	2,0815	112480	7,983	105000	39,4921	269120	7,631
	Tintinnidae	0	0	14060	16,564	0	0	0	140000
	Total	109980	2,0815	126340	24,547	105000	39,4921	269120	7,631
Cr. 1	Ciliata			168750	2,196			112500	1,226
	Tintinnidae	проб нет		18750	0,585	проб нет		325000	1,149
	Total			187500	2,781			437500	2,375
Cr. 7'	Ciliata	0	0	6250	0,0262	168750	1,139	782810	11,446
	Tintinnidae	0	0	12500	0,746	0	0	0	0
	Total	0	0	18750	0,7722	168750	1,139	782810	11,446

Продолжение таблицы 14

Станция	Группы	август						сентябрь						октябрь						ноябрь						декабрь					
		N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B						
Cr. 6'	Ciliata	0	0	109375	6,66586	147656	20,0668	110000	2,369169	195000	5,48351																				
	Tintinnidae	83333	0,21402	625000	35,2266	0	0	13750	0,242233	243750	10,5607																				
	Total	83333	0,21402	734375	41,8924	147656	20,0668	123750	2,611702	438750	16,0443																				
Cr. 5	Ciliata	49999,8	1,90871	18333,4	3,29257	144000	9,98241	181250	3,912488	54687,5	0,95495																				
	Tintinnidae	83333,3	0,03379	0	0	12000	0,31809	0	0	0	0																				
	Total	58333,1	1,9425	18333,4	3,29257	156000	10,3005	181250	3,912488	54687,5	0,95495																				
Cr. 1	Ciliata	156250	1,38127			286875	32,9236	130000	4,222528																						
	Tintinnidae	166667	0,60023	проб нет		0	0	32500	0,036757	проб нет																					
	Total	322917	1,9815			286875	32,9236	162500	4,259285																						
Cr. 7"	Ciliata	62500	3,55572	180000	6,03203	108333	1,5515	243750	10,56075																						
	Tintinnidae	18333,4	3,29257	123750	5,52233	16666,6	0,5236	0	0	проб нет																					
	Total	80833,4	6,84829	303750	11,5544	125000	2,07509	243750	10,56075																						

При этом следует указать на следующее важное обстоятельство. Судя по характеру кривых, в колебаниях обилия всех вышеуказанных компонентов во времени явно просматривается вклад естественной (сезонной) составляющей: максимумы обилия фитопланктона приходятся на весну (большой максимум) и начало осени, максимумы гетеротрофов - со сдвигом примерно на месяц. Наряду с этим неадекватное концентрации водорослей обилие гетеротрофов, особенно бактерий и гетеротрофных флагеллят, свидетельствует о существенном «вкладе» в трофность бухты хозяйственно-бытовых сточных вод (стр. 94). Причем, как следует из данных о составе фитопланктона, в разных исследованных участках бухты наблюдается постоянное возобновление его сукцессии, связанное с регулярным поступлением в нее биогенных веществ, содержащихся в сточных водах.

Таким образом, состав, обилие простейших и их времененная изменчивость в Севастопольской бухте находятся под совместным воздействием естественных и антропогенных факторов. При этом, если влияние первых более рельефно отражается на развитии инфузорий (через фитопланктон), влияние вторых - в значительной мере на развитие гетеротрофных флагеллят (через бактериопланктон).

Выводы. 1. В таксономическом отношении состав гетеротрофных флагеллят в Севастопольской бухте значительно беднее, чем в Черном море, однако их обилие в водах разных участков бухты независимо от сезона года эпизодически возрастает до значений, свойственных для эвтрофных и гиперэвтрофных районов, что, без сомнения, обусловлено выпуском в нее сточных вод.

2. Инфузории бухты в разных участках представлены традиционными видами цилиат и тинтинид. В течение года происходят колебания их таксономического и размерного состава. Сезонные изменения их обилия хорошо согласуются с сезонными колебаниями в уровне развития фитопланктона. Вместе с тем состав и обилие простейших явно регулируется и выраженным антропогенным фактором, определяющим состояние фитопланктона и обилие органического вещества в толще воды.

2.1.6. СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ В 1998 г.

Исследованию фитопланктона Черного моря и, в том числе, его сезонной динамики посвящено большое количество работ. Наиболее изученными оказались прибрежные районы моря: Севастопольская бухта (Морозова-Водяницкая, 1948; Роухийнен, 1975), 10-мильная зона Севастополя (Ковалёва, 1969; Сеничева, 1971), район Карадага, а также северо-западная и восточная части моря. В некоторых из них были проведены многолетние сезонные исследования фитопланктона.

Пределы годовых колебаний количества фитопланктона в Черном море довольно велики. Изменения температурного и светового режимов, а также концентраций биогенов обусловливают смену биологических сезонов фитоцена. В сезонном цикле развития фитопланктона в основном наблюдается два максимума: зимне-весенний и осенний. Оба они связаны с вегетацией диатомовых водорослей (Георгиева, 1993). Для прибрежных районов моря отмечена некоторая вариабельность в сроках сезонной смены видов, в количестве и значениях максимумов развития фитоцена. Количество максимумов развития фитопланктона может колебаться от двух до четырех, а их длительность от нескольких недель до нескольких месяцев. Иногда частые максимумы, следующие друг за другом, могут привести к общему длительному подъему обилия фитопланктона (Георгиева, 1993; Морозова-Водяницкая, 1948).

В 1998 г. в рамках исследовательского проекта INTAS-Украина-95 была проведена работа по исследованию фитопланктона Севастопольской бухты. Отбор проб проводился ежемесячно на четырех постоянных станциях (бухта Южная - в центральной части (условно ст.6") и у ее устья (ст.5), южный мол (условно ст. 7") и у ТЭЦ (ст. 1)), отличающихся по степени загрязненности. Пробы воды отбирались с поверхности ведром. Для изучения фитопланктона пробы воды объемом 1-2 л сгущались методом обратной фильтрации с использованием ядерных фильтров (диаметр пор 1 мкм) до конечного объема 70-80 мл и фиксировались формальдегидом до конечной концентрации фиксатора в 1,5%. Определение состава фитопланктона и его количественный учет проводили при помощи светового микроскопа. Анализ полученных данных выявил значительные флуктуации в развитии фитопланктона в Севастопольской бух-

те. В течение года на разных станциях были зарегистрированы значительные изменения в таксономической и размерной структуре водорослей, в их обилии, а также смена доминирующих видов.

Максимальные значения численности фитопланктона на всех станциях (кроме ст. 7") были отмечены в мае (рис. 42), связанные в основном с развитием диатомовых водорослей, которые составляли 69, 87 и 89% от суммарной численности на станциях 5, 6", 1 соответственно. Диатомовые водоросли на этих станциях доминировали и по биомассе и составляли на ст. 5 - 445,4 $\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$, ст. 6" - 164,3 $\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$ и ст. 1 - 671,7 $\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$. На ст. 7" (Южный мол), численность и биомасса фитопланктона в этом месяце оставались незначительными (68,2 млн. $\text{кл}\cdot\text{м}^{-3}$ и 87,6 $\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$) по сравнению с другими районами бухты. Максимумы развития фитопланктона на этой станции были зарегистрированы в феврале (351,4 млн. $\text{кл}\cdot\text{м}^{-3}$) и августе (418,2 млн. $\text{кл}\cdot\text{м}^{-3}$) и были связаны с массовым развитием диатомовых водорослей, которые в феврале составляли 99% (при этом на *Skeletonema costatum* пришлось 80% общей численности), а в августе - 77% общей численности фитопланктона. Небольшой пик развития (151,8 млн. $\text{кл}\cdot\text{м}^{-3}$) был отмечен также в апреле, при преобладании по численности диатомовых (124,5 млн. $\text{кл}\cdot\text{м}^{-3}$) и золотистых (10,2 млн. $\text{кл}\cdot\text{м}^{-3}$) водорослей. Биомасса суммарного фитопланктона в исследованном районе бухты по сезонам изменялась в другой последовательности, чем численность. Максимальные ее значения были выявлены в апреле (267 $\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$) и сентябре (447 $\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$). (рис. 43, табл. 15). В апреле по биомассе доминировала диатомея *Licmophora Ehrenbergii* (86,86 $\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$), в сентябре - перидинея *Gymnodinium splendens* (298,1 $\text{мг}\cdot\text{м}^{-3}$). Таксономическая структура сообщества на ст. 7" характеризовалась значительным преобладанием по численности диатомовых водорослей в зимние и весенние месяцы (февраль, март, апрель). В мае возраст вклад перидиниевых (35%) в суммарную численность фитопланктона. С августа по ноябрь перидиниевые играли незначительную роль в общей численности фитопланктона, но по биомассе, наоборот, доминировали. Исключением был октябрь, когда вклад в суммарную биомассу фитопланктона перидиниевых и диатомовых водорослей был примерно одинаковым. Представители группы золотистых водорослей регистрировались в этом районе бухты в течение всего года. Наибольший их вклад в общую численность отмечался

осенью. В ноябре золотистые составили 77% всего количества одноклеточных водорослей. Вклад других групп в развитие фитоцена был незначительным.

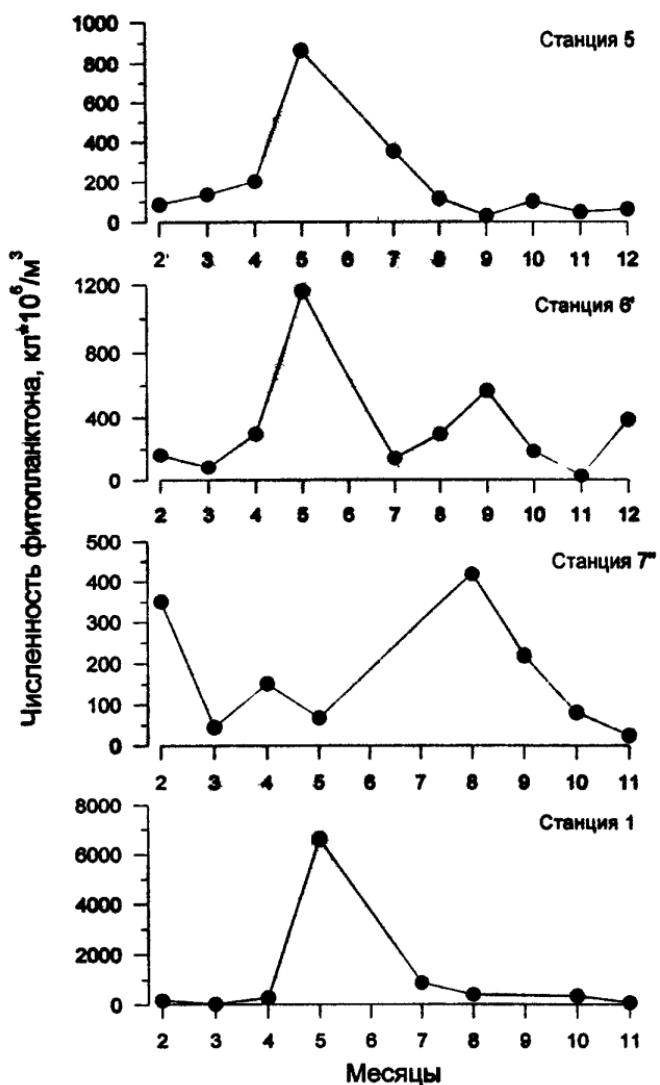


Рис. 42. Сезонная динамика численности фитопланктона в Севастопольской бухте.

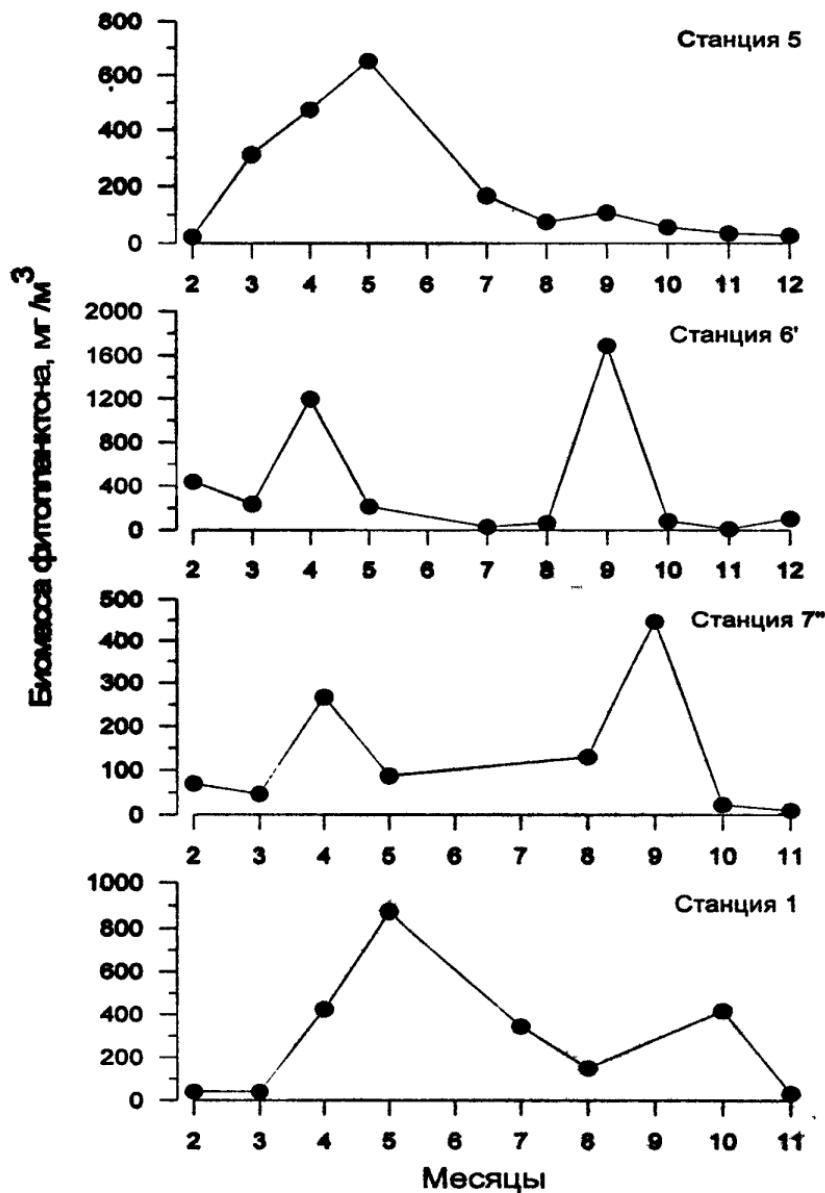


Рис. 43. Сезонная динамика биомассы фитопланктона в Севастопольской бухте в 1998 г.

Сезонные изменения в размерной структуре сообщества фитопланктона на этой станции выглядели следующим образом: по численности в течение всего года, кроме апреля и мая, преобладал мелкоклеточный фитопланктон (нанофитопланктон - клетки размером менее 20μ), по биомассе, наоборот, доминировали крупноклеточные виды водорослей (микрофитопланктон - клетки размером более 20μ). Исключением был февраль, когда по биомассе, также как и по численности преобладал нанофитопланктон (97 и 78% от суммарной численности и биомассы соответственно) (таб. 15).

На ст.6" (бухта Южная), после майского максимума численности был отмечен еще один пик развития одноклеточных водорослей в сентябре ($567,8$ млн. $кл\cdot м^{-3}$ и $1690,9$ $мг\cdot м^{-3}$). В этот месяц Южная бухта характеризовалась также большим видовым разнообразием одноклеточных водорослей, относящихся к разным таксономическим группам, чем другие районы бухты (39 видов и разновидностей). Диатомовые водоросли составляли 52% от общей численности и 7% от общей биомассы фитопланктона, перидиниевые - соответственно 12 и 92%, золотистые - 26 и 1%. Были встречены также представители эвгленовых, криптофитовых и пр. водорослей, но их вклад в развитие фитоценоза был незначительным. По биомассе в этот период года доминировала перидиниевая водоросль *G. splendens*. К ноябрю численность и биомасса фитопланктона здесь значительно снизились и составили $25,9$ млн. $кл\cdot м^{-3}$ и $11,3$ $мг\cdot м^{-3}$ соответственно. В декабре вновь наблюдалось увеличение значений численности и биомассы фитопланктона преимущественно за счет развития диатомовой водоросли *S. costatum*, которая составляла 53% от суммарной биомассы фитопланктона. Диатомовые, в целом, доминировали в этот период как по численности (89,9%), так и по биомассе (90,8%). Что касается размерной структуры сообщества, то с февраля по апрель на ст.6" преобладал крупноклеточный фитопланктон. В мае размерная структура сообщества изменилась. Доминирующее положение занял мелкоклеточный фитопланктон, составивший 82% от суммарной численности. Эта картина наблюдалась до конца года. В течение всего года на ст.6" число видов варьировало от 18 (ноябрь) до 39 (сентябрь) видов и разновидностей, обнаруженных в одной пробе.

Таблица 15. Численность и биомасса разных размерных групп фитопланктона в Севастопольской бухте в 1998 г.

Станция	Месяц	Нанофитопланктон			Микрофитопланктон			Суммарный Фитопланктон		
		Численность млн.кл.·м ⁻³	%	Биомасса мг·м ⁻³	Численность млн.кл.·м ⁻³	%	Биомасса мг·м ⁻³	Численность млн.кл.·м ⁻³	%	Биомасса мг·м ⁻³
1	2	162,0	90,1	8,27	20,1	17,80	9,9	32,93	79,9	179,8
5	2	79,68	91,1	19,11	82,4	7,82	8,9	4,08	17,6	87,5
6	2	72,10	44,0	8,21	1,9	91,60	56,0	432,22	98,1	163,7
7 ^а	2	342,30	97,4	54,69	78,1	9,10	2,6	15,31	21,9	351,4
1	3	20,70	60,4	4,12	9,9	13,60	39,6	37,24	90,0	34,3
5	3	5,76	4,2	0,54	0,2	131,04	95,8	311,93	99,8	136,8
6	3	35,04	42,7	3,83	1,6	46,96	57,3	232,72	98,4	82
7 ^а	3	25,68	56,4	7,04	15,0	19,83	43,6	39,89	85,0	45,5
1	4	106,11	36,9	79,09	18,6	181,29	63,1	345,07	81,4	287,4
5	4	99,75	49,3	9,33	2,0	102,75	50,7	466,59	98,0	202,5
6	4	67,20	22,5	8,64	0,7	231,20	77,5	1189,60	99,3	298,4
7 ^а	4	26,14	17,2	1,84	0,7	125,67	82,8	265,20	99,3	151,8
1	5	6220,00	94,0	449,07	51,3	400,00	6,0	425,72	48,7	6620
5	5	540,30	62,5	55,58	8,5	324,60	37,5	597,39	91,5	864,9
6	5	952,56	82,0	73,91	34,4	208,55	18,0	140,88	65,6	1161,1
7 ^а	5	29,44	43,2	5,78	6,6	38,76	56,8	81,81	93,4	68,2
1	7	644,23	71,5	50,70	14,7	256,67	28,5	293,97	85,3	900,9

Продолжение Табл. 15.

Станция	Месяц	Нанофитопланктон			Микрофитопланктон			Суммарный Фитопланктон		
		Численность млн. кл. · м ⁻³	Биомасса мг · м ⁻³	%	Численность млн. кл. · м ⁻³	Биомасса мг · м ⁻³	%	Численность млн. кл. · м ⁻³	Биомасса мг · м ⁻³	%
5	7	239,73	67,5	23,33	13,9	115,27	32,5	144,13	86,1	355,0
6	7	118,13	84,0	9,54	29,5	22,58	16,0	22,80	70,5	140,7
1	8	362,19	85,2	21,64	14,4	62,71	14,8	128,42	85,6	424,9
5	8	87,60	76,0	13,23	17,3	27,70	24,0	63,03	82,7	115,3
6	8	186,97	63,4	14,61	22,4	107,94	36,6	50,52	77,6	294,9
7	8	294,50	70,4	37,63	28,9	123,70	29,6	92,65	71,1	418,2
5	9	12,16	41,0	1,93	1,8	17,54	59,1	106,53	98,2	29,7
6	9	450,24	79,3	71,19	4,2	117,56	20,7	1619,70	95,8	567,8
7	9	173,42	79,3	28,54	6,4	45,38	20,7	418,75	93,6	218,8
1	10	261,51	70,9	32,48	7,8	107,49	29,1	384,01	92,2	369,0
5	10	73,58	73,4	8,60	14,9	26,62	26,6	49,25	85,1	100,2
6	10	136,90	74,0	16,69	19,6	48,20	26,0	68,48	80,4	185,1
7	10	63,00	78,1	7,21	31,5	17,70	21,9	15,70	68,5	80,7
1	11	54,40	56,8	7,49	22,4	41,30	43,2	25,87	77,6	95,7
5	11	31,96	67,0	3,73	10,4	15,74	33,0	32,24	89,6	47,7
6	11	17,77	68,6	3,07	27,3	8,13	31,4	8,19	72,7	25,9
7	11	23,43	94,1	3,72	35,8	1,47	5,9	6,68	64,2	24,9
5	12	51,00	83,2	9,45	33,8	10,30	16,8	18,51	66,2	61,3
6	12	293,28	76,0	51,77	49,0	92,72	24,0	53,88	51,0	386,0
										105,65

Станция 5 характеризовалась одним максимумом в развитии фитопланктона, который был отмечен в мае и обусловлен развитием диатомовых водорослей (рис. 42, 43). По численности доминировала *S. costatum* (187,9 млн. кл[•]м⁻³), а по биомассе - *Chaetoceros curvisetus* (249,6 мг[•]м⁻³). В июле и августе здесь наблюдалось снижение как численности, так и биомассы водорослей. С августа по декабрь фитопланктонное сообщество характеризовалось незначительными флуктуациями его численности и биомассы. Помимо диатомовых в этом районе бухты присутствовали представители и других групп планктонных водорослей. Так, с апреля возрос вклад в общую численность перидиниевых водорослей. Максимальный их вклад был зарегистрирован в октябре и составил 21% суммарной численности и 72% суммарной биомассы фитопланктона. В позднеосенний период (октябрь-декабрь) существенную роль в фитопланктоне играли золотистые водоросли. Наибольший их вклад в общую численность был отмечен в декабре (27,8 млн.кл. •м⁻³). Наибольшее видовое разнообразие на этой станции (как и по бухте в целом) было в мае (43 вида). Размерная структура фитоцена характеризовалась преобладанием по биомассе микропланктонной фракции в течение всего года, за исключением февраля, когда и по биомассе и по численности доминировал нанофитопланктон (82 и 91% от суммарной биомассы и численности соответственно). Динамика численности разных размерных фракций фитопланктона на этой станции была следующей: в феврале нанофитопланктон составляет 91% от общей численности; в марте картина резко меняется на противоположную и 96% всего количества фитопланктона приходится на микрофитопланктон; в апреле вклад обеих фракций был практически одинаковым; затем с мая по август общая численность определялась мелкими планктонными водорослями; в сентябре лидирующее положение занимала микрофракция (59% от суммарной); с октября снова преобладали мелкоклеточные водоросли и в декабре составляли уже 83% от общей численности фитопланктона (таб. 15).

В самой удаленной точке бухты (ст. 1 -ТЭЦ) в течение года был зафиксирован один максимум численности и два максимума биомассы в развитии фитопланктона (рис. 42, 43). В мае численность фитопланктона на ст.1 была максимальной и составляла 6620 млн. кл[•]м⁻³. Такое высокое значение было обусловлено массовым развитием мелкоклеточной диатомовой водоросли *Chaetoceros muellerii*, которая доминировала как по численности (5640 млн. кл[•]м⁻³), так и по биомассе (399,3 мг[•]м⁻³).

К июлю численность фитопланктона в этом районе резко снизилась (901 млн. кл. \cdot м $^{-3}$) и в остальные месяцы года изменялась незначительно. В октябре здесь был отмечен второй максимум биомассы (416,5 мг \cdot м $^{-3}$). При этом по биомассе доминировала перидинея *G. splendens* (таб. 16). В этот месяц в состав фитоценоза входило 36 видов одноклеточных водорослей. В течение всего года на этой станции было встречено от 15 до 36 видов и разновидностей. В период исследований общая численность фитопланктона в этом районе была, в основном, представлена мелкими клетками водорослей, а биомасса – крупными, за исключением майского пика развития фитопланктона, когда по численности и биомассе доминировал нанофитопланктон.

Таким образом, за период исследований в разных точках Севастопольской бухты было зарегистрировано от одного до трех максимумов развития фитопланктона. Майские максимумы, общие для трех станций, находящихся внутри бухты, возрастили по мере удаления от выхода из бухты (ст. 5 - 864,9 млн.кл. \cdot м $^{-3}$, ст. 6' - 1161,1 млн.кл. \cdot м $^{-3}$, ст. 7" - 6620,0 млн.кл. \cdot м $^{-3}$). Основу фитопланктона Севастопольской бухты составляли, в основном, диатомовые водоросли. Вклад пирофитовых в общую численность возрастил в летне-осенний период. Золотистые водоросли регистрировались на всех станциях в течение всего периода исследований и вносили также определенный вклад в обилие фитопланктона. В течение года на разных станциях встречались представители других групп одноклеточных водорослей, например, таких как *Cyanophyta*, *Euglenophyta*, *Cryptophyta*, *Flagellata* и др. Размерная структура сообщества фитопланктона Севастопольской бухты характеризовалась преобладанием по численности мелкоклеточных водорослей, в то время как по биомассе преимущественно преобладали крупные клетки водорослей.

Исходя из вышеизложенного, можно заключить, что в таксономическом отношении фитопланктон в Севастопольской бухте представляет обедненную флору Черного моря. Вместе с тем, в течение года в разных точках отбора проб отмечены изменения в его составе и обилии, сходные с таковыми для других прибрежных районов моря.

Особенностью в сезонных изменениях в развитии фитопланктона является постоянное обновление его сукцессии, в результате чего она достигает преимущественно лишь I или II фаз, что, вероятно, обусловлено подпиткой вод биогенами, содержащимися в хозяйствственно-бытовых сбросах.

Таблица 16. Вклад в суммарную биомассу по видам и таксонам фитопланктона Севастопольской бухты в 1998 г. (мг·м⁻³ и %)

Станция	Месяц	Вид, доминирующий по биомассе	Биомасса вида, мг·м ⁻³	Биомасса вида, мг·м ⁻³	Биомасса таксона, доминирующего по биомассе		Вклад таксона, %
					Вклад вида, %	Таксон, доминирующий по биомассе	
1	2	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	6,2	15,05	Bacillariophyta	28,5	69,27
5	2	<i>Scleletonema costatum</i>	15,68	67,11	Bacillariophyta	21,85	93,66
6	2	<i>Melosira moniliformis</i>	399,99	90,68	Bacillariophyta	439,4	99,64
7 ^н	2	<i>Scleletonema costatum</i>	54,4	77,47	Bacillariophyta	70,13	99,89
1	3	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	15,66	37,87	Bacillariophyta	39,4	95,28
5	3	<i>Melosira moniliformis</i>	48,6	15,55	Bacillariophyta	312	99,96
6	3	<i>Stephanodiscus hanitzschii</i>	118,67	50	Bacillariophyta	229,8	97,25
7 ^н	3	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	26,4	56,25	Bacillariophyta	46,12	98,38
1	4	<i>Stephanodiscus hanitzschii</i>	313	73,79	Bacillariophyta	404,9	96,33
5	4	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	273	57,36	Bacillariophyta	438,3	93,5
6	4	<i>Melosira moniliformis</i>	967,5	80,75	Bacillariophyta	1084	90,45
7 ^н	4	<i>Licmophora Ehrenbergii</i>	86,86	32,53	Bacillariophyta	257,6	96,54
1	5	<i>Chaetoceros Muellerii</i>	399,3	45,64	Bacillariophyta	671,7	79,07
5	5	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	249,6	38,2	Bacillariophyta	445,39	68,27
6	5	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	45,82	21,33	Bacillariophyta	164,3	76,5

1	2	3	4	5	6	7	8
7"	5	<i>Glenodinium lenticulata</i>	27,7	31,6	65,28	74,5	
1	7	<i>Thalassionema nitzschiotodes</i>	93,3	27,1	Bacillariophyta	171,7	49,9
5	7	<i>Coscinodiscus</i> sp.	49,5	29,6	Bacillariophyta	101,0	60,3
6	7	<i>Chaetoceros muellerii</i>	5,9	18,24	Bacillariophyta	19,0	58,8
1	8	<i>Rhizosolenia calcar avis</i>	34,2	22,8	Bacillariophyta	90,0	60,0
5	8	<i>Coscinodiscus granii</i>	35,3	46,3	Bacillariophyta	51,3	67,3
6	8	<i>Nitzschia seriata</i>	14,5	22,3	Bacillariophyta	51,5	79,1
7"	8	<i>Rhizosolenia fragilissima</i>	16,9	13	Bacillariophyta	97,9	75,2
5	9	<i>Rhizosolenia calcar avis</i>	44,0	40,6	Bacillariophyta	94,5	87,1
6	9	<i>Gymnodinium splendens</i>	1324,8	78,3	Pyrrhophyta	1549,1	91,6
7"	9	<i>Gymnodinium splendens</i>	298,1	66,6	Pyrrhophyta	373,1	83,4
1	10	<i>Gymnodinium splendens</i>	138,0	33,1	Pyrrhophyta	230,8	55,4
5	10	<i>Gymnodinium</i> sp.	18,9	32,7	Pyrrhophyta	41,5	71,7
6	10	<i>Cerataulina bergenii</i>	19,1	22,4	Bacillariophyta	48,9	57,4
7"	10	<i>Porocentrum micans</i>	5,3	23,1	Pyrrhophyta	10,8	47,2
1	11	<i>Nitzschia longistigma</i>	13,4	40,2	Bacillariophyta	25,5	76,3
5	11	<i>Gymnodinium</i> sp.	6,9	19,2	Pyrrhophyta	23,1	64,2
6	11	<i>Cerataulina bergenii</i>	2,5	22,2	Bacillariophyta	5,3	47,2
7	11	<i>Porocentrum micans</i>	5,3	51,0	Pyrrhophyta	6,7	64,4
5	12	<i>Gymnodinium</i> sp.	10,472	37,46	Pyrrhophyta	14,3	51,15
6	12	<i>Sceleronema costatum</i>	56,06	53,08	Bacillariophyta	95,9	90,81

2.1.7. ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА БИОМАССУ ЛЕТНЕГО МЕЗОЗООПЛАНКТОНА В СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЕ

Оценка влияния антропогенной нагрузки на окружающую среду основывается на достаточно длительном контроле за основными абиотическими и биотическими параметрами. При этом прогнозирование результатов такого влияния должно включать здоровье и благосостояние людей, так или иначе связанных с исследуемым районом. Эта система наблюдений получила название экологического мониторинга. Однако, в настоящее время пока «отсутствует целостная концепция экологического мониторинга с четко поставленными целями, проблемно организованная, функционально увязанная с программами регионального мониторинга» (Пых, Малкина-Пых, 1996, стр. 323).

За последнее десятилетие прибрежные воды Черного моря, в том числе и бухта Севастопольская, сильно загрязняются городскими сточными водами, сельскохозяйственными и промышленными сбросами. Такие стоки содержат большое количество органических веществ, нефти, различных тяжелых металлов и иных химикатов, применяемых при удобрении полей и садов (Polikarprov et al., 1994; Охорона..., 1997). Загрязняя море, эти вещества оказывают отрицательное влияние на планкtonных обитателей толщи воды. В отличие от обитающих на дне, планктонные организмы в большей степени подвержены влиянию резких сезонных колебаний параметров среды, в первую очередь температуры и солености.

С мая по сентябрь 1998 г. в разных районах Севастопольской бухты проводились комплексные экологические исследования (в рамках гранта INTAS-96) с целью выявить влияние антропогенной нагрузки на экосистему бухты. В предлагаемой работе представлены данные по изменению биомассы живой фракции зоопланктонных организмов размером выше 0.15 мм в районах Севастопольской бухты с разной степенью загрязненности (без учета гребневиков).

Сборы зоопланктона осуществлялись в трех точках: у входа в бухту - район Константиновского равелина, в районе Нефтегавани и в бухте Южной. В качестве сравнения собран зоопланктон в относительно чистом районе при входе в бухту Омега (рис. 16). Выявлено, что по химическим показателям

наиболее чистый район - у входа в Севастопольскую бухту - Константиновский равелин (станция 7), затем степень антропогенного загрязнения увеличивается в направлении Нефтегавани (ст. 2) и бухты Южной (ст. 6).

При сборах зоопланктона использована большая сеть Джеди с диаметром входного отверстия 36 см, оборудованная мельничным ситом с размером ячеек около 150 микронов (N 49). Обработка проведена в камере Богорова при использовании пипетки, объемом 3 мл. При подсчете организмов обращалось внимание на состояние поверхности тела, конечностей и внутреннего содержимого каждой особи. Это позволило дифференцировать виды на живых или умерших до момента сбора проб (Pavlova, Kuftarkova, 1995). При расчете величин биомассы были использованы таблицы Т.С.Петипа (1957).

Результаты оценки биомассы живых организмов, обнаруженных в Севастопольской бухте в летний период 1998 г, приведены в табл.17, где даны основные группы и виды планктонных животных, являвшихся массовыми в исследуемом году. В майском планктоне преобладающим видом была *Noctiluca miliaris*, биомасса которой снижалась на один-два порядка величин в направлении от входа в Севастопольскую бухту к бухте Южной. В последующие месяцы ночесветка встречалась в небольших количествах. Биомасса копепод (Copepoda) с мая по сентябрь практически одинакова в трех исследованных районах, с некоторым преобладанием науплиальных и копеподитных стадий *Acartia clausi* в бухте Южной. *Paracalanus parvus*, *Pseudocalanus elongatus* и *Oithona similis* встречены практически только в мае. Весной значительную долю в биомассе составляла *N.miliaris*, уменьшаясь в количестве от района Константиновского равелина по направлению к бухте Южной. Из группы ветвистоусых раков (Cladocera) встречены только два вида: *Pleopis polyphemoides* и *Penilia avirostris* при очень небольшой численности, поэтому их доля в общей биомассе несущественна (до 1%).

Важным компонентом в зоопланктоне во все месяцы и во всех районах являлись личинки бентосных животных (меропланктон), среди которых наибольшая биомасса отмечена у личинок *Cirripedia* (разные стадии развития *Balanus improvisus*). Во все рассмотренные месяцы *B.improvisus* по биомассе явно преобладает. В мае его биомасса в более эвтрофных районах достигает 13,14 и 10,65 мг.м⁻³, что в 2-4 раза выше, чем в июле и

сентябре. Второе место по биомассе среди меропланктона занимали личинки Polychaeta.

Таблица 17. Биомасса живой фракции зоопланктона по группам и видам в разных по степени загрязненности районах Севастопольской бухты летом 1998 г. (мг.м⁻³).

Месяц	Группа, вид	Район Константиновского равелина	Район Нефтегазации	Бухта Южная
		3	4	5
1	2			
май	Copepoda	2,63	2,19	3,22
	<i>Acartia clausi</i> , самки, самцы	0,90	0,58	1,74
	copepodиты	0,35	0,18	0,86
	наутилусы	0,06	0,06	0,18
	<i>Paracalanus parvus</i>	0,90	0,16	0,06
	<i>Pseudocalanus elongatus</i>	0,15	0	0
	<i>Oithona similis</i>	0,27	1,22	0,38
	Cladocera	1,64	1,7	1,02
	<i>Pleopis polyphaemoides</i>	1,64	1,7	1,02
	<i>Penilia avirostris</i>	0	0	0
	Larvae	2,16	14,04	10,89
	<i>Cirripedia (Balanus improvisus)</i>	1,84	13,14	10,65
	Polychaeta	0,09	0,61	0,13
	Lamellibranchia	0,10	0,08	0,04
	Gastropoda	0,13	0,21	0,07
	Rotatoria	0	0,98	0,13
июль	Harpacticoida	0	0,91	0,32
	<i>Noctiluca miliaris</i>	435,9	38,0	4,32
	<i>Oikopleura dioica</i>	0,61	0	0
	Copepoda	2,85	2,01	3,53
	<i>Acartia clausi</i> , самки, самцы	1,4	0,85	1,84
	copepodиты	1,4	1,0	1,53
	наутилусы	0,04	0,15	0,16
	<i>Oithona similis</i>	0,007	0,01	0
	Cladocera	0,83	0,63	0,46
	<i>Pleopis polyphaemoides</i>	0,03	0,46	0,46
	<i>Penilia avirostris</i>	0,8	0,17	0
	Larvae	3,17	3,95	5,0
	<i>Cirripedia (Balanus improvisus)</i>	3,73	2,71	4,5
	Polychaeta	0,09	1,02	0,24
	Lamellibranchia	0,09	0,15	0,14
	Gastropoda	0,06	0,07	0,12
	Decapoda	0,2	0	0
	Harpacticoida	0,16	0,55	0,92
	<i>Noctiluca miliaris</i>	0	0	0,78
	Copepoda	2,74	2,32	2,5
	<i>Acartia clausi</i> , самки, самцы	0,14	0,70	0,05
	copepodиты	1,69	1,51	1,59
	наутилусы	0,88	0,11	0,86
	Cladocera	0,18	0,13	0,2

1	2	3	4	5
сен- тябрь	<i>Penilia avirostris</i>	0,18	0,13	0,2
	Larvae	2,72	9,72	1,63
	<i>Cirripedia (Balanus improvisus)</i>	2,43	5,84	0,72
	Polychaeta	0,23	1,37	0,44
	<i>Lamellibranchia</i>	0,06	0,74	0,15
	Decapoda	0	1,77	0,32
	<i>Harpacticoida</i>	0,01	0,21	2,38
	<i>Noctiluca miliaris</i>	0	0,28	0,26

Виды Нагрacticoida составляли большую биомассу в районе Нефтекавани и бухте Южной, где степень загрязнения выше. В сентябре биомасса этих видов в Южной бухте сопоставима с биомассой копепод. Таким образом, наибольшими по биомассе группами в летнем мезозоопланктоне (июнь-сентябрь) в 1998 г. являлись Сорепода и личинки бентосных животных. В мае месяце, помимо *A.clausi*, в небольших количествах были встречены представители трех других видов копепод. Все остальные месяцы копеподный планктон представлен фактически одним видом - *A.clausi*. Преобладание одного вида копепод в планктонных ловах было отмечено в Севастопольской бухте уже в 1994 г. (Ковалев, Губанова, 1995). В мае большую биомассу составляли взрослые стадии развития *A.clausi*, биомасса копеподитных стадий увеличивалась с июля и практически становилась равной биомассе взрослых особей. К сентябрю преобладают копеподиты. Доля науплиальных стадий все летние месяцы незначительна (табл. 17).

Соотношение биомассы по основным группам живого летнего планктона с мая по сентябрь более наглядно показано на рис. 44. Помимо трех исследованных районов Севастопольской бухты для сравнения приведена биомасса мезозоопланктона в бухте Омега, принятой в данном случае в качестве относительно чистого района (рис. 44, I). Процентное соотношение массовых групп и видов в мае месяце в районе Константиновского равелина практически одинаково с тем, что имело место в бухте Омега: 98% всей биомассы составляла *N.miliaris*. В других районах доля этого вида в биомассе снижалась до 65% в районе Нефтекавани и до 22% в бухте Южной, а его место заняли личинки бентосных животных (24 и 55% соответственно). В июльском зоопланктоне во всех исследованных районах преобладают копеподы, меропланктон и кладоцеры. Доля копепод и кладоцер уменьшается от района Константиновского равелина к бухте Южной. Личинки бентосных животных по биомассе

примерно одинаковы во всех трех исследованных районах, но меньше, чем в бухте Омега. В сентябре в относительно чистом районе вновь значительную долю составили ночесветки (*N. miliaris*, 33%). В районах Севастопольской бухты преобладали Сорепода и меропланктон, доля ночесветки мала (0-4%). У входа в бухту - у Константиновского равелина - наибольшая доля приходилась на Сорепода (48%), с увеличением степени загрязненности их количество уменьшается и повышается биомасса меропланктона (до 77%). В Южной бухте, кроме того, биомасса зоопланктона увеличивается за счет численности более поздних стадий развития видов Награстикоиды, личинок Decapoda и Polychaeta, дающих благодаря большим размерам особей значительную биомассу (рис. 44).

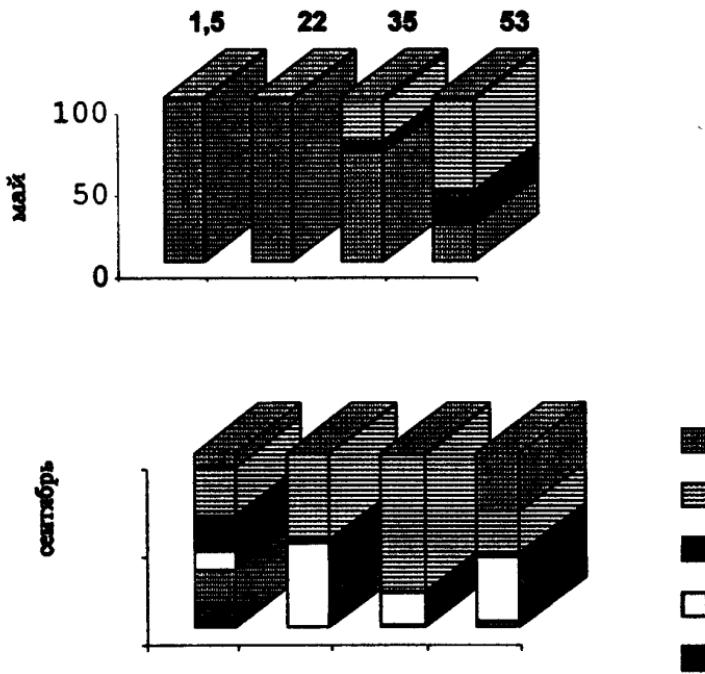


Рис. 44 Соотношение биомассы зоопланктона по основным группам (лето 1998 г.) I - бухта Омега, станция 9, II - вход в Севастопольскую бухту, ст. 7, III - район Нефтегавани, ст. 2, IV - бухта Южная, ст. 6. 1- *Noctiluca miliaris*, 2 - Сорепода, 3 - Cladocera, 4 - Larvae, 5 - прочие. Цифры над столбцами - процент смертности всего зоопланктона.

Как было показано при рассмотрении численности зоопланктона в тех же районах Севастопольской бухты (стр. 85), в 1998 г. отмечен высокий процент смертности планкtonных организмов, связанный с влиянием разной степени загрязненности водной среды. На рис. 44 над каждым из столбцов помещены цифры, характеризующие смертность общего зоопланктона (% мертвых от общей численности живых и мертвых особей). Этот показатель увеличивается от мая к сентябрю и по мере продвижения к району с большим антропогенным загрязнением. Значительное повышение смертности в самом загрязненном районе Севастопольской бухты отмечено у *P.avirostris*, *N.miliaris* и младших стадий *B.improvisus*. Наиболее устойчивы к загрязнению, имевшему место в 1998 г. в Южной бухте, оказались личинки *Mollusca*, *Polychaeta* и *Nagracticoida*.

Сопоставление величин биомассы летнего зоопланктона, наблюдавшиеся в Севастопольской бухте за последние 20 лет, представляет некоторые затруднения, так как эти величины оценивались каждым из исследователей по-разному. В материалах 1976 (Ковалев, 1980) и 1981-83 гг. (Беляева, Загородняя, 1988) дифференциация на живых и мертвых особей не проводилась. Данные за 1988-90 гг. получены только для живой фракции зоопланктона (Петипа, Павлова, 1995). В табл.18 показаны изменения биомассы для июля в районе Константиновского рвевелина за прошедшие 20 лет, по данным разных авторов.

Таблица 18. Изменение биомассы мезозоопланктона у входа в Севастопольскую бухту (район Константиновского рвевелина) в июле месяце за период 1976-1998 гг. (мг.м⁻³)

Время лова	Живая фракция	Мертвая фракция	Суммарная величина	Автор
июль 1976	--	--	200	Ковалев А.В., 1980
Август 1983	--	--	650	Беляева Н.В., Загородняя, Ю.А., 1988
июль 1988	750	620	1370	Петипа Т.С., Павлова Е.В., 1995
июль 1989	100	35	135	Там же
июль 1990	380	280	660	Там же
июль 1998	7	3	10	Данные материалы.

После перекрытия бухты в первое десятилетие биомасса зоопланктона увеличилась, видимо, за счет повышения эвтрофиро-

вания, а затем стала значительно снижаться. В 1998 г. отмечено резкое падение общей биомассы мезозоопланктона (табл. 18).

Катастрофическое падение суммарной биомассы зоопланктона даже в наиболее благополучном районе Севастопольской бухты дает возможность говорить об ухудшении экологической ситуации в исследуемом регионе. Надо полагать, что перекрытие входа в Севастопольскую бухту молом при одновременном увеличении стоков-загрязнителей отрицательно повлияло на количественные показатели зоопланктонного сообщества. Более детальные причины столь резких колебаний величин биомассы за долговременные периоды могут быть выявлены при оценке адаптационных возможностей массовых планктонных организмов на основе рассмотрения физиологических параметров.

2.1.8. ВИДОВОЙ СОСТАВ МЕРОПЛАНКТОНА КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

Загрязнение Севастопольской бухты отмечалось еще в 1929 году учеными Севастопольской биологической станции. Некоторое улучшение экологической обстановки наблюдали в 90-х годах. Это было связано как с уменьшением стоков промышленных предприятий в связи с их резким сокращением, так и ослаблением влияния нефтяного загрязнения в связи с сокращением военно-морского флота. Однако за последнее время увеличилось число залповых сбросов фановых вод, что связано с аварийным состоянием коллекторов. Это оказывает серьезное влияние на ухудшение медико-санитарного состояния бухты и ее значения как важной рекреационной системы города.

Меропланктон является одним из основных показателей экологической ситуации Севастопольской бухты. Он представляет собой один из главных источников пополнения бентосных популяций шельфа Черного моря. Донные организмы, особенно двустворчатые моллюски, такие как мидии и митилястеры, являющиеся мощными биофильтраторами, осуществляют полезную медико-санитарную функцию. Пелагические личинки этих видов и прочих донных беспозвоночных представляют собой наиболее уязвимое звено в трофической цепи экосистемы пелагиали к воздействию разного рода токсикантов.

Цель настоящего исследования заключалась в изучении изменения видового состава меропланктона Севастопольской бухты за прошедшие 20-30 лет. Проведение такого сравнения возможно при наличии ранее опубликованных детальных систематических сводок по основным группам личинок донных беспозвоночных. Такие работы имеются по личинкам четырех крупных таксонов: многощетинковых червей (Киселева, 1957, 1959), двустворчатых моллюсков (Захваткина, 1959), брюхоногих моллюсков (Чухчин, 1984) и десятиногих раков (Долгопольская, 1948).

Севастопольская бухта представляет собой эстуарий, в пределах которого морская вода разбавляется пресной, стекающей с суши. По степени перемешивания воды бухта относится к объектам с неприливной циркуляцией морской воды. Стоки реки Черной распространяются в поверхностном слое и распресняют его (Миловидова, Алемов, 1987; Миловидова, Ки-

рюхина, 1985). Несомненно, что с постройкой мола в 1976-1978 гг., величина водообмена с морем сильно уменьшилась. Большое влияние на фауну и флору Севастопольской бухты оказывает нефтяное загрязнение, к которому особенно чувствительны морские организмы на ранних этапах развития. Общая характеристика зообентоса в различных участках Севастопольской бухты, различающихся по степени загрязнения, дана А.Н.Петровым и С.В.Алемовым (1993).

В акватории Севастопольской бухты материал собирали с марта 1984 г по октябрь 1989 года (31 проба). Пробы отбирались в поверхностном слое 10-0 м в трех различных точках: у бони, вблизи коррозийной станции и в южной бухте (вблизи Инкермана), расположенных над глубинами соответственно 15, 10 и 8 м. Одновременно определяли поверхностную температуру воды. С ноября 1996 г. по ноябрь 1997 г. 2 раза в месяц отбирали пробы в Артиллерийской бухте (18 проб). Облавливали слой 0-4 м над глубиной 5 м. Для сравнения использовали материал, собранный вне бухты, на выходе из нее. В акватории на внешнем рейде Севастопольской бухты со 2 сентября 1994 по 7 августа 1996 года с периодичностью 2-3 недели выполнены 43 планктонные съемки. Пробы отбирались в поверхностном слое 10-0 м на 3 стандартных станциях 1, 2, 3, расположенных над глубинами, соответственно 45, 25 и 12 м (129 проб).

Планктон собирали сетью Джеди с диаметром входного отверстия 36 см и газом N 49 (размер ячей 135 мкм). Материал фиксировали 4% формалином. Личинок донных беспозвоночных подсчитывали и выбирали из пробы под бинокулярным микроскопом МБС-1, используя камеру Богорова. Для определения видов готовили временные или постоянные препараты.

Полихеты. Планктонные пробы, обработанные М. И. Киселевой в 1952 (Киселева, 1959) году, были собраны в следующих районах бухты: у Северной стороны, на выходе из бухты и у мыса Хрустальный. Всего определен 21 вид, относящийся к 15 семействам (табл. 19). Сравнение видового состава полихет, собранных в 1952 году еще до постройки мола, с нашими материалами (16 видов) показывает резкое уменьшение числа видов за счет выпадения представителей семейств Pectinariidae, Protodrilidae, Polygordiidae. Отсутствовали в наших сборах *Platynereis dumerilii*, *Nereis zonata*. Редко встречались *Sabellaria spinulosa*, *Nerine cirratulus* и *Magelona rosea*. Следует отметить, что личинка *Magelona mirabilis* впервые указана для Севастопольской бухты.

Таблица 19. Список видов личинок и взрослых форм
Polychaeta Севастопольской бухты.

№	Семейство, вид	I	II	III
Phyllodocidae				
1	<i>Phyllodoce lineata</i>	-	-	x
2	<i>Phyllodoce lineata</i>	x	-	-
3	<i>Phyllodoce sp</i>	x	x	x
4	<i>Eteone picta</i>	-	-	x
Polynoidae				
5	<i>Harmothoe imbricata</i>	x	x	x
Sigalionidae				
6	<i>Pholoe synopthalmica</i>	x	x	-
Glyceridae				
7	<i>Glycera convoluta</i>	x	-	-
8	<i>Glycera sp.</i>	-	-	x
Nereidae				
9	<i>Nereis succinea</i>	x	x	x
10	<i>Platynereis dumerilii</i>	x	-	-
11	<i>Nereis diversicolor</i>	-	-	x
12	<i>Nereis zonata</i>	x	-	-
Nephthysidae				
13	<i>Nephthys hombergii</i>	-	-	x
14	<i>Nephthys sp.</i>	x	x	-
Eunicidae				
15	<i>Lysidice ninetta</i>	x	x	-
Spionidae				
16	<i>Polydora ciliata</i>	x	x	x
17	<i>Microspio mecznicowianus</i>	x	x	-
18	<i>Spio filicornis</i>	-	-	x
19	<i>Prionospio cirrifera</i>	-	x	-
20	<i>Scolelepis fuliginosa</i>	-	x	x
21	<i>Nerine cirratulus</i>	x	x	-
Magelonidae				
22	<i>Magelona rosea</i>	x	x	-
23	<i>M. mirabilis</i>	-	x	-
Capitellidae				
24	<i>Capitella capitata</i>	x	x	x
25	<i>Heteromastus filiformis</i>	-	-	x
Sabellariidae				
26	<i>Sabellaria spinulosa</i>	x	x	-
Pectinariidae				
27	<i>Pectinaria koreni</i>	x	-	-
Serpulidae				
28	<i>Spirorbis pusilla</i>	x	x	-
29	<i>S. militaris</i>	x	?	-
Protodrilidae				
30	<i>Protodrilus purpureus</i>	x	-	-
Polygordiidae				
31	<i>Polygordius neapolitanus</i>	x	-	-
Итого				
		21	16	13
I- личинки по сборам 1952 г. (Киселева, 1957);				
II- личинки по нашим данным, сборы 1987-1997 гг.;				
III- взрослые формы по сборам 1990 г. (Петров, Алемов, 1993).				

Таблица 20. Список видов личинок и взрослых форм
Gastropoda Севастопольской бухты.

№	Семейство, вид	I	II	III
Переднекаберные моллюски				
Phasianellidae				
1	<i>Tricolia pulla</i>	x	x	-
Trochidae				
2	<i>Gibbula adriatica</i>	x	-	-
3	<i>G. albida</i>	x	-	-
Rissoidae				
4	<i>Mohrensternia parva</i>	x	x	x
5	<i>Rissoa membranacea</i>	x	x	-
6	<i>R. splendida</i>	x	x	-
Hydrobiidae				
7	<i>Hydrobia acuta</i>	x	x	x
Calyptacidae				
8	<i>Calyptaea chinensis</i>	-	-	x
Bittiidae				
9	<i>Bittium reticulatum</i>	x	x	x
Cerithiopsidae				
10	<i>Cerithiopsis tubercularis</i>	x	-	-
Triphoridae				
11	<i>Triphora perversa</i>	x	-	-
Caecidae				
12	<i>Caecum elegans</i>	x	x	-
Muricidae				
13	<i>Rapana thomasianna thomasianna</i>	x	x	x
Nassariidae				
14	<i>Tritia reticulata</i>	x	-	x
Raphitomidae				
15	<i>Cytharella costata</i>	x	-	x
Turbonillidae				
16	<i>Odostomia acuta</i>	x	-	-
17	<i>Parthenina terebellum</i>	x	x	-
Eulimidae				
18	<i>Balcis incurva</i>	x	-	-
Haminoeidae				
19	<i>Haminoea navicula</i>	x	x	-
Retusidae				
20	<i>Retusa truncatella</i>	x	x	-
Hermaeidae				
21	<i>Stiliger bellulus</i>	x	x	-
Limapontiidae				
22	<i>Limapontii capitata</i>	x	x	-
Tergipedidae				
23	<i>Tergipes tergipes</i>	x	x	-
Итого		22	14	7

I - личинки по сборам 1956-57 и 1975-1978 гг. (Чухчин, 1984);

II - личинки по нашим сборам 1987-1997 гг.;

III - взрослые особи по сборам 1990 г. (Петров, Алемов, 1993).

Видовой состав личинок полихет наших сборов по отношению к данным 50-70 годов составляет 76%, то есть уменьшился на 24%.

Важно отметить, что перечисленные выше виды не были обнаружены в качестве взрослых форм. Наибольшей встречаемостью отличались *Nereis succinea*, *Polydora ciliata*, *Capitella capitata*. Эти виды характеризуются наибольшей терпимостью к антропогенному загрязнению (Петров, Алемов, 1993).

Брюхоногие моллюски. Пелагическую личинку -велигер имеют в Черном море большинство видов *Gastropoda*: 25 видов переднежаберных и 32 вида заднежаберных моллюсков (Чухчин, 1984). В результате исследований меропланктона прибрежных акваторий Черного моря: Севастопольской бухты (Чухчин, 1984), южного берега Крыма (Мурина, 1990; Murina, 1995) акватории Карадагского заповедника (Мурина, Артемьева, 1991) описаны личинки 22 видов *Gastropoda*, относящиеся к 18 родам, 16 семействам.

В планктоне Севастопольской бухты в период с 1956 по 1978 г, обнаружены личинки 22 видов (табл. 20). Общее число видов личинок, обнаруженных в наших сборах в акватории бухты, составило 14 видов, или 63%, то есть уменьшилось на 37%. Такое обеднение видового состава брюхоногих моллюсков подтверждается данными по взрослым формам (Петров, Алемов, 1993). В сборах этих авторов найдены только 7 видов. Какие же виды полностью исчезли за прошедшие 20 лет? Из переднежаберных моллюсков не найдены личинки *Cerithiopsis tubercularis* и *Triphora perversa*, из заднежаберных моллюсков *Odostomia acuta*, *Parthenina terebellum*, *Balcis incurva* и *Stiliger bellulus*. Отметим, что велигеры *P.terebellum* и *S. bellulus* обнаружены нами в планктоне относительно чистых вод бухты Ласпи (Мурина, 1990; Murina, 1995) и акватории Карадагского заповедника (Мурина, Артемьева, 1991).

Для взрослых *Gastropoda* хроническое загрязнение донных осадков в Севастопольской бухте привело к доминированию одного или нескольких толерантных видов. Из брюхоногих моллюсков к их числу относятся *Tritia reticulata* и *Bittium reticulatum*. Максимальная численность первого из них 95 экз. $\cdot m^{-2}$ отмечена в самом загрязненном районе бухты у ГРЭС, второго 154 экз. $\cdot m^{-2}$ у портопункта, Северная сторона (Петров, Алемов, 1993).

Встречаемость и численность некоторых мелких эпифитонных видов *Gastropoda*, таких как *Rissoa splendida*, *R. parva*, *Gibbula divaricata* тесно связана с распределением зарослей цис-

тозиры. Так по данным Е.Б.Маккавеевой (1993), в районе Памятника затопленным кораблям, в 1979 г. их численность составляла соответственно 870, 43 и 188 экз. на один кг веса водоросли. В районе мыса Хрустальный, где с 1954 по 1973 г. заросли цистозиры сменила более устойчивая к загрязнению ульва, численность *R. splendida* заметно уменьшилась, зато резко возросло обилие более устойчивых к загрязнению *Tricolia pulla* и *B. reticulatum*.

Двусторчатые моллюски. Интенсивное исследование пелагических личинок класса Bivalvia в Черном море принадлежит К.А.Захваткиной (1959). Используя трехлетние сборы (1953-1955 гг.) в Севастопольской бухте, она дала описание, рисунки и определительные таблицы для личинок 25 видов (табл. 21). Из 89 видов двусторчатых моллюсков, имеющих в развитии пелагическую личинку, это составляет 26%.

В планктоне Севастопольской бухте в период с 1956 по 1978 г. обнаружены личинки 25 видов (табл. 21). Общее число видов личинок, найденных в наших сборах в акватории бухты, составило всего 10 видов или 40%, то есть уменьшилось на 60%. Такое резкое обеднение, вероятно, связано с высокой чувствительностью ранних стадий развития двусторчатых моллюсков к возросшему антропогенному загрязнению прибрежных акваторий бухты.

По результатам бентосной съемки, выполненной в 1990 г. на 5 станциях в бухте, определено 19 взрослых видов Bivalvia (Петров, Алемов, 1993). По степени нарастания загрязнения донных осадков и соответственно видовому обеднению эти станции можно ранжировать следующим образом: напротив Северной стороны-15 видов, у бонн при входе в бухту-7, у ГРЭС-6, вблизи Инкермана и у входа в Южную бухту по 4 вида. Из двусторчатых моллюсков авторы считают наиболее высокоустойчивой к загрязнению *Abra* sp. Наиболее чувствительными к загрязнению названы *Moerella tenuis*, *Chamelea gallina* и *Modiola adriatica*, которые встречались только на внешней, менее загрязненной части бухты.

Сравнивая данные по личинкам и взрослым формам, указанным для Севастопольской бухты (табл. 21), можно видеть, что за 40 лет исчезли следующие виды: *Ostrea edulis*, *Flexopecten ponticus*, *Erycina nitida*, *Donax semistriatus*, оба вида семейства Mactridae, *Abra alba occitanica*, *Pholas dactylus* из сем. Phaladidae. При этом напомним, что черноморская устрица *O. edulis* занесена в Красную книгу Украины.

Таблица 21. Список видов личинок и взрослых форм
Bivalvia Севастопольской бухты.

№	Семейство, вид			
		I	II	III
1	2	3	4	5
Mytilidae				
1	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	x	x	x
2	<i>Mytilaster lineatus</i>	x	x	x
3	<i>Modiolus adriaticus</i>	x	x	x
Ostreidae				
4	<i>Ostrea edulis</i>	x	-	-
Pectinidae				
5	<i>Flexopecten ponticus</i>	x	-	-
Lucinidae				
6	<i>Loripes lucinalis</i>	x	x	x
7	<i>Lucinella divaricata</i>	-	-	x
Montacutidae				
8	<i>Mysella bidentata</i>	x	-	x
Leptonidae				
9	<i>Erycina nitida</i>	x	-	-
Donacidae				
10	<i>Donax semistriatus</i>	x	-	-
Petricolidae				
11	<i>Petricoa lithophaga</i>	x	-	x
Veneridae				
12	<i>Cerastoderma glaucum</i>	x	x	x
13	<i>Gerastoderma clodiense</i>	x	-	-
14	<i>Parvucardium exiguum</i>	-	x	x
Mactridae				
20	<i>Spisula subiruncata</i>	x	-	-
21	<i>Mactra stultorum</i>	x	-	-
Scorbiculariidae				
22	<i>Abra ovata</i>	x	-	x
23	<i>A. nitida milachewichi</i>	-	-	x
24	<i>A. alba occitanica</i>	x	-	-
25	<i>A. renieri</i>	-	-	x
Tellinidae				
26	<i>Fabulina fabula</i>	x	x	x
27	<i>Gastrana fragilis</i>	x	-	-
28	<i>Moerella donacina</i>	x	x	-
29	<i>M. tenuis</i>	-	-	x
Pholadidae				
30	<i>Barnea candida</i>	x	-	-
31	<i>Barnea candida</i>	x	?	-

1	2	3	4	5
Teredenidae				
32	<i>Teredo navalis</i>	x	x	-
	Итого	25	10	19
I - личинки по сборам 1953-56 гг. (Захваткина, 1959);				
II - личинки по нашим сборам 1987-1997 гг.;				
III - взрослые особи по сборам 1990 г. (Петров, Алемов, 1993).				

Десятиногие раки. Наиболее полные исследования по видовому составу и фенологии личинок десятиногих раков выполнены М.А.Долгопольской (1948) в 1939-1940 гг. на основании как выведенных в лаборатории личинок, так и выбранных из многочисленных планктонных сборов в Севастопольской бухте. Она отмечала, что район Севастополя в довоенное время, несмотря на небольшое пространство, обладал исключительным разнообразием биоценозов. Иногда из общего числа к тому времени известных черноморских Decapoda (около 30 видов) число личинок в одной пробе достигало 20. Ввиду гибели во время войны большей части рисунков, особенно личинок крабов Brachyura, в трехтомном Определителе Фауны Черного и Азовского морей даны описания, определительные таблицы и рисунки только для Mastigia и Aplomata.

Этот пробел был позднее восполнен Ю.Н.Макаровым (1976), который на основании большого материала (более 1000 проб), собранных в разных районах Черного моря, дал описание и рисунки на разных стадиях развития (зоеа, мегалопа) 11 видов 4 семейств Majidae, Portunidae, Xanthidae, Grapsidae. Это дало возможность более точно определить личинок Decapoda из наших сборов. Общее число видов десятиногих раков с учетом двух недавних средиземноморских вселенцев *Scirpus zariqueyi* и *Callinectes sapidus* составляет 38 видов.

В планктоне Севастопольской бухты в период с 1956 по 1978 г., обнаружены личинки 27 видов (табл. 22). Общее число видов личинок, обнаруженных в наших сборах в акватории бухты, составило 19 видов или 70%, то есть по сравнению с литературными данными уменьшилось на 30%. Таким образом, по сравнению с тремя выше рассмотренными крупными таксонами, санитарно-экологические условия для размножения и развития десятиногих раков более или менее благоприятны. Об этом свидетельствует и значительное число взрослых Decapoda - 20 видов, обнаруженных в результате последних 7-летних наблюдений (табл. 22).

Таблица 22. Список видов личинок и взрослых форм
Decapoda Севастопольской бухты.

№	СЕМЕЙСТВО, ВИД	I	II	III
Hippolytidae				
1	<i>Hippolyte longirostris</i>	x	x	x
2	<i>Lysmata seticaudata</i>	x	?	-
Alpheidae				
3	<i>Aepheus dentipes</i>	x	-	x
4	<i>Aithanas nitescens</i>	x	x	x
Palaeamonidae				
5	<i>Palaemon adspersus</i>	x	x	x
6	<i>P. elegans</i>	x	x	x
Crangonidae				
7	<i>Crangon crangon</i>	x	x	x
8	<i>Pontophilus fasciatus</i>	x	-	-
9	<i>P. trispinosus</i>	x	-	-
Processidae				
10	<i>Processa edulis</i>	x	x	x
Calianassidae				
11	<i>Upogebia pusilla</i>	x	x	x
12	<i>Calianassa pestai</i>	x	-	?
13	<i>Calianassa truncata</i>	x	x	?
Pagurida				
14	<i>Diogenes pugilator</i>	x	x	x
15	<i>Clibanarius erythropus</i>	x	x	x
Porcellanidae				
16	<i>Pisidia longimana</i>	x	x	x
Majidae				
17	<i>Macropodia longirostris</i>	x	x	x
Portunidae				
18	<i>Macropipus holsatus</i>	x	x	x
19	<i>M. arcuatus</i>	x	-	-
20	<i>M. depurator</i>	?	-	-
21	<i>Carcinus mediterraneus</i>	x	x	x
Xanthidae				
22	<i>Pilumnus hirtellus</i>	x	x	x
23	<i>Xantho poressa</i>	x	x	x
24	<i>Rhithropanopeus harrisi tridentata</i>	x	x	x
Grapsidae				
25	<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	x	x	x
26	<i>Eriphia verrucosa</i>	x	x	x
27	<i>Brachyonotus sexdentatus</i>	x	-	x
ИТОГО		27	19	20
I-личинки по сборам 1939-1940 гг. (Долгопольская, 1948);				
II-личинки по нашим сборам в 1987-1998 гг.;				
III-взрослые особи по сборам С.Е.Аносова в 1991-1998 гг.				

Несмотря на постоянное нефтяное и бытовое загрязнение сточными водами (эвтрофирование), число видов, как личинок, так и взрослых по сравнению с ранними исследованиями уменьшилось незначительно. Возможно, меньшее обеднение Decapoda по сравнению с Polychaeta и особенно моллюсками, объясняется различным типом питания. Последние по типу питания в основном сестонофаги и фильтраторы, в то время как десятиногие раки плотоядные и всеядные. Для оценки степени загрязнения акватории, уменьшение видового разнообразия важным показателем является анализ трофической структуры макрозообентоса. Исследуя черноморский макрозообентос в санитарно-экологическом аспекте Н.Ю.Миловидова и Л.Н.Кирюхина (1985), показали, что с увеличением уровня загрязнения уменьшается относительное количество сестонофагов (в основном менее толерантных) и возрастает доля плотоядных животных, более устойчивых к загрязнению.

Заканчивая обзор фауны десятиногих, как личинок, так и взрослых, необходимо напомнить, что 5 видов из нашего списка: *Carcinus mediterraneus*, *Pilumnus hirtellus*, *Xantho poressa*, *Pachygrapsus marmoratus* и *Eriphia verrucosa* занесены в Красную Книгу Украины (1994).

Выводы

1. Изучен видовой состав основных групп меропланктона Севастопольской бухты, характеризующейся нефтяным и хозяйственно-бытовым загрязнением. На основании обработки 178 проб зоопланктона, собранных в период с 1987- 1997 гг., определено 59 видов личинок классов Polychaeta, Gastropoda, Bivalvia, отряда Decapoda.

2. Проведено сравнение видового разнообразия личинок донных беспозвоночных, обнаруженных в пелагиали бухты прошедшего десятилетия с данными 50-70 годов. Выявлено, что наибольшему обеднению подверглись пелагические личинки двустворчатых моллюсков (60%), видовое разнообразие трех других крупных таксонов уменьшилось в меньшей степени.

2.1.9. ДОЛГОВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ТАКСОЦЕНА *ACARTIA* (COPEPODA) В СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЕ

Практическая реализация концепции комплексного управления прибрежными зонами подразумевает, что принятие управленческих решений будет базироваться на глубоком понимании механизмов функционирования экосистем и знании тенденций изменения их основных компонент. Формирование первичной продукции в Черном море идет, в основном, в планктоне. Более 95% всей первичной продукции в Черном море создается за счет фотосинтеза одноклеточных водорослей фитопланктона (Prodanov et al., 1997). Беслоногие ракообразные (Copepoda) являются тем основным звеном, которое обеспечивает передачу вещества и энергии от фитопланктона к выше лежащим трофическим уровням, включая рыб. Представители рода *Acartia* являются основной группой копепод, обеспечивающей выполнение этой функции в прибрежной зоне различных морей. Этим и обусловлено то особое внимание к таксоцену *Acartia*, которое уделяется ему во многих исследованиях.

Популяция, таксоцен, сообщество являются теми уровнями организации, с которыми не возможны прямые эксперименты, подобные тем, которые мы проводим с отдельными особями или их группами. Поэтому для их изучения используются различные косвенные методы. Их можно разделить на две основные группы. Построение математических моделей на основе результатов экспериментов с отдельными особями и их группами и тех или иных допущений. Последующие численные эксперименты с моделями и сравнение их результатов с наблюдаемым в природе позволяет многое понять в функционировании популяций и сообществ. Использование статистических методов позволяет найти корреляции между изменением различных характеристик экологических систем и факторов среды. Акцентируем внимание на том, что таким образом устанавливаются не причинно-следственные связи, а только корреляционные зависимости. Использование двух этих подходов является оптимальной стратегией изучения природных популяций и сообществ. Долговременные наблюдения, однако, необходимы для развития обоих подходов: в одном случае их результаты служат для проверки качества моделей, а в другом - материалом для корреляционного анализа.

За последние 50 лет в Севастопольской бухте разворачиваются драматические изменения всей биоты (Овен и др., 1993; Заика и др., 1992). Данная работа посвящена долговременным изменениям таксоцена *Acartia* в бухте. Дается анализ как изменения таксоцена в целом, так и отдельных видов, в него входящих. Таксоцен *Acartia* в бухте состоял из 3-х видов: *A.clausi*, *A.latisetosa* и *A.margalefi*. *A.margalefi* ранее описывалась как *A.clausi* (малая форма). В настоящее время показано, что это все же *A.margalefi* (Belmonte, Mazzocchi, 1997). Не позднее 1976 г. в бухту вселился северо-атлантический вид *A.tonsa*. Впервые для Черного моря этот вид описан в 1993 г. (Belmonte et al., 1994), затем было установлено, что в пробах 1976 г. он уже присутствовал (Губанова, 1997). Ранее он был описан как особый морфотип *A.clausi* (Попова, Шадрин 1992).

Результаты более чем двадцатилетнего наблюдения за таксоценом *Acartia* в Севастопольской бухте отдельными фрагментами описаны, в основном, в более ранних работах (Шадрин, Попова, 1991; Shadrin, Popova, 1994 и др.). Методы также описаны в этих работах и здесь мы не будем уделять этому много внимания. Отметим лишь, что пробы отбирались сетью Джеди (размер пор 150 мкм). В дополнение к опубликованному использованы также новые данные, полученные после 1990 года.

В течение 1976-1980 годов в пробах присутствовали представители четырех видов *Acartia*: *A.clausi*, *A.latisetosa*, *A.tonsa*, *A.margalefi*. *A.latisetosa* была обнаружена только в четырех пробах: 11.08. 1976 - 99,5 особей м^{-3} ; 28.08. 1976 - 53,4 особей м^{-3} ; 11.08.1980 - 500 особей м^{-3} ; 18.08.1980 - 129 особей м^{-3} . Позднее в пробах, начиная с 1989 года, находили только *A.clausi* и *A.tonsa*. Количественные данные приведены в таблицах 23 - 27. *A.latisetosa* была только в 4 пробах и не составляла более 3.6% общей численности акарий и поэтому ее численность не включена в таблицы. Начиная с 1989 года, в пробах *A.latisetosa* и *A.margalefi* не встречались.

Сравнение данных, приведенных в таблицах показывает, что доля *Acartia* в общей численности копепод неуклонно возрастает с 1976 года, когда она в среднем за год составляла 26.8 %. В 1979 - 80 годах она уже достигла 46.4 %, в 1989 - 90 годах - 60.2 % и в 1995 - 96 годах - 61.8 %. Все это происходило на фоне общего уменьшения среднегодовой суммарной численности копепод с 5 - 10 тысяч экз. $\cdot\text{м}^{-3}$ в 1976 - 80 годах до 450 - 720 экз. $\cdot\text{м}^{-3}$ в 1989 - 96 годах. Среднегодовая численность всех *Acartia* сни-

зилась при этом с 1700 - 6400 экз.·м⁻³ в 1976 - 80 годах до 340 - 520 экз.·м⁻³ в 1990 - 96 годах. Изменилась при этом и внутригодовая изменчивость параметров (СV). Внутригодовая изменчивость общей численности копепод возросла с 0.78 (1976 г.) до 1.6 - 1.75 (1990 - 96 гг.). Увеличилась и внутригодовая вариабельность численности *Acartia* с 0.91 (1976 г.) до 2.2 - 2.3 (1990 - 1996 гг.) В меньшей степени увеличилась вариабельность показателя доли *Acartia* в общей численности копепод: с 0.48 (1976 г.) до 0.58 - 0.64 (1990 - 1996 гг.).

Таблица 23. Динамика характеристик таксоцена *Acartia* в Севастопольской бухте в 1976 году.

Дата	Численность экз. м ⁻³			Доля, %	
	Все Сорепода	Все <i>Acartia</i>	<i>Acartia</i> <i>clausi</i> (малая форма)	<i>Acartia</i> в общей чис- ленности Сорепода	Малой формы <i>A.clausi</i> в общей численности <i>Acartia</i>
20.01.76	2275	153.4	105	6.7	68
11.02.76	3488	55.6	28	1.6	50
25.02.76	3051	112.7	0	3.7	0
10.03.76	1852	40.5	0	2.2	0
14.04.76	2686	223.8	40	8.3	18
28.04.76	6744	559.3	461	8.3	82
12.05.76	3181	861.1	736	27.1	85
26.05.76	2197	778.0	695	34.5	89
09.06.76	5608	1131.5	632	20.2	56
23.06.76	8020	5697.4	4750	71.0	83
14.07.76	2448	1197.4	790	48.9	66
28.07.76	803	368.6	158	45.9	43
11.08.76	6724	4960.9	1829	73.8	37
28.08.76	5065	3631.7	2395	71.7	66
15.09.76	18836	6420.9	4605	34.1	72
27.10.76	9790	1052.7	355	10.8	34
17.11.76	14336	2527.7	2056	17.6	81
26.11.76	6198	2624.4	2444	42.3	93
10.12.76	8309	2250.2	2195	27.1	98
22.12.76	5403	134.2	111	2.5	83
X	5669	1660	1178	26.8	61
CV	0.78	1.18	1.22	0.91	0.48

X - среднее

CV - коэффициент вариации

Соотношение двух видов *A.clausi* (aborигенный вид) и *A.tonsa* (вселившаяся вид) также изменилось. Во все годы наблюдения *A.clausi* в планктоне отмечалась в течение всего года. Однако, начиная с 1989 г., в ряде летних проб она отсутствовала.

ла: 1989 - 1990 гг. таких проб было 38 %, а в 1995 - 1996 годах - 22 %. *A. tonsa* практически отсутствует в планктоне с декабря - января по май, встречаются в январе - феврале единичные экземпляры. Доля *A. tonsa* в совместной с *A. clausi* численности возрастила в период совместной встречаемости: в среднем с 36.6 % в 1976 г. до 70.1 % в 1989 - 1990 гг. и 87.5 % в 1995 - 1996 годах. В летний период 1976 года не было проб, где бы присутствовала только *A. clausi* и только в 20 % проб доля *A. tonsa* была выше 50 %. В 1989 - 96 гг. доля летних проб, где бы *A. tonsa* достигала 90 - 100 % было около 50 %. Динамика двух этих видов в 1995 - 96 гг. дана в табл. 27. В этой же таблице приведены средние размеры самок обоих видов. Интересно отметить, что соотношение длин самок этих двух видов изменяется с 1976 по 1996 г. Отношение длины *A. tonsa* к таковой *A. clausi* ($L_A. tonsa \times L_A. clausi$) уменьшается с 0.96 в 1976 г. до 0.83 в 1989 - 90 гг. и до 0.81 в 1995 - 96 гг. Средний размер самок *A. tonsa* уменьшается при этом с 1.09 мм (1976 г.) до 0.96 в (1995 - 96 гг.) Различия достоверны ($\alpha = 0.001$). Различия в средних размерах самок *A. clausi* не достоверны: 1.18 (1976 г.) и 1.24 (1995 - 96 гг.). При этом вклад температуры в изменчивость длин самок *A. clausi* (определен по коэффициенту детерминации) в 1976 г. был равен более чем 86%, для самок *A. tonsa* он в этом году составлял 38%.

Все вышеприведенное показывает, что в течение последних 20 лет в Севастопольской бухте идут существенные изменения таксоцена *Acartia* и зоопланктона в целом. За это время из зоопланктона полностью исчезли два вида *Acartia*. *A. latisetosa* ранее была видом, массово встречавшимся в планктоне бухты с июля по октябрь. Ее численность в 1954 году достигала более 5 тысяч экз. \cdot м $^{-3}$ (Петипа, 1959). Уже в 1976 - 80 гг. этот вид стал достаточно редким и перестал быть массовым. *A. margalefi* в 1979 - 80 гг. еще доминировала в планктоне, но после 1990 года перестала встречаться вообще. При этом на фоне уменьшения общей численности копепод идет постепенное увеличение доли *Acartia*: с 28 % в 1954 году (Петипа, 1959) до 62 % в 1995 - 96 г. Увеличение доли *Acartia* отмечено в прибрежных водах других районов Черного моря и других морей. Важно отметить, что это общая закономерность. Причины такой большой устойчивости *Acartia* к нарастающему эвтрофированию и загрязнению прибрежных зон моря также здесь не обсуждаем. Такое уменьшение разнообразия копепод с увеличением роли одного рода ведет к дестабилизации всего таксоцена *Copepoda*, уменьшению

его устойчивости. Об этом можно судить по увеличению вариабельности в течение года суммарной численности копепод: 0.78 (1976 г.) и 1.60 - 1.75 (1989 - 96 гг.). Увеличение диапазона колебаний численности вокруг средней величины (потеря устойчивости) с одновременным уменьшением численности повышает вероятность гибели системы, т.е. таксоцена Сорерода в целом. Насколько должна уменьшится устойчивость системы, чтобы катастрофа стала неизбежной мы пока оценивать не умеем. Вероятно, в отдельных частях Севастопольской бухты такие локальные катастрофы происходят, т.к. уже не единичны ловы вообще не содержащие копепод.

Таблица 24. Изменения таксоцена *Acartia* в Севастопольской бухте в 1979 - 1980 годах.

Дата	Численность, экз. м ⁻³			Доля, %	
	Все Copepoda	Все <i>Acartia</i>	<i>A. clausi</i> (малая форма)	<i>Acartia</i> в общей чис- ленности Copepoda	<i>A. clausi</i> (малая фор- ма) в общей численности Copepoda
03.12.79	6703	3435	775	32.2	32.0
10.12.79	3332	360	90	10.8	25.0
21.01.80	2690	1538	1410	57.2	92.0
11.02.80	1112	105	90	9.4	86.0
18.02.80	21814	20709	204000	94.9	99.0
24.03.80	2359	876	580	37.1	97.0
14.05.80	4903	3050	2800	67.2	92.0
26.05.80	9137	2285	700	25.0	31.0
02.06.80	7350	4275	3600	58.2	84.0
16.06.80	11407	10150	9000	89.0	89.0
09.07.80	20575	17075	14125	83.0	83.0
21.07.80	30525	23325	15825	76.4	68.0
04.08.80	4025	1475	1275	36.6	86.0
11.08.80	34400	20900	15900	60.8	76.0
18.08.80	5629	3450	2450	61.3	71.0
29.09.80	10302	1527	577	14.8	38.0
10.10.80	2987	371	16	12.4	4.0
17.11.80	6989	690	60	9.9	9.0
X	10374	6366	5275	46.4	64.6
CV	0.96	1.28	1.39	0.62	0.50

Таблица 25. Изменение таксоцена *Acartia* в Севастопольской бухте в 1995 - 1996 годах.

Дата	Численность, экз. м ⁻³		% <i>Acartia</i> в общей численности Сорепода
	Все Сорепода	Все <i>Acartia</i>	
14.06.95	30	29	96.7
30.06.95	2547	2537	99.6
20.07.95	122	122	100
14.08.95	158	158	100
19.09.95	231	128	55.4
11.12.95	10	2	20.0
12.02.96	82	8	9.8
28.03.96	768	85	11.1
29.04.96	529	264	49.9
28.05.96	58	44	75.9
X	453.5	337.7	61.8
CV	1.62	2.18	0.58

Рассмотрим более подробно изменения в самом таксоцене *Acartia*. *A. latisetosa* - первая потеря таксоцена в Севастопольской бухте. Массовый летне - осенний вид: средний размер самок - 1.019 мм и самцов - 0.946 (Петипа, 1957). Ареал распространения - поверхностные воды бухт и заливов, отсутствие в открытом море. Спектр питания весьма близок к *A. clausi*, однако пищевые потребности выше и отсутствует суточный ритм питания (Петипа, 1959). В первые годы вселения *A. tonsa* в Севастопольскую бухту ее размер был очень близок к размеру *A. latisetosa*, все остальные экологические характеристики этих видов чрезвычайно сходны. Можно поэтому предположить что вселенец *A. tonsa*, как более сильный конкурент "вытеснил" *A. latisetosa*. Однако при имеющейся информации с равным правом можно предположить, что *A. tonsa* заняла освободившуюся нишу, а основная причина исчезновения *A. latisetosa* иная, например, рост загрязнения в бухте (Проект "Моря СССР"..., 1996). Еще менее понятным, на наш взгляд, выглядит исчезновение из планктона *A. margalefi*, которая вроде бы была приспособлена к изменениям факторов среды лучше, чем *A. clausi*. Что общего у этих двух видов? 1. Распространение только в пределах бухт и узкой прибрежной зоны; 2. Наличие покоящихся яиц в жизненном цикле. Учитывая эти две особенности видов, можно механизм их исчезновения представить следующим образом. Загрязнения бухт вело к все более частым локальным катастрофам в зоопланктоне. Восстановление популяций затем шло или за счет выхода молоди из покоящихся яиц или заноса в бухту из

открытой части моря. Исчезнувшие виды не могли заноситься в бухту из открытого моря, т.к. их там практически не было.

Таблица 26. Изменение таксоцена *Acartia* в Севастопольской бухте в 1989-1990 годах.

Дата	Численность, экз. м ⁻³		Доля, % <i>Acartia</i> в общей численности Сорепода
	Все Сорепода	Все <i>Acartia</i>	
13.03.89	247.0	3.0	1.2
03.04.89	1542.5	275.0	17.8
10.04.89	2059.0	262.5	12.7
24.04.89	402.0	287.5	71.5
15.05.89	391.0	375.0	95.9
22.05.89	125.0	100.0	80.0
03.07.89	6691.0	6400.0	95.9
05.09.89	57.0	57.0	100.0
11.09.89	450.0	450.0	100.0
18.09.89	302.0	300.0	99.3
09.10.89	101.5	92.5	91.1
16.10.89	1013.5	1012.5	99.9
30.10.89	222.0	212.0	95.5
20.11.89	206.0	201.0	97.6
12.12.89	66.0	29.0	43.9
09.01.90	104.0	29.0	27.9
30.01.90	8.0	1.0	12.5
06.02.90	298.0	30.0	10.1
14.02.90	137.0	14.0	10.2
22.02.90	583.0	13.0	2.2
14.03.90	407.0	48.0	11.8
26.03.90	161.0	21.0	13.0
11.04.90	363.0	43.0	11.8
23.04.90	226.0	96.0	42.5
07.05.90	632.0	337.5	53.4
22.05.90	504.0	392.0	77.8
04.06.90	393.0	350.0	89.1
18.06.90	2879.0	2800.0	97.3
09.07.90	760.0	537.5	70.7
30.07.90	31.0	29.0	93.5
10.09.90	1487.5	1487.5	100.0
27.09.90	217.0	215.0	99.1
X	721.0	516.0	60.2
CV	1.75	2.34	0.64

Усиливающееся загрязнение грунтов резко уменьшило выход науплиев из покоящихся яиц. В конечном результате восстановление популяций нарушилось и виды исчезли. Учитывая тот огромный банк покоящихся яиц, который находится в донных отложениях, можно надеяться, что виды эти еще восстановятся когда - нибудь в Черном море. Вселившаяся в Черное море *A.tonsa* имеет одно важное отличие от *A.latisetosa* - она не столь жестко привязана в своем распространении к бухтам и встреча-

ется сейчас как поверхностный вид во всем Чёрном море. Однако численность и фенотипическое разнообразие *A. clausi* и *A. tonsa* также резко уменьшилось в Севастопольской бухте с 1976 года (Shadrin, Popova, 1994). И причина этого, вероятно, не только в загрязнении, но и вселенец из Атлантики - гребневик *Mnemiopsis*.

При этом следует отметить, что численность вселенца *A. tonsa* не столь драматически уменьшается как аборигенного вида *A. clausi*: доля *A. tonsa* в их общей среднегодовой численности выросла с 37% (1976) до 87.5% (1995 - 96 гг.). Однако *A. clausi* как вид более широко распространенный в пространстве и времени вряд ли когда будет полностью вытеснен *A. tonsa*. Вселившись в новый для себя водоем, *A. tonsa* стала изменяться, приспосабливаясь к новой среде. Об этом свидетельствует отмеченное уменьшение среднего размера с 1976 по 1995 - 96 года. Основную причину такого уменьшения размеров мы вряд ли когда узнаем. Можно предположить, что с одной стороны это обусловлено «стремлением» уменьшить конкуренцию с *A. clausi*, а с другой стороны - занять нишу, освободившуюся от *A. clausi* (малая форма).

Таблица 27. Изменение структуры таксоцена *Acartia* (*A. clausi* + *A. tonsa*) в Севастопольской бухте в 1995 - 1996 годах.

Дата	Доля <i>A. tonsa</i> в общей численности <i>Acartia</i>	Длина тела, L, мм				L_1 / L_2	
		<i>Acartia clausi</i>		<i>Acartia tonsa</i>			
		X	CV	X	CV		
03.06.95	100	-	-	0.918	0.040	-	
21.08.95	93.7	1.105	0.017	0.915	0.029	0.828	
20.09.95	100	-	-	1.010	0.040	-	
17.10.95	90.8	1.215	0.056	1.046	0.043	0.864	
04.02.96	2.6	1.350	0.036	1.00	-	0.740	
19.02.96	0	1.340	0.018	-	-	-	
20.03.96	0	1.350	0.023	-	-	-	
23.05.96	46.4	1.170	0.023	0.930	0.025	0.795	
19.06.96	94.1	1.150	0.033	0.932	0.035	0.810	
X	58.62	1.240	0.029	0.964	0.0353	0.807	
CV	0.746	0.078	0.438	0.051	0.211	0.051	

L_1 - длина тела самок *Acartia tonsa*; L_2 - длина тела самок *Acartia clausi*

Суммируя все вышеприведенное, можно сделать следующие выводы:

- уменьшение разнообразия в бухте происходит на всех уровнях организации от зоопланктона в целом до популяций, т.е. происходит падение устойчивости систем всех уровней организации;
- вид вселенец *A. tonsa* замещает или вытесняет аборигенные виды *Acartia*, изменяясь при этом сам;
- уменьшение биомассы *Acartia* и ее разнообразия ведет к падению производственных и самоочистительных возможностей бухты, что уменьшает потенциал социально-экономического развития города. Уже в настоящее время только потеря рыбных ресурсов приносит городу ежегодный ущерб в размере около 25 млн. гривней (Овен и др., 1992).

Исследование проводилось при частичной поддержке гранта ISF (Фонд Сороса).

2.1.10. АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА МИКРОФИТОБЕНТОС СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

Донная растительность морей (фитобентос) складывается из макро- и микроорганизмов. Морской микрофитобентос на 99% состоит из диатомовых водорослей, обитающих в сублиторали от уреза воды до глубины 50-60 м. Среди всех групп морских водорослей диатомовые (*Bacillariophyta*) находятся на ведущем месте по численности и видовому богатству. Учитывая протяженность береговой линии и изрезанность ее рельефа, можно представить ту огромную роль, которую донные диатомеи играют в морских экосистемах. Диатомовые являются первоисточником органического вещества, служат кормовой базой для многих животных, формируют кислородный режим акватории, участвуют в процессах круговорота вещества и энергии и в самоочищении морских вод.

Усиление антропогенного влияния и увеличение загрязнения моря более всего отражается на прибрежных экосистемах. Донные диатомеи, как одноклеточные организмы, быстро реагируют на изменения качества морской воды, поэтому используются как биоиндикаторы при изучении степени загрязнения среды обитания. В связи с этим, изучение микрофитобентоса необходимо при объективной комплексной оценке последствий антропогенного воздействия на экосистемы сублиторали и разработке научно обоснованных мер по сохранению биоразнообразия.

Сообщества микрофитобентоса изучали в районах Севастопольской бухты и прилежащего побережья открытого моря с различной интенсивностью антропогенного воздействия. Исследованиями охвачена внешняя (побережье у пос. Николаевка, Андреевка, Кача, Любимовка, у Парка Победы, у Херсонесского заповедника, у устьев Камышовой, Карантинной и Севастопольской бухт), и внутренняя (набережная Приморского бульвара, бухты Артиллерийская, Инкерман и Док 13 завода - Северная сторона) акватория большой Севастопольской бухты.

Исследовали донные диатомовые водоросли, поселяющиеся на каменистых, рыхлых и животных субстратах, на глубине от 0,5 до 32 м. Пробы рыхлых грунтов отбирали с помощью легководолазного снаряжения мейобентосной трубкой либо дночерпателем. Микрообрастания с твердых субстратов снимали скальпелем и щеткой. Количественный учет клеток прово-

дили в счетной камере Горяева в 3-х-кратной повторности, при увеличении $\times 500$ под микроскопом "Stadar-E", с дальнейшим пересчетом на 1 м² площади поверхности субстрата (Неврова, Гусляков, 1988). Изготовление постоянных препаратов проведено по стандартной методике холодного сжигания в кислотах и заключения в смолу Эльяшева (Диатомовые ..., 1974). Идентификацию видов осуществляли при увеличении $\times 1000$, под иммерсией, с помощью определителей (Диатомовый ..., 1950; Прошкина-Лавренко, 1963; Гусляков и др., 1992). Всего обработано 243 пробы.

Класс центричных диатомовых (Centrophyceae) в микробентосе обычно представлен небольшим числом таксонов, среди которых в массе вегетируют виды из родов *Melosira* Ag., *Hyalodiscus* Ehr., *Coscinodiscus* Ehr. Наибольшего развития у Севастопольского побережья достигают донные водоросли из класса пеннатных (Pennatophyceae). Широко представлены роды *Licmophora* Ag., *Navicula* Bory, *Diploneis* Ehr., *Coccconeis* Ehr., *Amphora* Ehr., *Nitzschia* Hass. Ведущий комплекс видов обычно складывается из *Navicula pennata* A.S. var. *pontica* Mer., *N.ramosissima* (Ag.)Ct., *N.grevilleana* Hendey, *Nitzschia hybrida* Grun., *Licmophora ehrenbergii* (Kutz.) Grun., *L.abbreviata* Ag., *Lyrella forcipata* (Grev.) Gusl. et Kar., *Diploneis smithii* (Breb.)Cl. (вид и разновидность), *Synedra fasciculata* (Ag.) Kutz., *Trachyneis aspera* (Ehr.) Cl., *Pleurosigma angulatum* (Queck.) W.Sm., *Bacillaria paradoxa* Gmel, *Caloneis liber* (W.Sm.)Cl., *Cylindrotheca closterium* (Ehr.) Reim. et Lew., *Grammatophora marina* (Lyngb.) Kutz., *Striatella unipunctata* (Lyngb.) Ag., *Melosira moniliformis* (O.Mull) Ag. (вид и разновидность), *Coccconeis scutellum* Ehr. (вид и разновидность), *Achnanthes brevipes* Ag., *Amphora coffeaeformis* (Ag.) Kutz., *A.proteus* Greg. Многие из этих видов относятся к мезосапробам, т.е. способны выдерживать среднюю степень загрязнения промышленными и хозяйствственно-бытовыми стоками, насыщенными органическими соединениями, и отличаются высокой устойчивостью к различного рода химическим поллютантам.

Участки побережья открытого моря загрязнены в меньшей степени по причине постоянного водообмена. В районах пос. Николаевка, Андреевка, Любимовка, Кача на рыхлых грунтах средние показатели обилия диатомовых водорослей в летний сезон близки и составляют соответственно 119,2- 148,0- 245,3 – 185,1 $\times 10^8$ экз.·м⁻², число обнаруженных при учете видов колеблется от 20 до 30.

На побережье в черте города биотопы более подвержены антропогенному прессу. Средние значения плотности поселения диатомовых на рыхлых грунтах в бухте Камышовой и на каменистом мелководье побережья Парка Победы, Херсонесского заповедника и Приморского бульвара равны соответственно $286,4 - 164,9 - 310,8 - 389,7 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$, число видов при количественном учете варьирует от 15 до 30. Ведущие комплексы донных диатомей в исследованных биотопах аналогичны по таксономическому составу, за исключением нескольких видов, близких по количественным показателям и характерны для илисто-песчаной сублиторали Крымского побережья. Отмечено довольно высокое видовое разнообразие - индекс Шеннона в среднем равен 0,7. Всё это в целом указывает на умеренную степень загрязнения и благоприятные условия для развития микрофитобентоса данного региона.

Рыхлые грунты во внутренней акватории бухты при недостаточном водообмене сильно загрязнены и приобретают токсические свойства. В трех районах Севастопольской бухты (бухта Артиллерийская, бухта Инкерман и Док - Северная сторона) средние значения плотности бентосных диатомей на поверхности рыхлого субстрата составляют соответственно 4.37 - 15.35 - 36.10×10^8 экз. \cdot м $^{-2}$, число обнаруженных видов - 2, 13 и 16. Аккумулированные в грунтах химические соединения особенно сильно влияют на организмы, обитающие на поверхности субстрата. Сообщества, не контактирующие непосредственно с грунтом, характеризуются более высокими показателями развития. Так, плотность диатомовых на створках мидий, обитающих на вертикальной стенке пирса в бухте Артиллерийской, равна $53,02 \times 10^8$, на камнях - $364,40 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$, количество видов - 33 и 41 соответственно. Доминируют виды *Navicula pennata* var.*ponica*, *N.ramosissima*, *Grammatophora marina*, *Cocconeis scutellum*, *Amphora coffeaeformis*, *Bacillaria paradoxa*, *Caloneis liber*, способные выдерживать сильное загрязнение.

Состояние микрофитобентоса на рыхлых грунтах во внутренней акватории Севастопольской бухты характеризуется как угнетенное в целом, но на субстратах, не обладающих токсическими свойствами, может быть оценено как устойчивое.

На каменистом мелководье (глубина 0,5 м) двух участков Севастопольской бухты в период круглогодичных исследований найдено 96 видов и 10 разновидностей диатомей (при качественном определении). Из них на набережной Приморского бульвара

- 62, на побережье Херсонесского заповедника - 96 видов и разновидностей. Коэффициент общности видов этих биотопов выше в зимний сезон (77,4) и ниже - в летний (45,4). Отмечено 43 таксона, не зарегистрированных ранее в составе обрастаний Севастопольской бухты и 26 таксонов, новых для Севастопольского региона. В районе Приморского бульвара показатели развития выше, но биоразнообразие ниже, по сравнению с Херсонесом. Максимальные значения численности и биомассы отмечены весной, в марте-апреле ($4901,8 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$, 1885,6 г \cdot м $^{-2}$), минимальные - в июле ($309,5 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$, 17,1 г \cdot м $^{-2}$). Осенью наблюдается второй подъем развития диатомовых. Наибольшее число видов отмечено в октябре - 55 видов и разновидностей на открытом побережье Херсонеса и 28-и закрытой бухте у Приморского бульвара, наименьшее - в декабре и феврале.

В наружной части акватории, охватывающей прибрежье и устья Севастопольской и Карантинной бухт, поступление загрязняющих веществ обусловлено хозяйствственно-бытовой деятельностью города и флота, а также аварийным канализационным сбросом и выносом водных масс с течением из устья бухты. На мелководье обнаружено 54 вида и 4 разновидности донных диатомовых, из них 2 вида - новые для Крыма. Структурные показатели сообществ на твердых субстратах в приустьевой части бухты и во внутренних ее районах близки. Видовой состав характеризуется отсутствием доминирования полисапробов, преобладанием мезосапробов и средними показателями развития. Плотность поселения диатомовых на каменистых субстратах колеблется от 22,56 до $54,67 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$, составляя в среднем $33,26 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$, биомасса - 5,35 г \cdot м $^{-2}$. Численность диатомовых на мидиях варьирует от 7,25 до 46,73, составляя в среднем $24,66 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$ площади поверхности раковины. Ведущий комплекс видов диатомовых, поселяющихся на створках мидий (эпизообентос) и на камнях (эпилитон), аналогичен. Значения индекса Шеннона находятся в пределах 0,34-0,90, что указывает на умеренное видовое разнообразие. Величины индекса у диатомовых эпизообентоса несколько выше, чем у эпилитонных, что объясняется более разнообразными условиями микробиотопа створки моллюска. Ведущий комплекс видов диатомовых эпизообентоса и эпилитона аналогичен и в целом характерен для каменистой сублиторали Крымского побережья. Увеличение показателей обилия в наиболее эвтрофиро-

ванном биотопе (у канализационного выпуска) не сопровождается понижением биоразнообразия.

Анализ состояния донных диатомовых свидетельствует о средней степени эвтрофирования мелководной части приусտевой акватории бухт Каратинной и Севастопольской, которая сопровождается увеличением количественных и качественных показателей и не вызывает резкого уменьшения видового разнообразия и доминирования немногих поли- и мезосапробных видов.

На глубоководной части приусстевой акватории бухт Каратинной и Севастопольской (глубина 14-32 м) в летний сезон обнаружен 131 вид и 10 разновидностей диатомей, из них 19 видов и 2 разновидности - новые для Крыма. Структурные показатели диатомей на исследованном участке выше, чем в изученных ранее биотопах Севастопольской бухты с различной степенью загрязненности. Индекс Шеннона варьирует от 0,58 до 1,81, что указывает на высокое видовое разнообразие. Наибольшее количество видов и разновидностей (70-77) отмечено непосредственно в устьях бухт Севастопольская и Каратинная. Наименьшее видовое богатство (22-24 вида) наблюдали на значительном удалении от устья. Число видов и количественные показатели диатомовых на рыхлых грунтах понижаются по мере удаления от устья бухты к открытому морю и с увеличением глубины обитания. Плотность поселения диатомей колеблется от 94,32 до 901.43×10^8 экз. \cdot м $^{-2}$, составляя в среднем 340.64×10^8 экз. \cdot м $^{-2}$. Максимальные значения отмечены в точках, расположенных напротив канализационного выпуска и устья Севастопольской бухты. С удалением от источников загрязнения показатели плотности постепенно убывают. Невысокое развитие диатомей на камнях, лежащих на грунте - 18.66×10^8 и 87.3×10^8 экз. \cdot м $^{-2}$, объясняется отсутствием контакта с донными отложениями.

По данным гидрохимической лаборатории СОГОИН (Отчет..., 1995), в донных осадках во всех пробах обнаружены соли тяжелых металлов. По характеру распределения поллютантов предположительный источник загрязнения - прибрежные воды с южной стороны мола и вынос водных масс из Севастопольской бухты. На рыхлых грунтах, содержащих вещества техногенного загрязнения (Сг, Сu, Pb, Zn), ведущий комплекс диатомей состоит в основном из *Grammatophora marina*, *Navicula pennata*, *Pleurosigma angulatum*, *Diploneis smithi*, *Caloneis liber*, *Cocconeis scutellum*, *Nitzschia punctata* var. *punctata*, *N.sigmo*. Эти

виды встречены на всех указанных станциях и характеризуются средней плотностью поселения $20,9 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$.

На участках, более подверженных воздействию бытовых поллютантов (Hg, Ni, Mn, Fe), ведущий комплекс видов диатомовых не имел такого сходства. На пяти из них были встречены в массе *Ardissonia crystallina*, *Navicula pennata var. pontica*, на четырех - *Diploneis smithii*, *Cocconeis scutellum*, *Nitzschia sigma*, на трех - *Pleurosigma angulatum*, *Caloneis liber*, *Amphora proteus*, *Grammatophora marina*. Средняя численность варьирует от максимальных $356,4 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$ до минимальных $20,9 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$.

По результатам анализов, содержание в рыхлых грунтах в некоторых точках таких веществ, как гексахлорцианиды, ДДТ, полихлорбифенилы, соли Pb, Cu, Zn, Hg, Mn, превышает ПДК в несколько раз и на 1-2 порядка отличается от общего фона химического состава грунтов акватории. В то же время, в этом районе отмечены наибольшие значения плотности поселения и видового богатства. На некоторых участках акватории содержание токсичных веществ в грунтах значительно ниже ПДК, но видовое разнообразие и плотность поселения диатомей не отличаются высокими значениями.

Таким образом, прямой зависимости подавления развития микрофитобентоса на рыхлых грунтах различными поллютантами выявить не удалось. К такому же выводу относительно макроорганизмов привели исследования состояния и многолетних изменений зообентоса в другой загрязненной акватории Севастополя - бухте Стрелецкой (Киселева, Ревков, Копытов, 1997). Можно предположить, что высокое содержание солей тяжелых металлов, различных органических и неорганических соединений, находящихся в связанном состоянии в грунте, послужило стимулятором интенсивного количественного и качественного развития микрофитобентоса, и является приспособительным откликом на усиление антропогенного воздействия и специфическую гидролого-химическую обстановку в изученном участке акватории. Но делать выводы о полезности этого явления для функционирования экосистемы сублиторали в целом, несомненно, преждевременно.

При анализе литературных данных выяснено, что летом 1988 г. на каменистом мелководье бухты Карантинной обнаружено при количественном учете 9 видов донных диатомей численностью $1,823 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$ и биомассой 0,25 г \cdot м $^{-2}$ (Рябушко, 1994).

У Кавказского побережья, в удаленном от источников загрязнения районе, на рыхлых грунтах плотность поселения диатомей в среднем понижалась с глубиной в пределах изученного диапазона (25-52 м). Наибольшие значения отмечены на горизонте 25 м ($45,2 \times 10^6$ экз. \cdot м $^{-2}$), наименьшие - на глубине 42 м ($30,0 \times 10^6$ экз. \cdot м $^{-2}$). Ведущий комплекс диатомовых сообществ данного района составляли виды *Navicula pennata* var. *ponica*, *Lyrella forcipata* var. *densestriata*, *Diploneis smithii*, *Synedra fasciculata*, *Nitzschia* sp.1, *N.punctata*, *Achnanthes brevipes*, *Cymbella helvetica*. Всего в исследованном районе было обнаружено 55 видов и 5 разновидностей донных диатомовых водорослей (Неврова, 1996).

На рыхлых грунтах у побережья Румынии в предустьевом пространстве реки Дунай с повышенной эвтрофикацией вод, в летний сезон насчитывали в среднем $26,7 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$ донных диатомей с биомассой $23,5 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$, в осенний - около $4,6 \times 10^8$ экз. \cdot м $^{-2}$ (Бодяну, 1979). Очевидно, что показатели видовой и количественной структуры сообществ диатомовых водорослей в районе Севастополя определяются значениями, близкими к уже известным.

Таким образом, в Севастопольском регионе максимальные показатели количественного развития донных диатомовых водорослей наблюдаются на глубинах до 0,5 м, таксономического богатства - от 5 до 30 м. Меньшее биоразнообразие отмечается в закрытых бухтах, по сравнению с участками открытого побережья. Состояние микрофитобентоса на рыхлых грунтах, обладающих токсическими свойствами, во внутренней акватории Севастопольской бухты описывается как угнетенное, на твердых субстратах, не контактирующих с грунтом, может быть оценено как устойчивое.

Видовое богатство и плотность поселения снижаются по мере увеличения глубины обитания и удаления от побережья к открытому морю. При небольшом повышении эвтрофирования биотопа наблюдается возрастание плотности поселения диатомей, не сопровождающееся уменьшением разнообразия. При более интенсивном загрязнении отмечается падение численных показателей и обеднение видового состава за счет исчезновения видов, способных развиваться только в чистых водах (ксено- и олигосапробов) и доминирования устойчивых к органическим и техническим загрязнениям (поли- и мезосапробов). Ведущий комплекс донных диатомовых Севастопольских бухт в целом

аналогичен таковому для побережья Крыма, с присоединением сопутствующих видов, характерных для отдельных изученных биотопов.

Возможно, наблюдаемое высокое видовое богатство и количественное развитие диатомей обусловлено исключительным своеобразием условий акватории. Комплексное воздействие на состояние донных диатомовых сообществ таких физико-химических параметров, как специфическая гидрологическая обстановка, эвтрофирующие вещества, соли металлов, продукты деструкции углеводородов и пр., не может в настоящее время быть оценено однозначно и требует более детальных исследований.

2.2. ЗАГРЯЗНЕНИЕ АКВАТОРИИ СЕВАСТОПОЛЯ

2.2.1. НЕФТЬ И СОСТОЯНИЕ БЕНТОСНЫХ СООБЩЕСТВ В СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТАХ

Глобальным связующим узлом экологии, экономики и политики является проблема углеводородных энергоносителей. В основе подавляющей части политических конфликтов лежат экономические проблемы, и одной из основных является проблема добычи, переработки и транспортировки нефти и газа. А моря, помимо источников углеводородов на шельфе, являются главными транспортными артериями.

Итогово-обобщающий доклад по вопросу "Углеводороды в экосистемах Черного моря" был сделан нами в сентябре 1991 г. на международном симпозиуме в Стамбуле (Mironov, 1994). Однако за последующие годы, геополитическая ситуация в регионе Черного моря значительно изменилась и, следовательно, возможны сдвиги в экологических приоритетах Черноморских держав, количества которых после распада СССР увеличилось.

Сейчас национальные интересы увеличившегося числа Черноморских держав вносят значительные корректизы в экологическую обстановку на Черном море. Украина крайне заинтересована в альтернативных источниках энергоносителей и активно прорабатывает их получение морским путем. Россия пытается увеличить нефтяной грузопоток, минуя черноморские проливы, через Болгарию, Грецию в Средиземное море. Все это смещает танкерные пути к побережью Украины и Крыма.

К чему это может привести? Март 1968 г. Экстренное заседание Кабинета Министров Великобритании. Принимаются первые решения. С одной из баз в воздух поднимается эскадрилья Королевских военно-воздушных сил. На штурманских картах была нанесена точка, которая известна среди моряков как риф Семь Камней. Здесь в течение уже нескольких дней терпел аварию танкер "Торри Каньон" с 118 тысячами тонн нефти на борту. Самолеты вышли на цель и первым заходом сбросили фугасные бомбы, вспарывая прочную палубу танкера. Второй заход - и на танкер обрушивается груз напалма. Черные клубы дыма смешиваются с облаками. Однако штормовой ветер и холодная вода гасят пламя и "черная волна" неумолимо приближается к побережью Англии. Навстречу ей выходят суда для разбрзгивания дисперсантов, чтобы как-то рассеять нефть и

не допустить "черную волну" к берегу. По пути движения нефти гибли рыбы, ракообразные, моллюски. Нефть растворяла естественную жировую смазку оперения морских птиц, холодная океанская вода беспрепятственно достигала тела пернатых, которые гибли тысячами. Ветер меняет направление - и уже сигнал тревоги звучит на побережье соседней Франции. Так в 1968 г. мир впервые столкнулся с крупным разливом нефти в море, названным впоследствии катастрофой века.

В Черном море катастрофических разливов нефти до настоящего времени не наблюдалось, однако по теории вероятности и при сложившейся ситуации возможность таких явлений увеличивается. Предвестником их может служить разлив нефти в Новороссийской бухте в мае 1997 г., когда в результате разрыва трубопровода в море вылилось 172 т сырой нефти. Помимо приближения танкерных перевозок к берегам Украины через ее порты идет перевалка нефтепродуктов на экспорт, и создаются новые перевалочные нефтебазы, например построенные фирмой "Югтранснефть" в Севастополе. Это осложняет экологические проблемы региона.

Современная концепция углеводородного загрязнения Мирового океана, базирующаяся на новых научных данных, свидетельствует, что суда в общем сбросе углеводородов в море составляют незначительный процент. Основная масса нефтепродуктов поступает в море с берега и через атмосферу. В докладе на международной конференции, проведенной в Севастополе в апреле 1992 г., было продемонстрировано значительное количество сброса в бухты нефтепродуктов с ливневыми стоками (Миронов, 1992).

Обладая большой стойкостью, нефть длительное время сохраняется в морской воде, переносится на большие расстояния от мест сброса, проникает в толщу морской воды, осаждается на дно, накапливается в донных отложениях и затем вновь всплывает на поверхность моря, имитируя свежее нефтяное загрязнение, что чревато конфликтными ситуациями при поиске виновников загрязнения. Нефтяные углеводороды являются высокотоксичными соединениями. Под действием нефти происходят глубокие перестройки в организме обитателей моря, часто затрагивающие генетический аппарат. Наиболее опасна нефть для организмов, находящихся на ранних стадиях развития. Полученные данные свидетельствуют, что личиночные формы многих донных беспозвоночных в десятки и сотни раз более чувствительны к нефти, чем взрослые формы. Икра некоторых

морских рыб погибает или из нее появляется неполноценное потомство при концентрации нефти ниже ПДК (существующие в настоящее время предельно допустимые концентрации). Нефть оказывает поражающее действие на морские организмы даже при кратковременном воздействии (минуты, часы), приводя их к гибели уже после перенесения в чистую морскую воду.

Это данные лабораторных экспериментов. А что же в Севастопольских бухтах? Морская вода подвижна, и нефть, попадающая на ее поверхность, может быстро перемещаться из одного участка акватории в другой. Попав в донные осадки, она накапливается в них, приводя к хроническому загрязнению бухты, и является источником вторичного загрязнения морской воды.

Дно Севастопольских бухт на глубинах от 3 до 20 мкрыто плащом разнородных по составу и толщине донных осадков. Основные площади бухты Севастопольская с ее ответвлениями: бухта Южная, Артбухта, Килен-бухта - заняты тонкозернистыми черными илами. Меньшую часть представляют крупнозернистые донные осадки типа песков и заиленных ракушняков (рис. 45). При выходе из бухты Севастопольская дно становится каменистым, с перемежающимся плитняком и ракушняками, с примесью песка и ила. Похожие на эти донные осадки, заиленные ракушняки, пески, занимают бухту Карантинную, кроме ее вершины, где находятся черные илы. Такими же илами заполнено дно бухты Стрелецкая, сменяющимися в центре на заиленные ракушняки. Отличается от всех дно бухты Омега светлыми песками и ракушняками, лишь её вершина повторяет закономерность, прослеженную в других местах (накопление темных илов). В бухте Камышовая черный цвет илов меняется на серый; немалая часть дна занята крупнозернистыми донными осадками. Дно Казачьей бухты почти нацело представлено ракушняками с примесью камней и песка, вершина восточного отрога покрыта темными илами с примесью ракуши и песка. Район Учкуевки имеет светлое песчаное дно с изредка встречающимися илистыми пятнами.

Большинство илистых донных осадков имеет не только черную окраску, но и мазутно-сероводородный запах. В некоторых случаях черный цвет может сопровождаться радужной переливчатостью и запахом нефти. Многие донные осадки загрязнены бытовым мусором. Встречаются илистые осадки, покрытые нитчатыми водорослями. Донные осадки с таким нетипичным для морских грунтов внешним видом имеют неблагоприятные физико-химические данные. Например,

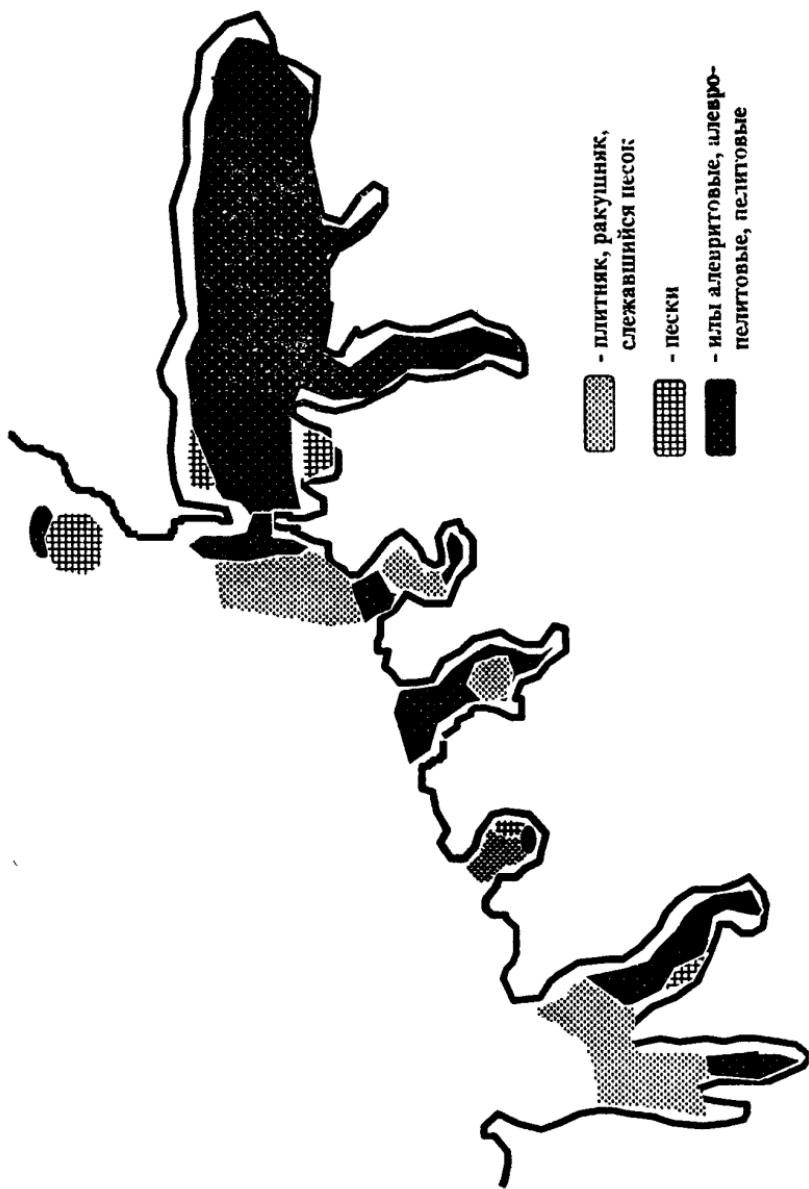


Рис. 45. Схема размещения донных осадков в бухтах.

черные илы, содержащие более 60% воды, представляют собой непластичные, полужидкие, текущие образования. Измельченные, перетерты черные ракушняки часто заилены, поэтому имеют также высокую натуральную влажность и другие свойства, присущие загрязненным илам.

Одним из свойств, характеризующих среду донных осадков, является pH - показатель концентрации водородных ионов. В донных осадках бухт pH имеет размах от 7,16 до 8,60; в илах pH 7,43-7,79, в песках среда подщелачивается - pH 7,83-8,08. Как правило, морские донные осадки имеют pH, близкий к концентрации водородных ионов придонного слоя воды, который лежит в пределах 8,0-8,2. Колебания pH в донных осадках бухт сопряжены с их загрязнением углеводородами. Концентрация нефтяных углеводородов на фоне других негативных свойств донных осадков ведет к снижению pH среды.

К негативным свойствам загрязненных донных осадков относится отрицательный окислительно-восстановительный потенциал (Eh), отражающий состояние газового режима. Крупнозернистые донные осадки бухт имеют положительный потенциал, Eh находится в пределах (+49)...(+391) мВ и характеризует окислительные условия среды в песках, ракушняках и других незагрязненных донных осадках. Загрязненные илы имеют отрицательный Eh (-44)...(-142) мВ, указывающий на восстановительные условия среды. На отдельных участках дна Eh среды может понижаться до (-209) мВ.

В неблагоприятных условиях среды процессы, связанные с разложением, преобразованием органических веществ в донных осадках, замедляются. Накопившиеся сероводород, метан, аммиак как бы консервируют находящиеся в осадке разнородные органические соединения, в том числе, углеводородные. В результате загрязненность донного осадка увеличивается. Показателем загрязнения донных осадков служит битумоид. Распределение битумоида в осадках бухт показано на рис. 46. Битумоид представляет собой новообразованное, привнесенное, так называемое "сырое" органическое вещество. По количеству его, найденному в том или другом донном осадке, было проведено их разделение на группы разного уровня загрязнения.

В Севастопольских бухтах практически загрязнены все тонкозернистые разновидности. В них содержание битумоида колеблется от 0,1 до 2,18 г•100⁻¹ г сухого осадка, поднимаясь до 5,72 г•100⁻¹ г сух. осадка на отдельных участках, особенно подверженных загрязнению. Чистыми остаются пески, ракушняки

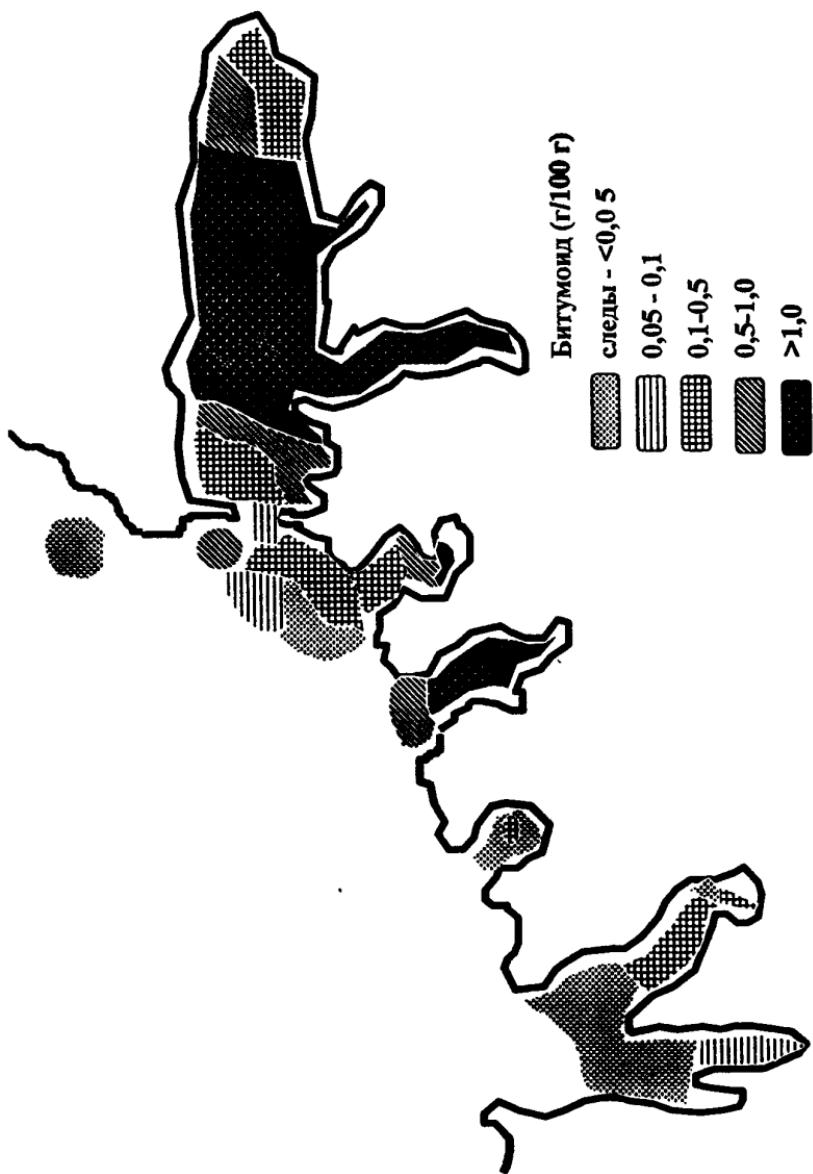


Рис. 46. Битумоид в донных осадках бухт.

бухт Омега, Казачья, Учкуевки, в которых содержится от следовых количеств до $0,05 \text{ г} \cdot 100^{-1} \text{ г}$ сух. осадка битумоида. Однако встречаются илистые скопления, как например, в вершине бухт Омега, Карантинная, в Учкуевке, с содержанием битумоида в пять-десять раз большим, чем в чистых песках и ракушняках. По количеству и распределению нефтяных углеводородов, можно утверждать, что донные осадки загрязнены не только органическими аллохтонными веществами, но и углеводородами нефти (рис. 47).

По степени загрязнённости бухты можно расположить в ряду: бухты Южная, Севастопольская, Стрелецкая, Артбухта, вершина бухты Омега, Карантинная, Камышовая, Казачья. Пески и ракушняки бухты Омега, Учкуевки, бухта Казачья не загрязнены.

Физико-химические свойства донных осадков, степень их загрязненности определяют развитие и количественные характеристики сообществ донных организмов, обитающих в тех или иных районах. Севастопольские бухты еще в начале нынешнего века были объектом обширных гидробиологических исследований С.А.Зернова, который впервые начал изучать распределение не отдельных организмов, а целых комплексов. Донные биоценозы в Севастопольской бухте в начале века в основном соответствовали общей схеме биоценозов Черного моря. Ее илистые берега были заняты зарослями морской травы зостеры. Вдоль берегов вслед за скалами двумя широкими полосами располагался устричник, "очень богатый устрицами". Кроме устриц С.А.Зернов отмечал в этом биоценозе гребешков, обросших баланусами, большое количество различных губок, крабов. Основную часть бухты занимал мидиевый ил, о котором он писал: "... бухтовый ил переполнен мидиями, где за последнее время стали ловить их в большом количестве на продажу". Помимо мидий отмечалась "масса баланусов, асцидий, немного молодых устриц, насс, нефтисов, мелких церициумов, меллин". Южная бухта уже в начале века была настолько загрязненной и разрытой землечерпалками, что "нельзя и говорить о нормальном распределении биоценозов". Тем не менее, в ней все же отмечались вдоль берегов небольшие устричники. В этом загрязненном илом и отбросами устричнике, кроме живых устриц, находились также гребешки, много мидий, кардиумов и насс. В средней части бухты описывался ил с мидиями и только в самом конце бухты грунт был "полон образцов домовых и уличных отбросов без всякой фауны" (Зернов, 1913).

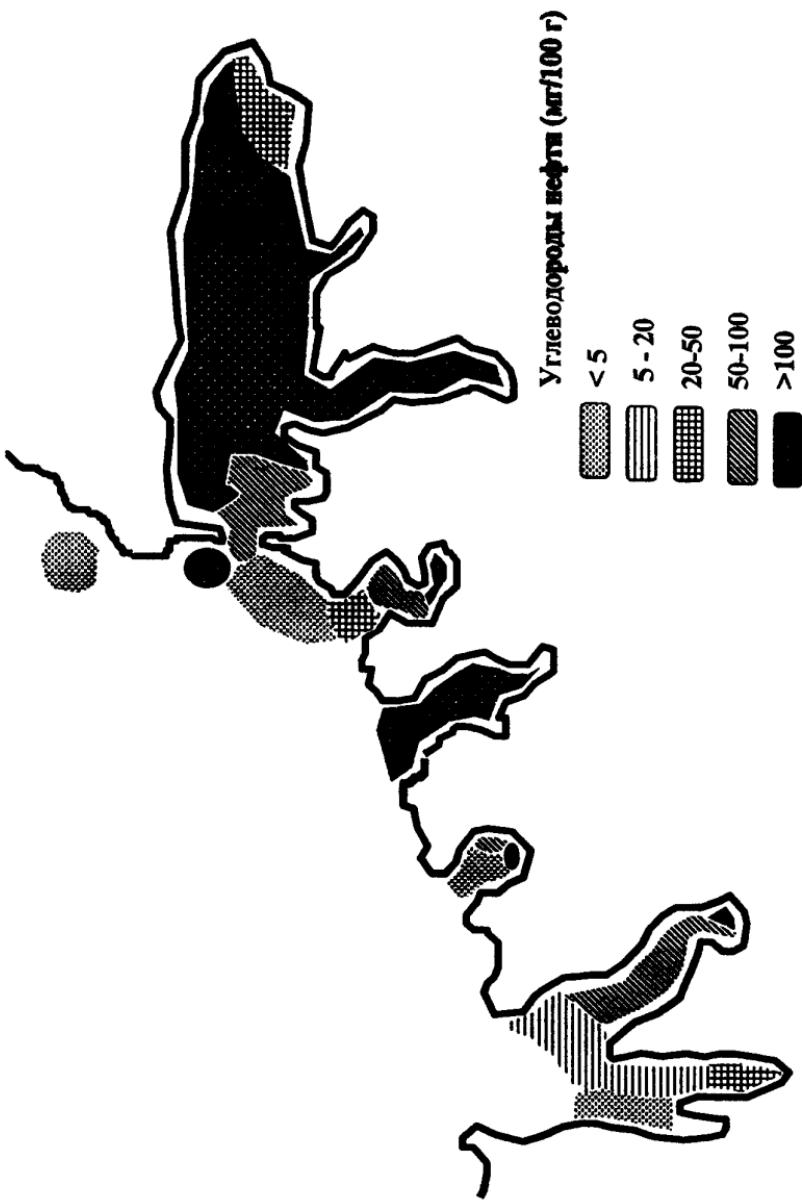


Рис. 47. Углеводороды нефти в донных осадках.

Распределение биоценозов макрозообентоса в бухтах Каратинная, Стрелецкая, Камышовая и Казачья было достаточно сходно: вершины бухт заняты биоценозом зарослей морской травы, центральные районы - илистыми биоценозами, а вблизи выхода располагались пески и ракушняки (в Стрелецкой бухте сильно заиленные). Небольшие устричники отмечались в бухте Стрелецкой, а в центральных частях бухт Каратинной и Камышовой находились участки мидиевого ила.

К началу 70-х годов в распределении и составе донных биоценозов Севастопольских бухт произошли коренные изменения (Миловидова, Кирюхина, 1985). В местах бывших устричников и мидиевого ила был найден илистый грунт с очень старыми и хрупкими раковинами устриц, гребешков и мидий. Видовой состав макрозообентоса был сильно обеднен, практически повсеместно преобладали виды, устойчивые к нефтяному загрязнению. В центральных частях Севастопольской бухты и почти на всей акватории бухты Южной живые организмы макрозообентоса отсутствовали. Лишь в бухтах Омега и Казачья видовой состав донных биоценозов мало отличался от описанных С.А.Зерновым. Средние значения количественных характеристик бентоса (численность, биомасса) оставались на достаточно низком уровне до середины 80-х годов (рис. 48, 49), за исключением района открытого побережья Учкуевки, где отмечались достаточно плотные поселения донных организмов.

В составе макрозообентоса Севастопольской бухты в 1997 г. на 19 станциях отмечено 48 таксонов, из которых 25 встречалось в вершине бухте, 19 - в средней ее части и 41 - в устье. Средние значения биомассы макрозообентоса наиболее высоки в устье бухты - 354,97 г•м⁻² (рис. 50), а численности - в вершине и средней части (соответственно 3597 экз.•м⁻² и 3920 экз.•м⁻²). Донные осадки вершинной и средней частей бухты в основном заселены сообществом *Cerastoderma glaucum* - *Abra ovata* - *Tritia reticulata* - *Hydrobia acuta*. *C. glaucum* доминировала на большинстве участков в данном районе, за исключением двух станций в вершине бухты, где в пробах были найдены мидии (*Mytilus galloprovincialis*), и одной станции в центральной части бухты, где доминировала гидробия. *H. acuta* (мелкий брюхоногий моллюск) впервые с начала проведения комплексных санитарно-биологических исследований Севастопольской бухты (1973 г.) была отмечена в 1982 г. в небольшом количестве - до 200 экз.•м⁻², в вершине бухты. В 1988 году она рас-

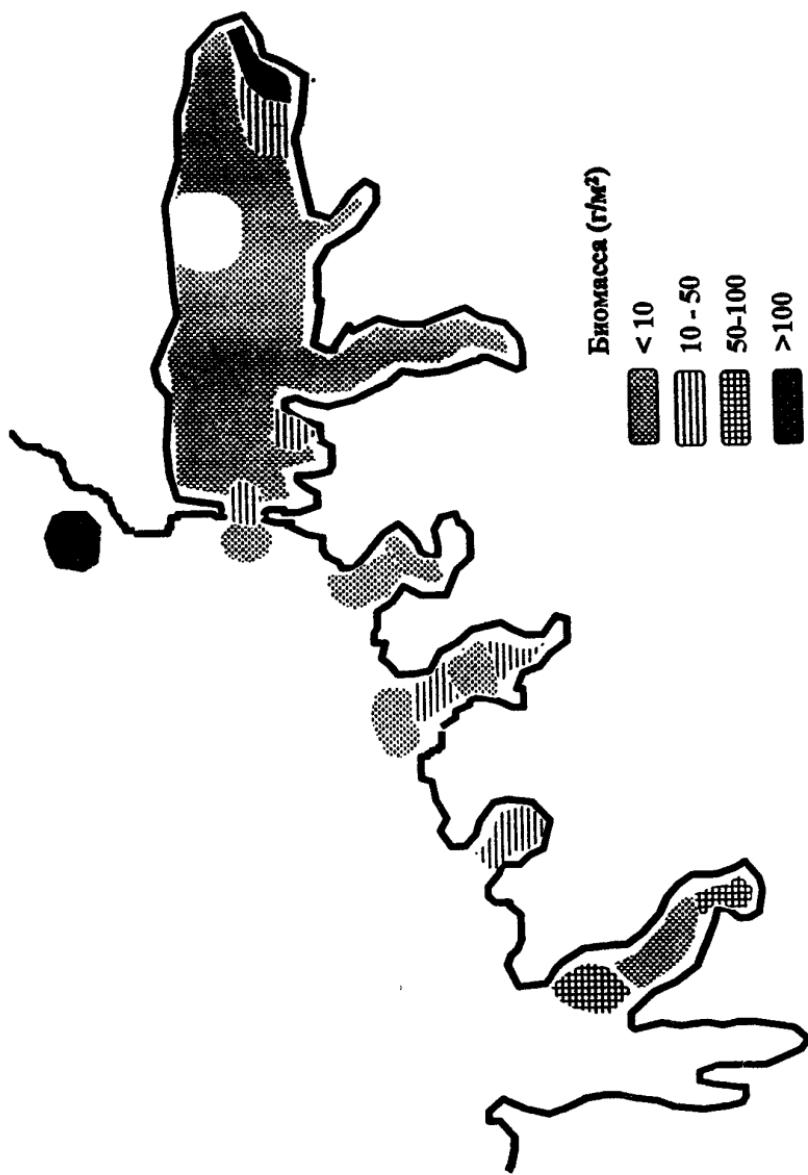


Рис. 48. Распределение биомассы макрообентоса в 1982 г.

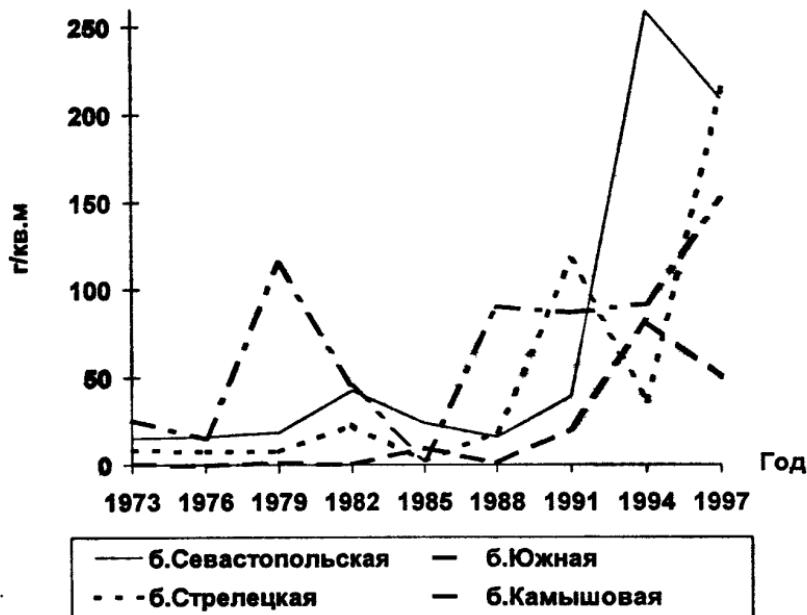


Рис. 49. Биомасса макрозообентоса Севастопольских бухт (средние значения).

пространнилась в средней части бухты, а с 1991 г. встречается по всей акватории. Максимальные значения численности *H. acuta* зарегистрированы в вершине и средней части бухты и составляли до 6975 экз. \cdot м $^{-2}$ в 1994 г. и 6550 экз. \cdot м $^{-2}$ - в 1997 г. Плотоядная трития, доминировавшая ранее на большинстве участков Севастопольской бухты, в 1997 г. занимала субдоминирующее положение, уступая по биомассе двустворке-фильтратору *C. glaucum*. В целом, в вершине и средней части бухты преобладали устойчивые и высоко устойчивые к нефтяному загрязнению виды. У выхода из бухты в составе сообщества отмечались перестройки, выраженные в снижении роли устойчивых и значительным развитием видов, характерных для менее загрязненных районов (*Chamelea gallina*, *Modiolus adriaticus*, *Diogenes pugilator* и др.).

В Южной бухте в 1997 г. было найдено 15 видов макрозообентоса. Доминирующим видом являлась *C. glaucum*, а наиболее высокие показатели численности у *H. acuta*. Основной видовой состав бентоса за последние годы существенно не изменился.

Необычно, что наибольшие значения численности и биомассы бентоса (2330 экз. \cdot м $^{-2}$ и 69,12 г \cdot м $^{-2}$) отмечены в вершине бухты. У выхода из бухты в небольшом количестве обнаружены мидии.

В Карантинной бухте в 1997 г. доминировали моллюски *A. ovata*, *Chamelea gallina* и *T. reticulata*, отмечалась достаточно высокая биомасса (несколько грамм на кв. метр) моллюсков *Lucinella divaricata*, *Nana donovani*, *C. glaucum*, а также рака-отшельника *Diogenes pugilator*. Наибольшие значения численности отмечены у *A. ovata* и многощетинковых червей из семейств *Capitellidae* и *Spionidae*. В Стрелецкой бухте численность макробентоса была наиболее высока в вершине бухты, а биомасса – в средней части бухты, где в большом количестве найдены мидии и асцидии (460 и 344 г \cdot м $^{-2}$ соответственно). Отмечено значительное снижение биомассы бентоса в устье Стрелецкой бухты, где найдено только 2 вида донных животных. В бухте Омега в 1997 гг., как и в прошлые годы, доминируют фильтраторы – *Ch. gallina*, *P. rufus*, *L. divaricata*. В последнее время увеличилась биомасса брюхоногих моллюсков – *T. reticulata* и *Gibbula adriatica*.

В составе макрозообентоса бухты Камышовая в 1997 г. найдено 43 вида, из которых 26 встречены в вершине, 18 – в средней части, 17 – в устье бухты. Наиболее распространенные виды – многощетинковые черви *Heteromastus filiformis* (встречаемость 88,9%), *Capitella capitata*, двустворчатые моллюски *C. glaucum*, *C. gallina* (по 66,7%), брюхоногие *T. reticulata*, *Bittium reticulatum* (по 55,6%). У остальных видов встречаемость составляет 11-30%, часть из них обитает только в вершине бухты (4 вида), другие – только в устье (16 видов). Максимальная биомасса зарегистрирована в устье бухты, а численность – в вершине. В районе выхода из бухты Камышовая возросло видовое разнообразие среди ракообразных и моллюсков.

В трофической структуре макрозообентоса большинства районов преобладали сестонофаги (фильтраторы), за исключением центральной части бухты, где доля фильтраторов и плотоядных примерно одинакова.

Следует отметить, что в среднем по бухте доля фильтраторов в последние годы увеличивается, а плотоядных снижается. Доля устойчивых видов, таких как *T. reticulata*, *C. capitata*, *Nephthys hombergii*, *D. pugilator*, в 1997 г. в среднем по бухте составляла около 10%, что значительно ниже, чем в других районах (бухты Северная и Южная). Из чувствительных видов в бухте встречены *M. adriaticus*, *Calyptraea chinensis* и *Ch. gallina*.

Вместе с тем, при продвижении к вершине бухты доля устойчивых видов увеличивается, а чувствительных снижается. Это вместе с общим обеднением видового состава (снижение количества видов) свидетельствует о худших условиях среды в вершине бухты, по сравнению с устьем. В бухте Казачья в составе макрообентоса отмечено около 59 видов, при средней биомассе 236,01 г·м⁻² и численности 2455 экз.·м⁻². Доминирующими видами являются *Ch. gallina*, *M. adriaticus*, *M. galloprovincialis*, *Pitar rutilus*, *Polititapes* sp., кроме этого отмечена высокая численность *A. ovata* и *M. palmata*. Здесь встречается большое количество видов полихет и ракообразных, однако численность и биомасса их невелики. Характерной чертой этой бухты является преобладание сестонофагов (более 90% по биомассе), а также присутствие офиур (*Amphiura stepanovi*).

У открытого побережья в районе поселка Учкуевка биомасса макрообентоса в 1997 г. значительно выше, чем в бухтах. На всех станциях доминировала *Ch. gallina*, но встречалось много других моллюсков-фильтраторов: *Lentidium mediterraneum*, *Lucinella divaricata*, *P. rutilus*, *Gouldia minima* и др.

Примерно с 1985-1988 гг. в ряде Севастопольских бухт отмечаются тенденции роста количественных показателей макрообентоса, видового разнообразия (рис. 50, табл. 28-30). Особенno следует отметить увеличение численности и биомассы зообентоса, его разнообразия в центральной, наиболее загрязненной части Севастопольской бухты, и бухте Южная, где ранее нередки были районы с полным отсутствием донных организмов. Вместе с тем, здесь в видовом составе бентоса преобладают виды, устойчивые к воздействию нефтяного загрязнения.

Таблица 28. Численность макрообентоса в Севастопольских бухтах, экз.·м⁻².

Район	1985	1988	1991	1994	1997
6. СЕВЕРНАЯ	171	1179	1548	2534	2755
6. ЮЖНАЯ	70	259	808	1709	937
6. КАРАНТИННАЯ	-	491	745	370	1455
6. СПЕЦИАЛЬНАЯ	96	906	416	608	743
6. ОМЕГА	-	843	688	1224	2594
6. КАМЫШОВАЯ	116	596	353	959	901
пос. УЧКУЕВКА	306	3378	2947	648	1877

Рис. 50. Схема распределения биомассы макрозообентоса в 1997 г.

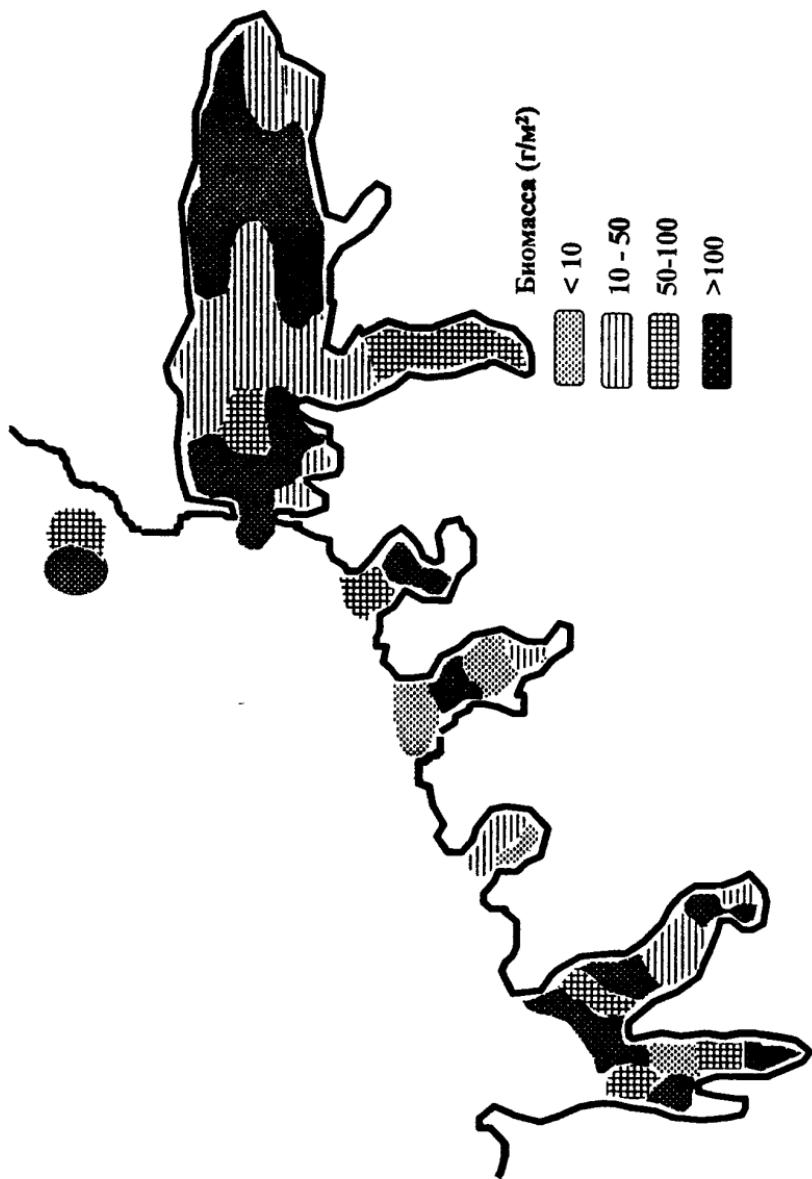


Таблица 29. Биомасса макрозообентоса в Севастопольских бухтах, г·м⁻².

Район	1985	1988	1991	1994	1997
6. СЕВЕРНАЯ	23,5	16,0	39,7	258,9	208,3
6. ЮЖНАЯ	10,1	1,1	20,5	82,5	50,4
6. КАРАНТИННАЯ	-	27,6	12,2	62,2	98,7
6. СРЕДНЯЯ	2,6	18,8	117,2	36,8	214,0
6. ОМЕГА	-	100,8	160,6	166,0	24,5
6. КАМЫШЕВАЯ	3,0	90,9	87,3	92,5	149,0
пос. УЧКУЕВКА	197,2	288,5	744,8	420,3	585,0

Таблица 30. Количество видов макрозообентоса в Севастопольских бухтах.

Район	1985	1988	1991	1994	1997
6. СЕВЕРНАЯ	17	39	37	52	48
6. ЮЖНАЯ	6	5	12	13	15
6. КАРАНТИННАЯ	-	10	22	24	32
6. СРЕДНЯЯ	12	33	21	34	26
6. ОМЕГА	-	13	27	39	34
6. КАМЫШЕВАЯ	11	36	38	66	43
пос. УЧКУЕВКА	8	23	20	16	27

Исследования углеводородокисляющей микрофлоры Севастопольских бухт включали изучение использования ими различных нефтей и нефтепродуктов, фенолов и индивидуальных алканов (табл. 31). Кроме того, помимо бактерий исследовались морские микромицеты и дрожжи.

Кроме перечисленных в таблице основных видов, было выделено значительное количество других видов бактерий, которые редко высевались в этом районе моря. Наибольшая численность нефтеокисляющих бактерий отмечена в летнее время. По станциям высокие величины наблюдались в пределах бухты в среднем 100 кл·мл⁻¹ в зимние месяцы и 1000-100000 кл·мл⁻¹ летом. На внешнем рейде численность данной группы бактерий была на 2-3 порядка меньше. В этой связи были проведены работы в двух бухтах с разной степенью загрязнения нефтепродуктами. Пробы на определение нефтепродуктов в морской воде и численности нефтеокисляющих бактерий отбирались 15-20 раз в месяц на протяжение 4 месяцев. Результаты показали, что в загрязненной бухте с содержанием нефтепродуктов 0,01-2,0 мг·л⁻¹ (в условно чистой 0,005-0,5 мг·л⁻¹) численность нефтеокисляющих микроорганизмов была в несколько раз выше.

Это обстоятельство послужило основой для дальнейшего изучения закономерности распространения нефтеокисляющих микроорганизмов в различных морях и океанах, что позволило обосновать их индикаторную роль в обнаружении нефтяного загрязнения.

Таблица 31. Основные виды нефтеокисляющих бактерий, выделенных из морской воды и донных осадков Севастопольских бухт.

Виды бактерий	Число культур	
	морская вода	донные осадки
<i>Pseudobacterium biforme</i>	5	-
<i>Ps. cocciformis</i>	3	-
<i>Ps. funduliformis</i>	18	-
<i>Ps. furcosum</i>	26	-
<i>Ps. halosmophilum</i>	5	1
<i>Ps. marinopiscosum</i>	7	-
<i>Ps. ovatum</i>	5	1
<i>Ps. subluteum</i>	-	1
<i>Spirillum tenue</i>	4	-
<i>Pseudomonas desmolyticum</i>	20	15
<i>Ps. liquefaciens</i>	6	3
<i>Ps. liquida</i>	4	-
<i>Ps. sinuosa</i>	27	1
<i>Bacterium album</i>	19	11
<i>Bact. aliphaticum</i>	4	-
<i>Bact. cycloclastes</i>	4	1
<i>Bact. halophilum</i>	-	8
<i>Vibrio cuneatus</i>	5	2
<i>V. percolans</i>	11	-
<i>V. beijerinckii</i>	-	2

Наряду с бактериальной флорой проводилось изучение низших грибов и дрожжей, способных использовать углеводороды нефти в качестве единственного источника углерода и энергии. В частности, была изучена способность роста на нефтепродуктах некоторых микромицетов в этом районе моря. Всего в опытах было 46 культур грибов, относящихся к следующим родам: *Penicillium*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Alternaria*, *Verticillium*, *Gliocladium*, *Cephalosporium*, по одному представителю из родов *Trichoderma*, *Mucor*, *Stachybotris*, *Helminthosporium*, *Cladosporium* и из пикнидиальных грибов - 3 штамма. Опыты показали, что испытанная нефть и нефтепродукты оказались пригодными в качестве единственного источника углерода для роста той или иной группы грибов, причем процент культур, способных расти

на этих углеводородах, оказался примерно одинаковым - 52-65 %, лишь на анастасиевской нефти смогло расти всего 10 штаммов (21%). Встречаемость дрожжевых организмов значительно выше в морской воде по сравнению с донными осадками. Так, в воде нефтеокисляющие дрожжи росли в 70%, а в грунтах - в 24% отобранных проб. Максимальное содержание дрожжевых клеток в морской воде приходится на летние и осенние месяцы (до $2500 \text{ кл} \cdot \text{л}^{-1}$) и отмечается, как правило, в поверхностном слое. Особенно это заметно на станциях, где отмечена наиболее высокая численность бактерий, растущих на углеводородах. Из проб воды и донных осадков было выделено 90 штаммов нефтеокисляющих дрожжей.

Трансформация основных загрязняющих веществ, например, углеводородов нефти, проходит на фоне органических веществ автохтонной и аллохтонной природы, включая и другие виды загрязняющих веществ. В этой связи необходимо изучение микроорганизмов, способных разрушать эти соединения. Одним из таких соединений являются фенолы, отрицательное влияние которых на гидробионты, в частности черноморские, освещено в литературе. В этой связи были проведены исследования по изучению распространения, видового состава и фенолразрушающей активности бактерий. Всего было выделено 153 культуры микроорганизмов, отнесенных к 50 видам. Наиболее многочисленными были *Pseudomonas desmolyticum* с подвидом *Ps. rathonis*, *Bacterium album*, а также *Ps. sinuosa*.

Видовой состав фенолразрушающих микроорганизмов отличается меньшим разнообразием, чем спектр черноморской нефтеокисляющей микрофлоры, выделенной ранее в этом районе. Это объясняется наличием в морской воде большого числа входящих в состав нефти углеводородов и многочисленных продуктов ее разложения, окисление которых требует участия большого числа микробных штаммов. Однако в обоих случаях доминировали микроорганизмы, отнесенные к родам *Pseudomonas*, *Bacterium*. Некоторые виды черноморских фенолразрушающих бактерий, обладая высокой степенью адаптации к фенолу, растут на обычных органических средах весьма ограниченно. По-видимому, наиболее многочисленные из выделенных видов фенолразрушающих микроорганизмов играют основную роль в процессах деструкции фенола в морской воде. В процессе взаимодействия с фенолом происходят определенные биохимические изменения в клетках бактерий, участвующих в

биодеградации этого соединения. В дальнейшем это может вызвать усиление или уменьшение активности, которое приведет соответственно к увеличению или уменьшению нарастания микробной биомассы.

Таким образом, донные сообщества и среда их обитания – донные осадки – позволяют судить не только о современном экологическом состоянии акватории, но прогнозировать и оценивать естественные процессы ее самоочищения, то есть возможности улучшения или ухудшения экологического состояния акватории в период ее эксплуатации.

Каковы же пути борьбы с хроническим загрязнением бухт? На естественные процессы очищения в такой ситуации надеяться нельзя, поскольку они будут длиться не один десяток лет, да и то при условии, что новое загрязнение поступать не будет. Один из путей улучшения экологического состояния акваторий основан на создании искусственных гидробиологических систем для очистки загрязненных морских вод и оздоровления прибрежных акваторий (Миронов, 1985). Помимо удаления из морской воды взвешенных и эмульгированных компонентов загрязнения в донных осадках района установки искусственной гидробиологической системы увеличивают скорость разложения загрязнений на дне благодаря биоотложением.

Возможность и целесообразность целенаправленного использования морских организмов для борьбы с загрязнением было обосновано еще в 1968 г. (Миронов, 1969). Однако потребовались многие годы упорной работы, пока появилась первая пилотная установка в г. Новороссийске (нефтебаза "Шесхарис"), а затем и в Севастополе. Одна из установок гидробиологической системы была размещена в Артбухте (в районе выхода ливневой канализации) по рекомендации и финансированию Управления коммунального хозяйства города в 1989 г. Однако после нескольких лет финансирования было прекращено. Та же участь постигла и установки гидробиологической очистки в акватории нефтегавани Черноморского флота.

2.2.2. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ОРГАНИЗМАХ СУПРАЛИТОРАЛИ ПОБЕРЕЖЬЯ ЮГО-ЗАПАДНОГО КРЫМА

Загрязнение биосферы тяжелыми металлами растет. В северной Атлантике с 1921 г. по 1966 г. концентрация свинца увеличилась с 0.01 до 0.07 мг л⁻¹ (Рамад, 1981). Уже к 1980 году поступление тяжелых металлов в атмосферу в результате человеческой деятельности превысило поступление из природных источников в 2 - 333 для различных металлов (Likens, 1992).

Супралитораль, являясь своеобразным экотоном между сушей и морем, в силу ряда своих особенностей может служить концентратором загрязнений, поступающих во все среды (воздух, море, суша). В тоже время изучению супралиторали вообще и поведению в ней тяжелых металлов почти не уделяется внимания. Следует отметить, что, по мнению экспертов Международной программы по Черному морю (BSEP), особенности распределения тяжелых металлов в прибрежной зоне Черного моря изучены не достаточно (Black Sea..., 1997). С учетом этого нами проведено многолетнее исследование распределения тяжелых металлов в супралиторальных организмах береговой полосы в районе Севастополя. Более детально отдельные результаты будут проанализированы в последующих статьях авторов. Частично они кратко описаны (Shadrin et al., 1997).

Исследования проводились в 1993-1996 гг. Пробы отбирались ежегодно в августе в 4 - 5 контрольных точках береговой полосы юго-западного Крыма (г. Севастополь и окрестности). Все точки находятся на каменистой или скалистой супралиторали, которая доминирует в этом районе.

1 точка отбора проб расположена в кутовой части Северной бухты у ГРЭС. Точка относится к одной из наиболее загрязненных в бухтах г. Севастополя. В море у берега заросли морской травы зостеры. На берегу, на камнях значительные выбросы зостеры с примесью ульвы.

2 точка находится в Карантинной бухте на территории Херсонесского музея-заповедника. Каменистая супралитораль со значительными выбросами цистозиры и ульвы, невысокий клиф.

3 точка расположена в Парке Победы. Недалеко стоки вертолеторемонтного завода. Каменистая супралитораль с выбросами цистозиры, примесью ульвы.

4 точка находится в Василевской балке в 350-400 метрах от сброса шламовых вод Балаклавского рудоуправления. Скалисто-каменистая супралитораль, выбросов водорослей очень мало.

5 точка - у скалы Инжир на территории заказника мыс "Айя". Скалисто-каменистая супралитораль. Выбросов водорослей мало.

Распределение исследованных видов по точкам дано в табл. 32.

Таблица 32. Распределение видов в исследованных Районах у г. Севастополя.

Вид	(ГРЭС)	Район			
		Карантин- ная бухта	Парк Победы	Василева балка	«Заказник Айя»
<i>Idotea baltica</i> <i>basteri</i> (Isopoda).	+	+	+	-	-
<i>Ligia Italica</i> (Isopoda)	-	+	+	+	+
<i>Sphaeroma</i> <i>serratum</i> (Isopoda)	+	+	+	-	-
<i>Orchestia</i> sp. (Amphipoda)	+	+	+	+	+
<i>Mytilus</i> <i>galloprovincialis</i> (Bivalvia)	+	+	+	-	-

Кроме определения тяжелых металлов в животных в 1995- 1996 гг. был сделан анализ воды, взятой у уреза, в 1994 г. и 1996 г. - в растительных тканях. При этом водоросли и зостера брались как в море, так и на берегу в выбросе. Собранные пробы фиксировались 4% формалином в морской воде и так сохранялись для последующей обработки. В собранных пробах определяли содержание свинца, кадмия, меди, железа, цинка и марганца. Анализ осуществляли методом пламенной и электротермической атомно-абсорбционной спектрофотометрии на приборе "Сатурн-3". При измерении содержания металлов в организмах использовался метод анализа биологических тканей. 5 г тщательно взвешенной навески помещалось в колбу объемом 125 мл, затем в нее же помещались кипятильники и 25 мл деионизированной воды, а также смесь кислот $\text{HNO}_3(\text{K}) + \text{HClO}_4$ (1 : 2). Смесь кипятилась до получения прозрачного раствора. Время минерализации 45 минут, раствор количественно переносился в мерную колбу и разводился водой до метки. В формалине, в котором хранились пробы, также измерялись уровни содержания тяжелых металлов. Результаты этого, после сравнения с контролем, приплюсовыва-

Таблица 33. Средние концентрации тяжелых металлов в организмах суприматоров береговой полосы
Cerastoderma (X + Sx) мкг г⁻¹ сырой массы; CV - коэффициент вариации (средние за 1993 - 1996 гг.).

Вид	Металл	Pb	Cd	Cu	Fe	Zn	Mn
<i>Sphaeromia serratum</i>		8,82 + 1,82 CV=7,51	20,96 + 8,63 CV=142,62	22,50 + 3,36 CV=51,80	127,87 + 27,29 CV=73,92	36,70 + 8,77 CV=86,14	23,04 + 6,06 CV=57,79
<i>Idotea balica basteri</i>		17,16 + 7,36 CV=148,65	9,55+4,47 CV=161,90	6,93 + 1,39 CV=69,64	60,92 + 16,94 CV=96,34	17,22 + 1,79 CV=35,98	20,73 + 6,38 CV=106,56
<i>Ligia italica</i>		13,43 + 4,25 CV=94,81	13,51 + 5,29 CV=117,43	6,34 + 1,51 CV=74,12	32,73 + 11,50 CV=105,45	24,85 + 5,11 CV=61,63	30,01 + 9,36 CV=93,63
<i>Orchestia sp.</i>		10,03 + 2,70 CV=53,28	6,82 + 2,28 CV=115,84	7,34 + 1,88 CV=84,43	19,70 + 4,80 CV=84,43	24,41 + 2,86 CV=40,52	10,83 + 2,81 CV=89,99
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (1994,1996)		40,60 + 5,01 CV=12,34	19,71 + 14,97 CV=75,97	6,37 + 6,49 CV=101,84	74,94 + 46,60 CV=62,18	22,35 + 9,97 CV=44,59	20,29 + 10,83 CV=53,38

лись к результатам анализов организмов. Результаты приводятся в мкг·г⁻¹ сырой массы. Данные подвергнуты обычной статистической обработке.

Средние концентрации тяжелых металлов в изученных видах приведены в таблице 33. Из таблицы видно, сколь значительны межвидовые различия в накоплении тяжелых металлов. Эти межвидовые различия выражены еще сильней, если анализировать средние величины за один год у животных, взятых в одной точке в одно и тоже время. Так, например, для меди средняя концентрация для вида с максимальным накоплением будет в 3,55 раз больше, чем для вида с минимальным накоплением, если учитывать все анализы (табл. 33). Это же отношение для средних величин за 1993 г. будет равно 5,74, а в отдельных точках в 1993 г. - 6,9 - 10,25. В наименьшей степени межвидовые различия выражены для цинка и марганца, у которых средний уровень мало отличается от такового в отдельных точках в конкретное время. По сравнению с цинком и марганцем, межвидовые различия в накоплении других изученных металлов в 2 - 4 раза выше. Степень проявлений таких различий может сильно изменяться от точки к точке. Так, например, в 1993 году отношения между видами, максимально накапливающими, были: по кадмию в районе парка Победы - 2,1, а в районе ГРЭС - 16,1; по свинцу - 2,1 и 13,5 соответственно, по меди - 6,9 и 10,25 и по цинку - 5,8 и 2,3.

В таблице 34 приведены величины коэффициентов вариации для пространственной и межгодовой составляющих изменчивости концентраций тяжелых металлов в ракообразных.

Таблица 34. Коэффициенты вариации средних значений в пространстве (между точками) и времени (между годами) в 1993- 1996 годах.

Металл Вид	Pb	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Sphaeroma serratum</i>	0,477 0,506	0,297 1,404	0,514 0,235	0,605 0,536	0,954 0,467	0,423 0,440
<i>Idotea baltica basteri</i>	0,749 0,820	0,359 1,640	0,263 0,285	0,783 0,774	0,767 0,816	0,142 0,100
<i>Orchestia</i> sp.	0,505 0,665	0,484 1,306	0,507 0,529	0,422 0,775	0,482 0,665	0,189 0,212
<i>Ligia italica</i>	0,824 0,646	0,752 1,153	0,356 0,313	0,332 0,626	0,911 0,845	-

СВ пространственной
СВ временной

Видно, что только для кадмия межгодовая изменчивость значительно выше пространственной. Аномально высокая концентрация кадмия наблюдалась в организмах в 1993 году. По ряду непроверяемых источников, 1992 - 1993 годах происходило массовое захоронение в море (не афишируемое) кадмийсодержащих промышленных отходов в двух или большем числе точек акватории города. Этим, вероятно, все и объясняется. Наименьшее накопление кадмия, как можно видеть из таблицы 35, было у орхестий в точках 1 и 2. В этих точках орхестии обитали в мощных старых выбросах водорослей и морских трав на большем удалении от уреза воды, чем другие виды в точках 3 и 5. Это косвенно может подтверждать то, что кадмий в тот год поступал в супралитораль, в основном, из моря. Попутно было сделано наблюдение, что сферома, которая была весьма массовой в 1993 году и накапливала кадмий сильней всех, в 1993 г. в точке 1, в 1994 - 1995 гг. почти не встречалась. В 1996 г. ее все еще было мало. Меньше после 1993 г. ее стало и в точке 2. К сожалению, количественный учет мы не проводили.

Таблица 35. Содержание кадмия в супралиторальных ракообразных в 1993 году.

Вид	Точка	Точка 1	Точка 2	Точка 3	Точка 5
	Точка	1	2	3	5
<i>Sphaeroma serratum</i>		83,37	78,81	39,01	-
<i>Idotea baltica basteri</i>		50,63	23,55	22,38	-
<i>Ligia italica</i>		-	14,6	45,16	30,72
<i>Orchestia</i> sp.		5,19	4,8	21,45	24,08

Рассматривая межгодовые различия в средних концентрациях металлов у различных видов ракообразных, можно отметить отсутствие какой-то одной тенденции для всех металлов. Концентрация свинца в 1995 - 1996 гг. по сравнению с 1993 - 1994 гг. уменьшилась в различных видах в 1,5 - 3,1 раз, меди - в 1,35 - 2,1. Концентрация железа год от года нарастает и с 1993 г. увеличилась в 2 - 4,8 раз. Концентрация цинка несколько колеблется вокруг среднего уровня. В отношении марганца нельзя говорить об общей для всех видов тенденции: в мидиях его концентрация уменьшилась в 3,95 раз, а в идотеях - увеличилась в 6,9 раз, у сферомы она была очень стабильной и несколько колебалась у орхестий. Концентрация кадмия в 1994 г. была в 13 - 121 раз ниже, чем в 1993 г. В 1995 - 1996 гг. она повысилась в 2 - 7 раз.

В табл. 36 приведены средние концентрации тяжелых металлов в воде прибрежной зоны в 1995 - 1996 гг. В табл. 37 даны коэффициенты между концентрацией металлов в воде и в ракообразных. В этой таблице только один коэффициент корреляции достоверен (0.05) для кадмия у идотей. При больших объемах выборок, вероятно, были бы достоверны и некоторые другие коэффициенты. В табл. 38 даны результаты анализа растительных тканей в 1994 году. Сравнивая результаты анализов живых растений, взятых из моря и мертвых, взятых из выброса на берегу, можно отметить, что концентрация ряда металлов в несколько раз больше в мертвых разлагающихся остатках. Концентрация же марганца выше в живых растениях.

Таблица 36. Средние концентрации тяжелых металлов в прибрежной воде в 1995 - 1996 годах (X - среднее значение; S_x - стандартное отклонение; CV - коэффициент вариации) мкг г⁻¹ воды.

Металл Показатели	Pb	Cd	Cu	Fe	Zn	Mn
X	10,91	6,87	6,13	10,28	1,67	0,56
S _x	11,69	8,54	7,42	13,22	1,73	0,82
CV	107,08	124,76	121,18	128,48	103,73	145,54

Таблица 37. Коэффициенты корреляции между концентрациями тяжелых металлов в воде и в организмах (1995 - 1996 года).

Металл Вид, размер выборки	Pb	Cd	Cu	Fe	Zn	Mn
<i>Sphaeromma serratum</i> (6)	0,33	0,58	-0,53	-0,46	-0,56	-0,39
<i>Idotea baltica basteri</i> (5)	-0,15	0,91	0,13	-0,81	-0,77	-0,41
<i>Orchestia</i> sp. (4)	0,49	0,71	-0,23	-0,93	-0,72	-0,26

Исходя из предположения, что ульва является основной пищей ракообразных, рассчитаны коэффициенты корреляции между концентрациями металлов в ракообразных и ульве (табл. 39). Как видно из таблицы, достоверных положительных коэффициентов корреляции не выявлено. Большинство коэффициентов корреляции отрицательны, что позволяет предположить или наличие каких-то механизмов ограничения поступления металлов из пищи или же не столь высокую роль ульвы в их рационе. Отметим еще один интересный результат. В августе 1993 г. в один и тот же день питающиеся лигий отловили в Каран-

тинной бухте (точка 2) на скале (пленка одноклеточных водорослей и бактерий) и на мощном водорослевом выбросе (цистозира с примесью ульвы). Получены значительные различия в концентрациях металлов в особях из разных микробиотопов. Концентрация металлов в особях со скал была выше: для свинца в 1,5 раза, кадмия - в 3,8. Железа - в 1,4. В особях, собранных на выбросах водорослей, выше в 4,9 раз была концентрация марганца и в 1,45 раз меди. Концентрация цинка была практически одинаковой в обеих группах. Причин этих различий мы установить не можем, можно строить лишь предположения.

Таблица 38. Тяжелые металлы в тканях растений в 1994 году.
(мкг/г сырого веса).

Вид	Металлы	Pb	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Zostera marina</i> , живая в воде 1,5 м от берега		0,35	0,04	0,44	15,28	17,28	3,01
<i>Zostera marina</i> , выброс (середина не разложившаяся)		1,31	0,11	1,64	123,18	10,14	12,65
<i>Ulva</i> , ГРЭС, живая, в воде 2 - 3 м от берега		4,13	0,15	0,38	77,44	15,14	3,27
<i>Ulva</i> живая в воде, Канаргинская бухта		1,94	0,04	0,11	14,13	20,49	19,92
<i>Ulva</i> выброс на берегу, Канаргинская бухта		1,00	0,08	0,29	28,93	5,70	-
<i>Cystosira barbata</i> , выброс, Парк Победы		3,06	0,42	0,87	53,83	25,86	-
<i>Zygothylum</i> , наземное растение, листья. Верхняя граница супралиторали.		13,86	0,10	1,44	25,58	15,3	-
Канаргинская бухта							
Наземное растение, листья. Верхняя граница супралиторали. Парк Победы		1,1	0,11	6,32	54,92	11,99	-

Полученные нами результаты при сравнении их с результатами анализа тяжелых металлов в открытых и прибрежных водах Черного моря (Проект "Моря СССР" 1992, 1996) показывают, что происходит резкое увеличение концентрации металлов в ряду "открытое море - прибрежные зоны - прибойная зона". Особенно значительное увеличение концентрации происходит в прибойной циркуляции. Средняя концентрация свинца в воде прибойной полосы в 3800 раз больше, чем средняя концентрация в воде центральной части моря; кадмия - в

2800 раз, если сравнивать с поверхностным слоем и в 1100 раз, если сравнивать с водой с глубин 25-100 м; меди - в 3100 раз.

Таблица 39. Коэффициенты корреляции между концентрациями тяжелых металлов в ульве и в ракообразных (1994, 1996 годах).

Металл Вид, размер выборки	Pb	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>Sphaeroma serratum</i> , (5)	- 0,70	- 0,38	- 0,57	- 0,62	- 0,19	0,91
<i>Idotea baltica basteri</i> (4)	- 0,47	- 0,28	- 0,39	- 0,78	- 0,84	0,87
<i>Orchestia</i> sp. (4)	- 0,60	- 0,24	- 0,43	0,23	0,13	0,99

Причины этого, вероятно, в том, что концентрируются металлы в микрослоях у поверхности раздела сред. Так например, в поверхностном микрослое у берегов Болгарии концентрация тяжелых металлов в десятки - сотни раз выше, чем в водной толще (Пенчева, Стоянов, 1982). Схождение донного и поверхностного микрослоев у уреза воды является одной причиной повышения концентраций металлов в прибрежной зоне, другой - возникновение прибрежной циркуляции. В целом, это интересный и важный вопрос - механизмы концентрирования в прибрежной зоне, но мы его здесь рассматривать глубоко не можем. Вероятно, в повышении концентраций у уреза вносит свой вклад и терригенный сток.

Более высокая концентрация в среде ведет и к более высоким концентрациям тяжелых металлов в организмах. Сравнение концентрации с таковыми в гидробионтах из других биотопов (Поликарпов и др., 1983) показывает это. Так, например, концентрация свинца в ульве, собранной нами, в 652 раза больше; кадмия - в 232 раза и цинка в 1300 раз. Для цистозиры это превышение будет: для свинца - в 600 раз, для кадмия - в 711, для зостеры: свинец - в 29 раз, кадмий - в 16 раз, цинк - в 21,5 раз; для мидий: свинец больше в 500 раз, кадмий - в 246 раз.

Супралитораль является перекрестком трофических путей суши и моря и часть биомассы, синтезированной в море, с содержащимися в ней тяжелыми металлами уходит в наземные трофические цепи (Shadrin et al., 1997). Повышенное содержание тяжелых металлов в ящерицах, обитающих в береговой полосе мыса Мартъян (Шарыгин, Павлова, 1991), по сравнению с ящерицами из других биотопов, можно объяснить тем, что в их рационе существенную роль играют супралиторальные ракообраз-

разные (собственные наблюдения). Эти же авторы указывают, что в почвах прибрежной полосы, формирующихся с участием морских выбросов, отмечены в 5 - 6 раз более высокие концентрации марганца, чем в других почвах. Можно предположить, что и в наземных организмах, связанных с супралиторалию, содержатся повышенные концентрации тяжелых металлов.

Проведенные данные не позволяют оценить и сравнить пути и формы поступления тяжелых металлов в животных. Однако некоторые замечания в связи с этим сделать можно. Анализируя табл. 6 и 8, можно уверенно утверждать, что с одной стороны существуют видовые особенности поступления металлов в организм, а с другой - они различны для разных элементов. Наиболее интересный на наш взгляд, факт - это отсутствие корреляции между концентрациями металлов в ульве и животных, которые вроде бы питаются этим видом. Напрашивается вывод, что ульва сама по себе не является основным компонентом рациона, как и другие водоросли. Например, бурая водоросль цистозира практически не потребляется ракообразными, потребляется только многодневный детрит (Г.А.Финенко, устное сообщение). В ряде работ показано, что ульва и цистозира в процессе разложения в 2,5 - 3 раза увеличивают концентрацию белка за счет бактериальной продукции (Измельцева, 1982; Измельцева и др., 1987). Из этого следует вывод, что основой рациона изученных видов ракообразных является бактериальная масса. Если вспомнить тот факт, что как в естественных, так и в искусственных водных экосистемах концентрация бактерий в поверхностном и донном микрослоях в тысячи раз выше, чем в водной толще (Шадрин, 1985) и то, что эти микрослои сходятся в супралиторали, то гигантская численность бактерий здесь кажется очевидной. Исходя из этого, логично предположить, что бактериальное звено играет основную роль в трансформации вещества и энергии в супралиторали. Возможно, что различия в концентрациях тяжелых металлов в двух группах мидий (табл. 38) также не объяснить без бактериального звена. Не очень старый водорослевой выброс содержит относительно меньше бактерий, чем бактериально-водорослевая пленка на скалах. Однако все рассуждения о бактериальном звене в данной работе являются пока лишь правдоподобной гипотезой, которую необходимо проверить в будущих исследованиях.

Из вышеприведенного понятна важная роль супралиторали в миграциях тяжелых металлов в среде. Проблема роста

концентраций тяжелых металлов в результате человеческой деятельности становится все более и более острой. Разрабатывая планы комплексного развития прибрежных районов необходимо учитывать особую роль супралиторали, в том числе и в миграциях тяжелых металлов.

С точки зрения менеджмента окружающей среды важно обратить внимание на чрезвычайно высокие концентрации кадмия. Кадмий является одним из сильнейших токсикантов в окружающей среде и самым опасным тяжелым металлом (он значительно токсичнее свинца). Накапливаясь в первую очередь в почках, он может вести к увеличению заболеваемости почек, что в частности, было отмечено в ФРГ. Во многих крупных городах отмечено, что содержание кадмия в почках жителей за последние 50 лет неуклонно увеличивается и в США и Японии около 5% населения сейчас находятся под серьезной угрозой, т.к. концентрация кадмия в почках около критического уровня (Эйхлер, 1985). Поэтому в условиях высокой загрязненности кадмием прибрежной зоны Севастополя, Керчи и, возможно, других индустриальных центров на Черном и Азовском морях, необходима организация постоянного мониторинга содержания кадмия в компонентах окружающей среды. Необходима также разработка и реализация плана действий по снижению поступлений кадмия в окружающую среду.

2.2.3. ПЛАСТИКОВЫЙ МУСОР В МОРЕ И НА БЕРЕГУ

Мусор в море и на берегу - проблема общемировая. «Пластиковая чума моря» становится все более и более опасной. И это не удивительно, ведь в мире ежегодно выпускается 80 млн. тонн различных пластмасс, а вторично перерабатывается и используется всего около 10% этого объема (Глухов и др., 1997). Пластик в различных формах является основным компонентом мусора в море и на берегу. Приведем ряд примеров. Учеты, проведенные в 1991-1993 годах на пляжах штата Нью-Джерси (США) показали, что 73% всего мусора - пластиковые предметы, в течение периода наблюдений их количество увеличилось на 44%. При очистке пляжей в эти годы власти штата собрали с каждого километра в среднем по 41 тонне мусора (Ribis, 1998).

В 1996-97 гг. проводили учет мусора у малонаселенного участка побережья в Северной Австралии. Синтетические предметы составили 45% от общего числа. 85-89% единиц мусора, учтенных на берегу, были выброшены с различных судов в море. Впервые это побережье было очищено от мусора в 1996 г., однако число единиц мусора, учтенных в 1997 г., было на 33% больше чем в 1996 г. (Whiting, 1998). Быстро растет количество пластикового мусора и на европейских берегах. В Северное море ежегодно поступает около 70000 м³ мусора. Пластиковые предметы иногда составляют до 95% всего морского мусора в этом море. Интересно, что часть мусора, находимого здесь на берегах, приносится из Канады. Основные поставщики мусора в Северное море - судоходство, рыболовство и туризм, которые в среднем дают 34,4% всего морского мусора (Marine..., 1998).

Учет пластикового мусора, проведенный по всей акватории Критского моря, дал среднее значение 119 кг на км кв. моря (Korniliou et al., 1998). При этом следует отметить, что пластиковый мусор наиболее долговечен (Зайцев, 1998). Хлопчатобумажная ткань полностью разрушается в море в течение 4-5 месяцев, шерстяная ткань - в течение года, окрашенная деревянная доска - до 10 лет. Капроновый пакет сохраняется в море 100-200 лет, а пластиковая бутылка - до 500 лет. Долговечность мельчайших пластиковых гранул оценить трудно.

При этом пластик на всех стадиях механического разрушения ведет к негативным последствиям. Во-первых, он поедается различными животными: от беспозвоночных до птиц и дельфинов. Морские черепахи поедают пластиковые пакеты, прини-

мая их за медуз - свою обычную пищу. Морские птицы, тюлени, дельфины, крупные рыбы поедают куски пластиковой пленки, мелкие пузырьки и т.д. Мелкие рыбы, планктонные раки поедают пластиковые гранулы. Все это ведет к болезням животных, падению их продуктивности и даже гибели.

Скопление пластиковых пакетов и пленки на дне, нарушает газообмен на границе «вода-дно», ведет к появлению заморных пятен. Пластик на пляже ведет к формированию анаэробных областей в песке, гибели организмов, нарушению хода процессов самоочищения и т.д. Ухудшается эстетическое восприятие пляжа, его санитарно-гигиенические характеристики. Снижается рекреационный потенциал пляжей. При этом практически нет опубликованных данных о замусоренности пластиком Черного моря и его берегов. Удалось найти лишь одну небольшую публикацию, касающуюся северо-западной части (Anisimov et al., 1998).

По методике международной программы "Береговой дозор Европы" (Coastwatch Europe..., 1994) "Общество защиты животных и природы Крыма" совместно с Институтом биологии южных морей с 1992 г. производят ежегодные осенние обследования береговой полосы в районе Севастополя. Обследуется от 29 до 60 учетных участков длиной 500 м. В проведении обследований принимали участие учащиеся различных школ города и студенты. Кроме этого, в разные годы проводились дополнительные обследования с использованием пробных площадок и маршрутных учетов. Всего проведено около 300 таких учетов. Весной 1999 года был проведен также учет пластикового мусора, оставшегося после паводка на контрольном участке реки Кача (ниже Орловского моста). Здесь анализируются, в основном, результаты, полученные в 1998-99 гг. Данные подвергнуты стандартной статистической обработке.

Количество учтенного пластикового мусора представлено в табл. 40, 41. На берегу моря мусор распределяется неравномерно. Количество мусора зависело, как от характера берега, так и степени воздействия людей. Сила и направление ветра также определяли его количество и сезонные различия. Наблюдения, проведенные на учетных 10 метровых участках дважды в сутки с уборкой всего мусора, показали, что летом на Орловском пляже за ночь выбрасывалось на берег из моря в среднем около 200 г пластиковых предметов, а за день от отдыхающих поступало около 160 г. Весной 1999 г. на 23 контрольных участках (от реки Качи до реки Бельбек) произведен сбор и опреде-

ление суммарной массы всех пластиковых предметов, что дало 516 г на 1 м берега в среднем (стандартное отклонение- 178,8). Можно отметить тенденцию: мусор накапливается больше на пляжах там, где сильней развита растительность. Статистический анализ показал, что сезонные различия в накоплении в береговой полосе пластикового мусора достоверны ($A>0,001$).

Таблица 40. Пластиковые предметы в береговой полосе Севастополя (среднее количество на 500 м).

Время и место учета	Пластиковые предметы	Среднее коли-чество (шт.)	Сред. кв. отклонение
лето 98, Орловский пляж	Пакеты	402	284,2
	Бутылки	106	1,13
осень 98, береговая полоса Севастополя	Пакеты	75,5	4,3
	Бутылки	57	3,2
весна 99, от устья Бельбек до уст. Кача	Пакеты	287	95,6
	Бутылки	415	138,3
лето 99, Орловский пляж.	Пакеты	410	289
	Бутылки	360	255

Таблица 41. Средние концентрации пластиковых предметов на берегу реки Кача (от Орловского моста до впадения в море) 12.04.99.

	Пакеты	Бутылки	Другие предметы
Ср. количество на 50 м (шт)	21,3	2,4	1,6
Ср. кв. откл.	82,6	5,4	1,4
СВ (коэф. Вариации)	5,5	1,1	0,3

Замусоренность береговой полосы пластиковым мусором в районе Севастополя весьма высока и превышает среднеевропейскую. Для сравнения мы используем международные результаты, полученные странами- участниками рабочей сети «Береговой дозор Европы» в 1998 г. (Dubsky et al., in press). Замусоренность береговой полосы района Севастополя пластиковыми пакетами осенью было выше средней по Европе: 75,5 пакета на участке 500м. (Севастополь) и 12,7 (среднее по Европе). Ситуация с пластиковыми бутылками: в нашей береговой полосе их почти в 2 раза больше, чем в среднем по Европе. Пластиковые бутылки наиболее быстро увеличивают свою численность в береговой полосе Европы вообще и Украины в частности. В Западной Европе рост числа пластиковых бутылок начался в 80-х годах. Уже в 1991г. в среднем по Западной Европе на учетный участок (500 м) в среднем приходилось 9 бутыл-

лок, в 1993- 22.9 и в 1998-23.51. В 1993 году только на 6% учетных участках в районе Севастополя отмечены пластиковые бутылки и средняя численность их на учетный участок была около 0. В 1998 году осенью они присутствовали на всех участках со средней численностью-57,6 на участок. Значительное увеличение произошло у других видов пластикового мусора. Такое увеличение происходит повсеместно на берегах Мирового океана. На побережье штата Нью-Джерси за период с 1991 по 1996 г. количество пластикового мусора увеличилось на 44% (Ribic, 1998). У малонаселенного побережья Северной Австралии за год с 1996 по 1997 количество мусора увеличилось на 33% (Whiting., 1998). «Пластиковая чума моря» разрастается глобально и это должно привлечь внимание на всех уровнях принятия решений.

Попытаемся сделать ориентировочную оценку общего количества пластикового мусора в Черном море и на его берегах. Используя данные "Берегового дозора Европы" по Украине, Болгарии, Румынии, можно оценить среднюю замусоренность берега Черного моря пластиковыми пакетами и бутылками осенью 1998: около 2900000 пакетов и 2400000 бутылок. Следует отметить тот факт, что осенью после штормов концентрация мусора на пляжах и вообще в береговой полосе минимальна. Весной и летом на Орловском пляже концентрация полиэтиленовых пакетов была в среднем 1,8 штук на метр берега. В 1996 г. на пляже Караджинского залива (2 км учетный участок) число пакетов было в среднем 2 на 1 м, а на диком пляже у Евпатории - 15! (Шадрин, неопубликованные данные). А вообще пик замусоренности приходится на весну-лето, когда мусор на берег поступает из моря и от отдыхающих (табл. 40). В апреле 1994 года на участке от устья реки Кача до устья реки Бельбек в среднем было на 500 м: 287 пакетов и 415 бутылок.

Можно сделать вывод, что осенью учет дает оценку в 3,8-4,4 раз ниже, чем среднегодовая. В течение года в береговой полосе Черного моря в среднем находится 4300000 пластиковых пакетов и 9600000 пластиковых бутылок, это порядка 3000 тонн. Считая, что мелкий пластиковый мусор составляет около 60% от всего пластикового мусора, получаем около 8000 тонн. Эта оценка также занижена, т.к. в нее не входит масса обрывков пластиковых канатов. Во время обследования мы их регулярно находили примерно на 50% участков. Отдельные измерения массы давали 5-50 кг. Можно предположить, что в среднем на

1км берега приходится 25 кг канатов и это даст в целом для берега моря около 1000 тонн. Итого в береговой полосе Черного моря получаем порядка 9000 тонн пластикового мусора. Думаем, что и эта оценка занижена.

Попытаемся оценить сколько находится пластикового мусора в акватории Черного моря. Данных здесь значительно меньше, поэтому допущений и предположений будет больше. Отдельные наблюдения позволяют предположить, что в 10-мильной прибрежной зоне на 1 га акватории приходится в среднем 10-15 крупных пластиковых предметов, а на 1 га акватории центральной части 1-2 предмета. Это на поверхности. Таким образом, по поверхности Черного моря дрейфует не менее 900 т видимых пластиковых предметов. Предположим, что в Черном море концентрация мелкого пластикового мусора та-кая же, как и в Критском: около 100 кг на 1 км² в центре и 646 кг на 1 км² у берегов в 10-ти мильной зоне (Kotnilos et al., 1998). В целом для Черного моря тогда получим цифру порядка 45000 тонн. Значит в Черном море и на его берегах сейчас накоплено не менее 55000 тонн пластикового мусора. Поскольку не учитывается пластиковый мусор на дне, оценка вероятно занижена. Одномоментно на берегах сконцентрировано где-то 15% всего пластикового мусора Черного моря, т.е. степень его концентрации в береговой полосе значительно выше, чем в других частях моря.

Рассматривая пути попадания мусора в море, выделим три основных: через береговую полосу, с судов и речным стоком. Примерную оценку поступления с речным стоком дают наши наблюдения на реке Кача. Предположим, что за береговую рас-тительность зацепилось и осталось 0,1% всех предметов, несомых водами паводка. В этом случае получаем, что за паводок Кача вынесла примерно 5140000 пластиковых предметов, общей массой около 100-105 тонн. Допустим, что вынос пластикового мусора, как и других загрязнителей, пропорционален величине речного стока. С учётом доли стока реки Кача в общем речном стоке в Черное море, получим, что реки выносят в море не менее 100000 т пластикового мусора в год. Поступление мусора на пляж от отдыхающих может превышать 100 г пла-стика с 1 м за день, т.е. за купальный сезон с 1 м пляжа может в море поступить более 9 кг пластикового мусора. Учтя примерную суммарную протяженность пляжей моря и не забыв о фрактальности берегов, получим 45000 т пластикового мусора

в год. Вероятно, это тоже заниженная оценка, т.к. на ряде пляжей за день мы наблюдали до 1,5 кг пластикового мусора за день с метра! В северо-западной части Черного моря поток пластикового мусора больше, по имеющимся данным с 100 м береговой полосы в месяц можно его собирать в среднем по несколько тонн (Anisimov et al., 1998). Эта оценка также не учитывает поступление мусора от туристов с не пляжных участков берега. Допустив, что соотношение мусора от туристов и с борта различных судов в Черном море такое же как, и в Северном море (Marine... 1997) получим цифру около 40000 тонн ежегодного поступления с судов. Суммарно, следовательно, в Черное море ежегодно поступает около 200000 тонн пластикового мусора. Таким образом, ранее полученная нами оценка общего количества пластикового мусора в Черном море занижена в 5-20 раз. Следует помнить, что пластиковый мусор долго не разлагается и накапливается в море. Заниженная оценка, полученная ранее, вероятно, объясняется прежде всего тем, что не учтен пластиковый мусор на дне моря и не учитывались в должной степени пластиковые гранулы. Вероятно и средние концентрации пластика в Черном море выше чем, в Критском. В то же время следует отметить, что интегральные оценки, сделанные исходя из разных допущений, дают величины одного порядка.

Береговая полоса, концентрируя мусор, оказывает определенную услугу обществу, упрощая и удешевляя сбор пластикового мусора. Собирать мусор на берегу значительно проще и дешевле, чем в море. В настоящее время такие кампании по очистке берега проводятся в различных странах. Результаты часто весьма впечатляющие. Например в 1997 г. в Швеции в результате акций по очистке пляжей было собрано 36000 мешков мусора (каждый объемом 125 л), 2000 пластиковых ящиков и 2200 пластиковых канистр объемом по 2-25 литров (Marine..., 1997).

Сбор мусора, однако, не решает проблемы. Необходима переработка и вторичное использование мусора. И это сейчас интенсивно развивается во всем мире. В 1991 г. в США уже, например, было 1000 пунктов по переработке пластикового мусора. В 1998 г. в Японии вторично использовалось около 50% выпускаемых пластмасс, а в странах ЕС количество отработанной пластмассы, включенной в рециклинг, увеличилось с 914 тыс. тонн в 1991 г. до 2,4 млн.т. в 1996 (Глухов и др., 1997). В Нидер-

ландах и Голландии перерабатывается и вторично используется 70% используемых пластиковых бутылок. Тонна гранул, полученных из бутылок, стоит около 200 долларов США (Recycling..., 1997).

Подходя к проблеме рециклинга пластикового мусора, необходимо учесть ряд моментов, важных при планировании перехода к устойчивому развитию. На местном уровне переработка и вторичное использование пластика сохраняет, или экономит:

- энергию, т.к. затраты энергии на производство пластмасс из отходов значительно ниже,
- первичное сырье,
- затраты на складирование (захоронение),
- места для свалок,
- эстетическую и рекреационную ценность среды.

Кроме этого, что очень важно, уменьшается загрязнение среды и гибель различных организмов, дает дополнительные рабочие места и новые поступления в бюджет города.

К сожалению, проблема "Пластиковой чумы" очень сложна и быстро ее не решить. Необходимы скоординированные действия как на индивидуальном, так и на групповых уровнях нашего общества. Первым шагом, например, может стать объединение всех секторов и слоев общества для выработки общего плана действий в этом направлении. Надеемся, что наша работа подтолкнет к этому.

2.3. ОТДЕЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ ИЗУЧЕНИЯ ЭКОЛОГИИ АКВАТОРИИ И БЕРЕГОВ СЕВАСТОПОЛЯ

2.3.1. ВЫЖИВАНИЕ *ACARTIA CLAUSI* GIESBR. В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ ЮГО-ЗАПАДНОГО КРЫМА

Планктон неритической зоны у берегов Крыма за последние годы в сильной степени подвергается влиянию антропогенных загрязнителей, поступающих с берегов. Значительнее это ощущается в закрытых морях типа Черного и вблизи больших городов и портов (Mee, 1992). В районе Севастополя прибрежные воды загрязняются из года в год. На расстоянии 3 км от берега в течение последних 10 лет концентрация биогенных элементов повысилась на 2-3 порядка величин, значительно увеличилась эвтрофность района и гибель обитателей летнего планктонного сообщества (Куфтаркова, 1991; Pavlova, Kuftarkova, 1995). За последние годы высокий уровень антропогенного загрязнения определяется как расширявшимся спектром веществ-загрязнителей, так и высокими их концентрациями (Губанов и др., 1996; Поликарпов, Жерко, 1996; Гордина и др., 1999; Кравец, Монина, 1997; Охорона навкол..., 1997 и др.).

Сезонные изменения на протяжении жизненного цикла у массовых видов копепод в данном районе исследовались в разные годы (Грезе, Балдина, 1964; Грезе и др., 1971; Сажина, 1971). Изучение некрозоопланктона в северо-западной части Черного моря в районе Одессы было начато в 60-е годы (Зеленинская, 1966; Коваль 1984).

Увеличивающееся антропогенное воздействие на акваторию Черного моря вынуждает обратить особое внимание на изучение планктонных сообществ в этих условиях. Учет количества погибших особей, наряду с живыми, в связи с этим, может дать полезную информацию о состоянии популяций того или иного вида.

Сборы планктона в прибрежных водах юго-западного побережья Крыма с разной степенью загрязнения сточными водами позволили провести анализ наиболее массового вида зоопланктона *Acartia clausi*. Цель работы - оценить возможные изменения численности по сезонам и реакцию на ухудшающиеся условия обитания в течение жизненного цикла у черноморской *Acartia*.

В относительно чистом районе - бухте Казачьей и наиболее подверженным загрязнению - акватории устья реки Бельбек и у входа в Севастопольскую бухту в течение 1989-90 гг. раз в три месяца проводились сборы зоопланктона. Станции располагались у входа в бухту и на расстоянии 100 м от впадения реки Бельбек на глубине 10-12 м. Существенных различий в температуре воды в один сезон не отмечено. Для сбора планктона использована сеть Джеди с входным отверстием 36 см, оборудованная мельничным ситом N 49. Обработка вертикальных тотальных ловов проведена с разделением особей, на бывших до фиксации живыми или мертвыми. Отличия основывались на оценке тургора, цвета, целостности и состояния хитинового покрова, тканей тела и конечностей каждой особи. Для большей убедительности такой визуальной оценки параллельно собирался дополнительный лов планктона, обрабатываемый по методу Александрова-Аблова (1986), что давало возможность по цвету объекта отличать живых особей от мертвых. Сравнение данных, полученных при визуальной обработке планктонных проб, и с применением указанного метода показали сходные результаты (Pavlova, Kuftarkova, 1995). Это позволило оценить соотношение живых и мертвых особей в популяциях вида в каждый из сезонов. Обнаруженные мертвые копеподы - это особи, оставшиеся в планктоне, не потребленные детритоядами, умершие естественной смертью или под влиянием разного рода ингибиторов. Число таких особей дает представление об экологической или природной смертности на разных стадиях развития того или иного вида копепод. В данном случае за показатель природной смертности был принят процент мертвых от общего количества живых и мертвых особей.

Чтобы судить о жизнестойкости и чувствительности *A. clausi* к изменению внешних условий за счет антропогенного воздействия на протяжении жизненного цикла рассматривались: сезонные изменения численности и природной смертности по стадиям развития, и смертность от I науплиусов до VI копеподитов в период активного роста популяции.

Численность и смертность. Изменение численности живых и мертвых особей *A. clausi* по стадиям развития приведены на рис. 51 и 52. На графиках даны цифры суммарного количества экземпляров каждой стадии (живых и мертвых) и отдельно - численность особей, зафиксированных в мертвом состоянии. В относительно чистом районе - Казачьей бухте - численность

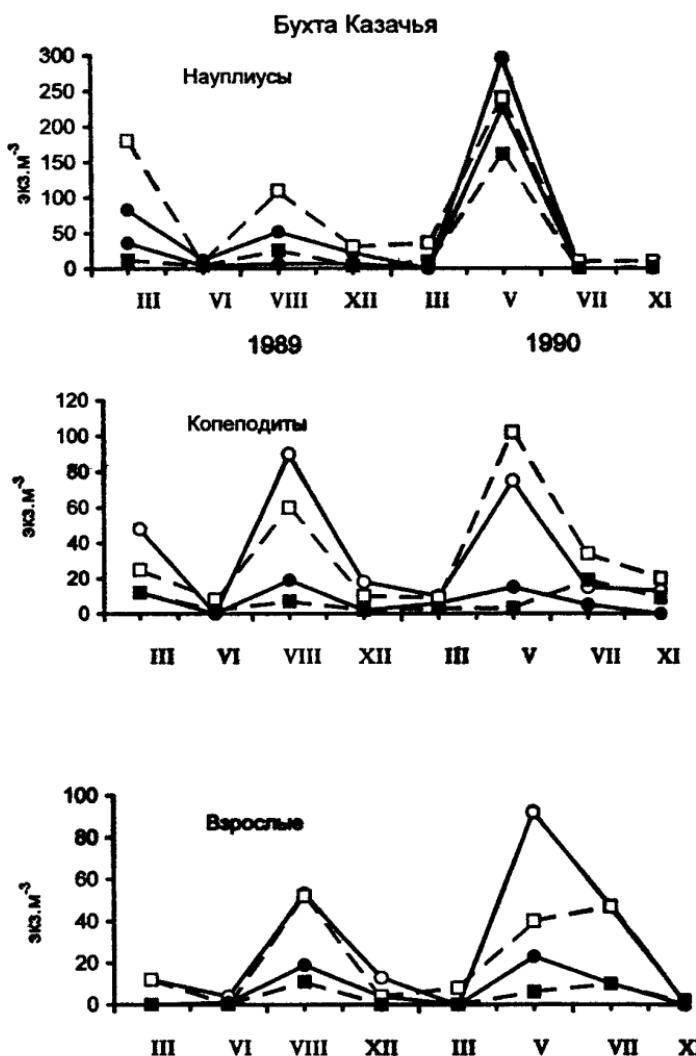


Рис. 51. Сезонные изменения численности живых и мертвых особей *Acartia clausi* по стадиям развития в 1989-1990 гг. в бухте Казачьей.
Полые значки - общая численность, черные - численность мертвых особей.
Сплошная линия - 1-111 науплиальные, 1-11 и V копеподитные стадии, пунктир - 1-1-11-111 науплиальные 111-IV копеподитные стадии и самки.

Бельбек

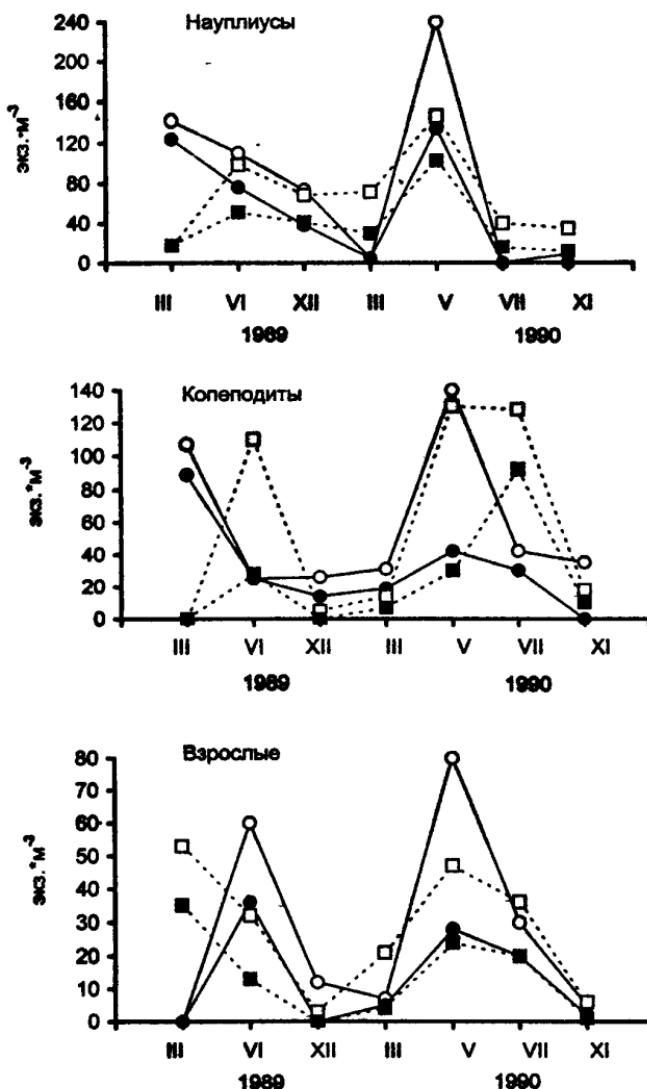


Рис. 52. Сезонные изменения численности живых и мертвых особей *Acartia clausi* по стадиям развития в 2989-90 гг. в районе устья реки Бельбек.
Полые значки - общая численность, черные - численность мертвых особей.
Сплошная линия - 1-11 науплиальные, 1-11 и V копеподитные стадии, пунктир - 1-11-VI науплиальные 111-IV копеподитные стадии и самки.

всех стадий развития *A. clausi* увеличивалась весной и поздним летом. Снижение численности было отмечено в осенне-зимний сезон и в начале лета. Количество мертвых особей на всех стадиях незначительно. В среднем доля мертвых особей составляла не более четвертой части от общей численности данной стадии. Исключение составляли науплиальные стадии весной 1990г, когда вспышка численности от 1 науплиусов до взрослых особей сопровождалась гибелью более половины их количества (рис. 51). Аналогичные результаты были получены и в районе входа в Севастопольскую бухту с некоторым увеличением числа мертвых особей.

Район устья реки Бельбек, отличавшийся большим загрязнением за счет сброса речных вод, при том же порядке величин численности на всех стадиях развития *A. clausi*, как и в бухте Казачьей, характеризовался незначительным повышением общего количества в летние месяцы (июнь, июль). Однако, в этом районе значительно увеличивается доля мертвых особей, составляющая, как правило, более половины всей численности. Область, расположенная на графиках под пунктирными линиями, показывает долю мертвых особей в каждом месяце. По сравнению с районом Казачьей бухты, в 100 м от устья реки Бельбек в планктоне значительно увеличилась доля мертвых *A. clausi*, как на науплиальных, так и на копеподитных стадиях развития (рис. 52).

Гибель особей в онтогенезе оценивалась также на основании показателя смертности в трех исследованных районах в период с марта по август, когда происходит наиболее активный рост черноморских популяций *A. clausi*. Как видно из рис. 53, величины показателя смертности в более загрязненном районе значительно выше, чем в бухте Казачьей. Максимальные значения природной смертности приходятся на одинаковые периоды онтогенеза во всех районах за оба года исследований. Эти значения наблюдались на 11 и 111 науплиальных, I - 11 и V - VI копеподитных стадиях. Различия в величине показателя смертности подтверждаются статистически при 0,95 уровне значимости (рис. 53).

При ухудшении внешних условий количество мертвых особей в планктоне является показателем нарушения экологического равновесия и снижения жизнестойкости популяции. Данные по количеству мертвых особей *A. clausi* в планктоне Черного моря имеются для северо-западной его части.

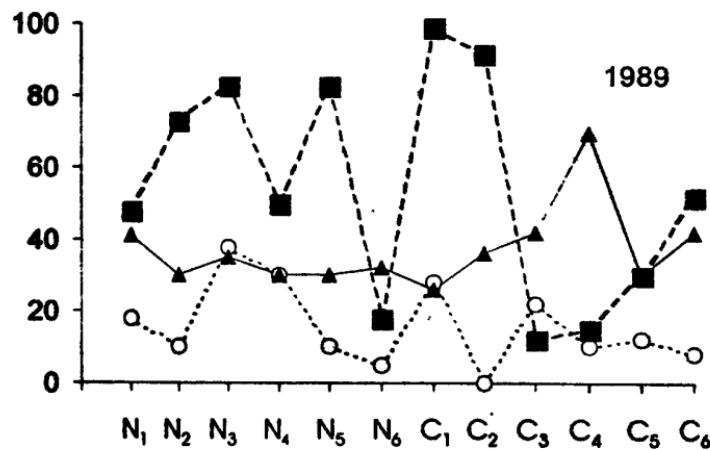
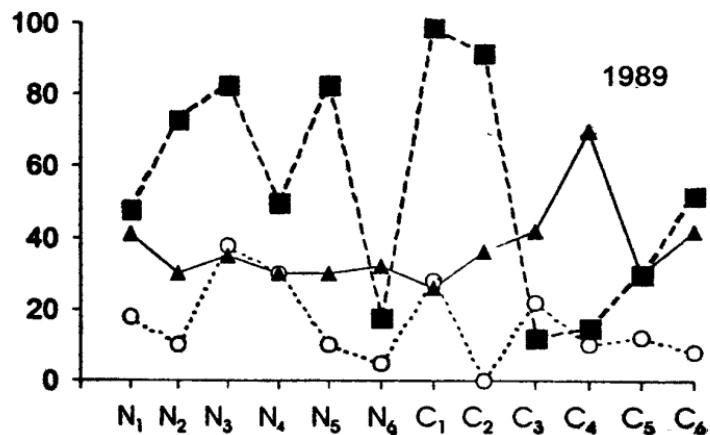


Рис. 53. Смертность (%) на разных стадиях онтогенеза *Acartia clausi* в период активного роста в 1989 и 1990 гг. О - бухта Казачья, Δ - бухта Севастопольская, ■ - район устья реки Бельбек.

Л.М.Зелезинская отмечала, что в 1963 г. в районе Одессы максимальная смертность этого вида в течение суток наблюдалась в июле и августе. В планктонных пробах до 15 % организмов оказывались мертвыми (1966). В поверхностных водах до 25 м наблюдалась достаточно высокая смертность младших копеподитных стадий и взрослых особей *A.clausi*. Так, в мае мертвые составляли 13 на науплиальных и 60% на копеподит-

ных стадиях (Коваль, 1984). Максимальная смертность *A. clausi* в 1973-74 гг. отмечена также в водах Jakles Lagoon, в апреле и июле - у науплиусов, в мае - июне - у копеподитов (Landry, 1978). В наших наблюдениях величина природной смертности особенно высока в районе реки Бельбек. Смертность в науплиальном периоде составляла 30-60% в 1990 и 50-90% в 1989 году. В копеподитном периоде показатель смертности в 1990 г. был достаточно стабилен (40-60%), в 1989 г. он колебался от 12 до 100% (рис. 53). Указанные величины превосходят смертность, отмечаемую для этого вида в 70-80-х годах.

По гидрохимическим данным район у выхода реки Бельбек является наиболее критическим из-за влияния различного рода загрязнителей (Куфтаркова, 1991). В летнее время, когда к обычному загрязнению добавляются сельскохозяйственные стоки и сбросы с пляжей и кораблей, наблюдался феномен повреждения хитиновой оболочки у старших копеподитов и взрослых особей *A. clausi*. Среди V и VI копеподитных стадий было обнаружено значительное количество особей с разорванным на спинной стороне головогруди хитиновым покровом. Внешне такие особи не имели иных признаков, позволяющих считать их умершими естественной смертью. В летний период такая же ситуация была отмечена в Севастопольской бухте (Pavlova, Kuftarkova, 1995). В меньшем количестве пораженные аналогичным образом особи встречены зимой и осенью. Весной их доля составляла 22% от всех мертвых. Из других видов Сорерода такие же повреждения головогруди были обнаружены у самок *Paracalanus parvus* в августе 1989 в бухте Казачьей и у *Pseudocalanus elongatus* и *P. parvus* в обоих исследованных районах в марте 1990 г. Представляется очевидным связь увеличения природной смертности, в том числе и указанного выше поражения тела копепод, со степенью антропогенного загрязнения в исследованных районах.

Чувствительность к загрязнению в онтогенезе *A. clausi*. Оценка специфической смертности по отдельным стадиям на основании модельных данных была проведена для *Pseudocalanus newmani*. У копеподитных стадий этого вида отмечалось повышение среднего темпа смертности на стадиях I-11 и V копеподитов (Ohman, Wood, 1996, рис. 7). Авторы объясняли увеличение смертности именно на этих стадиях прессом хищников и совершенствованием способности копепод с возрастом их избегать. Природная смертность у черноморской

A.clausi в онтогенезе, приведенная на рис. 53, в копеподитном периоде повторяет результаты, полученные для *P.newmani*. Возможность более детального рассмотрения в науплиальном периоде для *A.clausi* позволила выяснить, что на I-111 и V науплиальных стадиях величина смертности также достоверно повышается. Такое увеличение смертности на определенных стадиях жизненного цикла свойственно, видимо, разным видам копепод. Причина этого, скорее всего, не только во взаимоотношении с хищниками, как предполагали М.Оман и С.Вуд (1996), но и в физиологических и экологических различиях особей на разных этапах онтогенеза.

Для черноморских видов Сорепода Т.С.Петипа выделяла пять жизненных форм на основании данных по закономерности питания, роста, энергетического обмена и поведения. Каждая из них характеризуется различными морфологическими, физиологическими и экологическими приспособлениями для осуществления жизненной стратегии вида. Жизненная стратегия (или жизненная схема) охватывает цикл развития и представляет собой способ, каким каждый вид разрешает основные жизненные задачи - самосохранение и распространение. У *A.clausi* первая жизненная форма - период эмбрионального развития на стадии яиц. Вторая - I-11 науплиусы - характеризуется афагией, слабым опушением конечностей и отсутствием анального отверстия; движение осуществляется мелкими скачками. На границе 11 и 111 науплиусов происходит смена жизненных форм. После линьки в 111 науплиальную стадию особи переходят на питание растительной пищей. Третья жизненная форма включает 111-VI науплиусов. На этом этапе характерно отсутствие отделов тела, дневное питание, высокие энерготраты на обмен. На стадии VI у науплиусов ослабляется питание и идет подготовка к метаморфозу. Наибольшие структурно-функциональные перестройки отмечаются на четвертой жизненной форме, включающей I-IV копеподитные стадии. С переходом к этой жизненной форме тело делится на головогрудь и abdomen, совершаются жевательный аппарат, способы захвата пищи и движения, происходит основной прирост. На пятой жизненной форме (V - VI копеподитные стадии) полностью развиваются abdomen и ротовые конечности; отмечено круглосуточное потребление растительной и животной пищи с преобладанием ночного питания. С этого времени особи начинают совершать интенсивные миграции, в связи с чем повышаются затраты на

обмен. Рост резко замедляется и прекращается, особи приступают к размножению (Петипа, 1976).

У черноморских популяций *A. clausi* изменения сезонного хода численности и увеличение смертности с повышением загрязнения окружающей среды отмечены как раз на стадиях онтогенеза, наиболее подверженных морфологическим и физиологическим изменениям и, в общем, соответствуют 2, 4 и 5 жизненным формам по Т.С.Петипа. Так, 2 жизненная форма (1-111 науплиусы) - это переход на внешнее питание. На четвертой жизненной форме (1-11 копеподиты) осуществляется переход к активному росту на основе изменений науплиальной формы тела в копеподитную. Пятая жизненная форма - переход к круглосуточному потреблению пищи и интенсивным суточным вертикальным миграциям. Оценка интенсивности энергетического обмена в онтогенезе черноморского вида *A. clausi* подтверждает, что именно на этих этапах жизненного цикла отмечаются наибольшие изменения в метаболизме (Minkina, Pavlova, Sazhina, 1996).

В литературе отмечалось, что действие загрязнителей неблагоприятно оказывается на скорости роста, метаболизме и выживаемости взрослых организмов (Capuzzo, 1988). Указанные выше этапы в онтогенезе черноморских копепод, отличающиеся высокой чувствительностью к изменениям в среде, особенно негативным, в первую очередь и определяют жизнеспособность популяции. Надо полагать, что оценка жизнестойкости популяций копепод по нескольким из многих стадий в цикле развития, может значительно облегчить их использование в качестве биоиндикаторов при исследовании планктонного сообщества или экосистемы в целом (Лоренс, 1995).

Выводы.

1. Высокие величины смертности и механические повреждения на теле, отмеченные среди старших копеподитов *A. clausi* в летний период 1989-1990 гг., несомненно, являются результатом влияния антропогенного загрязнения, периодически поступающего в течение года в прибрежные воды Черного моря. В связи с этим, следует считать желательным при обработке планктонных проб оценивать соотношение особей каждого вида, бывших до фиксации проб живыми или мертвыми.

2. Являясь массовым и широко распространенным в черноморском планктоне видом, *A. clausi* считался более других

видов копепод устойчивым к колебаниям окружающей среды. Высокая смертность на всех стадиях онтогенеза, обнаруженная у этого вида в загрязненном прибрежном районе около Севастополя, позволяет считать, что популяции *A. clausi* в 1989-1990 гг. находились в критическом состоянии и не могли противостоять создавшимся неблагоприятным условиям.

3. Обнаруженная высокая смертность этого вида не могла не повлиять отрицательно на жизнестойкость всего планктонного сообщества. Такое положение должно вызвать необходимость проведения серьезного биолого-гидрохимического мониторинга в прибрежных районах и скорейшего налаживания контроля за улучшением очистки стоков, сбрасываемых в море.

4. У черноморской *A. clausi* выявлены наиболее уязвимые, чувствительные к антропогенному воздействию этапы жизненного цикла: это - I-III наутилальные, I-III и V-VI копеподитные стадии. Эти этапы соответствуют жизненным формам, выделенным Т.С.Петипа (1976) на основании коренных изменений морфологического строения, способов питания, темпа роста, метаболизма и особенностей поведенческих реакций. Именно в переходные этапы жизненного цикла особи *A. clausi* способны сильнее реагировать на изменение условий обитания, в особенности связанные с повышением в среде антропогенных загрязнителей.

2.3.2. ДИНАМИКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЭПИФИТОНА ПРИБРЕЖНЫХ ЗАРОСЛЕЙ ЦИСТОЗИРЫ В БУХТЕ ОМЕГА

Прибрежная полоса скал и валунов, покрытая зарослями макрофитов, относится к областям, наиболее плотно заселенным живыми организмами (эпифитоном). Здесь накапливаются наибольшие концентрации веществ, загрязняющих морскую среду. В результате антропогенного воздействия околоводные донные сообщества претерпевают глубокие изменения, поэтому они относятся к приоритетным объектам мониторинга (Зайцев, 1986). Эпифитонные сообщества играют значительную роль в функционировании экосистем шельфа. Фауна зарослей макрофитов богата и разнообразна, состоит из 22 отрядов беспозвоночных, представленных большим количеством видов. В период размножения массовые виды эпифитона (мидии, митилястры, брюхоногие моллюски, полихеты, крабы, креветки, усоногие ракообразные и др.) являются поставщиками огромного количества личинок в пелагиаль. В зарослях питаются и нерестятся более 60 видов рыб (Маккавеева, 1979). Сообщества макрофитов вносят значительный вклад в самоочищительные процессы и поддержание качества воды, в частности в районах пляжей. Для оценки состояния зарослевых сообществ необходимо следить за изменением состава макрофитов и населяющих их организмов. Целью представленной работы было изучение современного экологического состояния населения прибрежных зарослей макрофитов в бухте Омега (район г. Севастополя).

Исследования проводились в трех реперных точках (рис. 54), расположенных: 1- у открытого побережья, 2- у входа в бухту, 3 - в глубине бухты - с апреля 1990 г. по март 1992 г. Выбранные точки отличались степенью защищенности от прибоя.

Бухта Омега расположена между бухтами Стрелецкой и Камышовой. У входных мысов бухты располагаются подводные каменистые гряды, вытянутые в сторону моря на 0,4-0,5 км. Донная растительность занимает около 1/3 поверхности дна и представлена ассоциацией двух видов цистозиры (*Cystoseira crinita* и *C. barbata*) и зарослями зостеры. Заросли цистозиры приурочены к каменистым участкам дна. Основные запасы цистозиры сосредоточены в горловине бухты и на банке, расположенной посередине бухты. Вклад цистозиры в биомассу фитоценоза составляет около 60% (Калугина-Гутник, 1975).

Исследования экологического состояния акватории бухты Омега представляет интерес в связи с тем, что здесь находится один из самых интенсивно эксплуатируемых пляжей г. Севастополя.

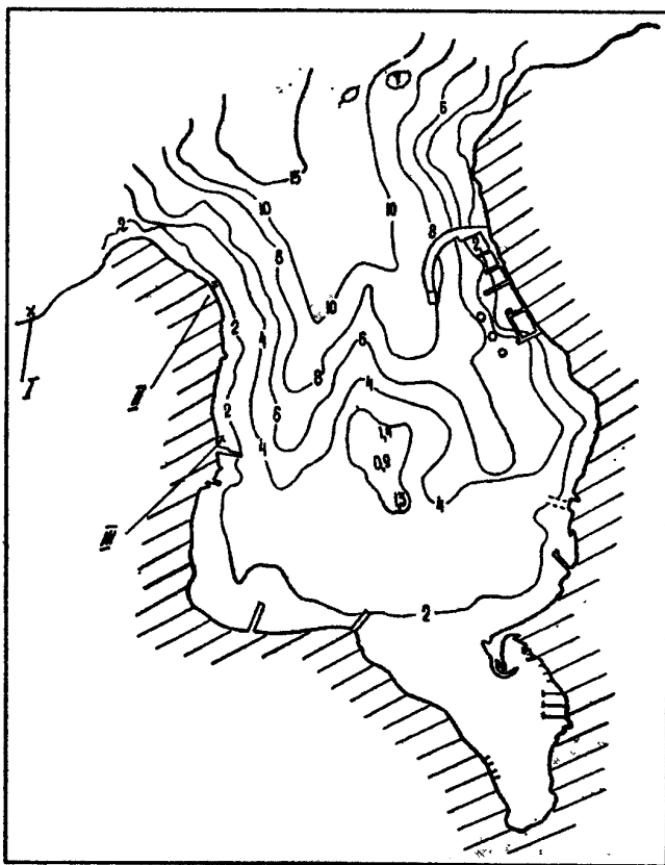


Рис. 54. Карта бухты Омега и точки сбора эпифитона в 1990-91 гг.

В каждой точке ежемесячно отбирались по три пробы на глубине 0,7 м. Для этого таллом водоросли накрывали мешком из мельничного газа N 71, подрезали подошву, которой водоросль прикрепляется к субстрату, затягивали отверстие мешка и выносили на поверхность. Каждый таллом помещали в полиэтиленовую пленку и сутки выдерживали в холодильнике без фиксации для того, чтобы животных было легче отмыть от водорослей. Затем пробы промывали пресной водой в большой

ёмкости. Смыв процеживали через систему сит с ячейй 5 мм, 1 мм и мельничным газом \square 71, после чего фиксировали 4% формалином и переводили в 70% спирт. Водоросли основного таллома и эпифиты идентифицировали до вида, определяли их биомассу. Разбор проб проводился в камере Богорова под микроскопом МБС-9 при увеличении 12,5 \times 2. Животных подсчитывали и идентифицировали, делали пересчет на 1 кг массы водоросли. Всего было собрано и обработано 190 проб.

Для определения изменений в сообществе были использованы К-доминантные кривые. Эти кривые позволяют объединить два аспекта исследования: таксономическое сходство в трех точках и количественное развитие эпифитона во времени с мая 1990 г. по май 1991 г. (Platt, 1984). Для построения графиков определена средняя численность каждой таксономической группы за все время исследования; рассчитан процент от общей численности эпифитона в данной точке; ранжированы таксономические группы в порядке убывания доминирования. Последовательность выполнения данного метода состоит в построении трех серий графиков.

Первая серия представляет ранжированную среднюю численность каждой таксономической группы (ось ординат), отложенную в порядке ее убывания (ось абсцисс). Сравнение графиков, соответствующих сообществам в различных точках, позволяет делать заключение о порядке доминирования и является наглядной количественной характеристикой картины распределения эпифитона.

На второй серии графиков представлены накопленные средние обилия таксонов (ось ординат), отложенные по оси абсцисс в ранговом порядке, аналогично первой серии графиков. Кривые такого типа и являются собственно К-доминантными кривыми.

На третьей серии графиков представлены К-доминантные кривые, позволяющие сравнивать разнообразие эпифитона в различных точках. Разнообразие на графиках выражается взаимным расположением кривых: чем ниже по сравнению с другой кривой расположена первая кривая, тем более разнообразное сообщество она описывает. В том случае, когда кривые пересекаются, описываемые сообщества считаются несравнимыми по разнообразию (Platt, 1984).

Зарослеобразующим макрофитом исследуемого района является *C. crinita*. Эпифитон зарослей цистозиры представлен ос-

новными группами макро- и мелобентоса и насчитывает 10 таксономических групп *Turbellaria*, *Nematoda*, *Polychaeta*, *Acarina*, *Harpacticoida*, *Ostracoda*, *Izopoda*, *Amphipoda*, *Bivalvia*, *Gastropoda*. По плотности преобладают гарпактикоиды, клещи и амфиподы. Качественное распределение организмов в изучаемом районе неоднородно. Нематоды предпочитают наиболее защищенный участок (бухту), клещи - область со средней степенью защищенности, гарпактикоиды одинаково обильно представлены на всех участках. Свообразно распределяются амфиподы - в одной и той же исследуемой точке в некоторых пробах они достигают 2500 экз.· м^{-2} , а в других не обнаруживаются совсем. Многочисленные амфиподы были обнаружены и в планктоне в районе зарослей. Изоподы, турбеллярии и полихеты встречаются в незначительном количестве, на всех станциях гастроподы и молодь двустворчатых моллюсков отмечены в весенне-летний период.

Качественное распределение эпифитонных животных неравномерно. В зарослях, расположенных в местах, не подверженных значительному волновому воздействию, плотность животных выше, чем в открытых участках моря. Эти различия объясняются фактором прибойности, как прямым воздействием волн, так и опосредованным - через изменение трофических условий. В прибойных местах на макрофитах меньше плотность диатомовых водорослей и детрита - компонентов пищи эпифитона.

При сравнении таксономического разнообразия эпифитона в трех точках выявлено сходство между графиками в пределах года. Это означает что в 1990 г. различные точки бухты сравнимы между собой по видовому составу. При сравнении однотипных точек с интервалом в год обнаруживается обеднение таксономического разнообразия, выражющееся в уменьшении числа таксономических групп (рис. 55).

Более точной характеристикой данного процесса являются К-доминантные графики. Они выражают доминирование *Harpacticoida*, причем в пределах 1990 г. во всех точках отмечен различный процент содержания этой группы в эпифитоне. Он достигает максимума в точке, расположенной у открытого моря, а минимума - в глубине бухты, что может быть связано с менее разнообразным видовым составом макрофитов в глубине бухты. В 1991 г. изменяется порядок доминирования: на первом месте, по-прежнему, находятся *Harpacticoida* - при этом другие массовые группы меняются местами (рис. 55, 56).

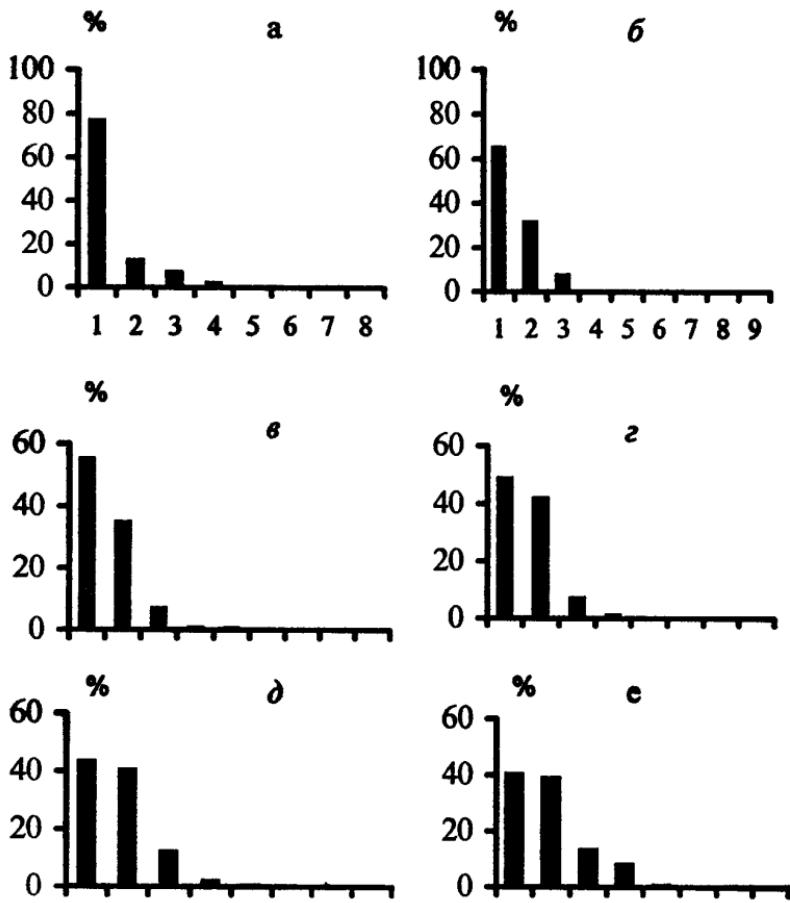


Рис. 55. Убывание разнообразия эпифитона в бухте Омега по таксонам (% обилия, а, б - Дача, в, г - Маяк, д, е - Пирс 1990, 1991 гг.).

К-доминантные графики позволяют сравнить разнообразие зарослевого сообщества в целом. В 1990 г. разнообразие сообществ открытого берега несравнимо с разнообразием сообщества, расположенного у входа в бухту: К-доминантные кривые пересекаются (рис. 57а). В 1991 г. сообщества в исследованных точках различны: в районе открытого моря меньшее разнообразие, чем сообществ, расположенных у входа в бухту, а последние менее разнообразны по сравнению с таковыми в глубине бухты (рис 57б).

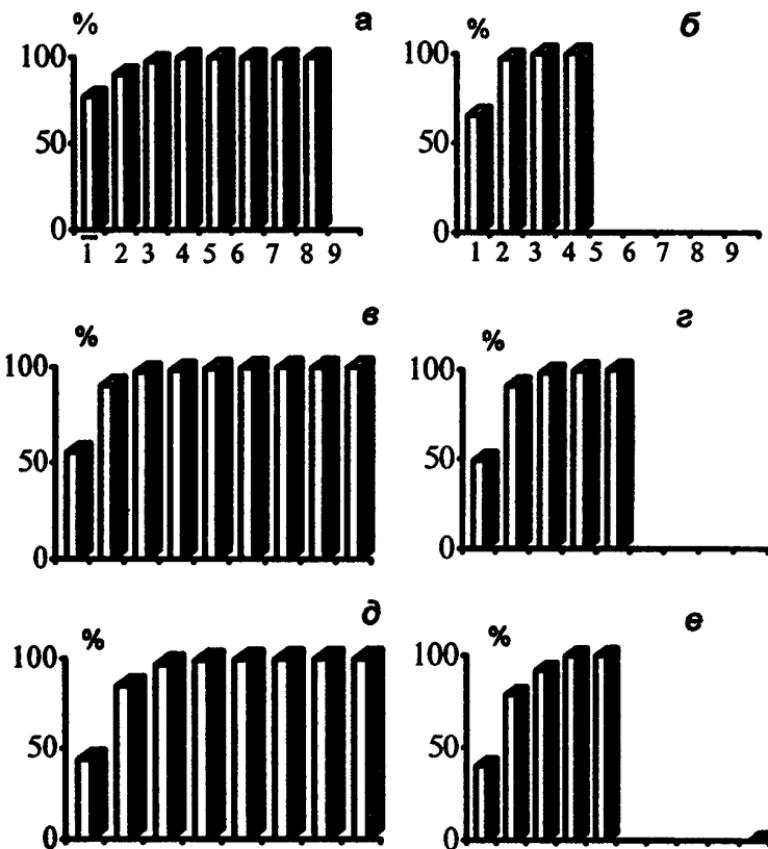


Рис. 56. Кумулятивные графики эпифитона в разных районах бухты Омега, (а,б - Дача, в,г - Маяк, д,е - Пирс 1990, 1991 гг.).

Изменение видового разнообразия и количественных характеристик (биомассы, численности бентосных сообществ) позволяют зарегистрировать межгодовые и многолетние нарушения среды обитания (Gray, 1985; Warwick, 1986). Связь между видовым разнообразием и уровнем загрязнения очевидна. С ростом загрязнения биотопа происходит увеличение разнообразия за счет развития в сообществе видов не характерных для состояния экологического равновесия. Затем следует процесс постепенного исчезновения характерных видов. В сообществе начинают развиваться виды, которые могут переносить

установившийся уровень загрязнения и его структура упрощается (Lambshead, Platt, 1985).

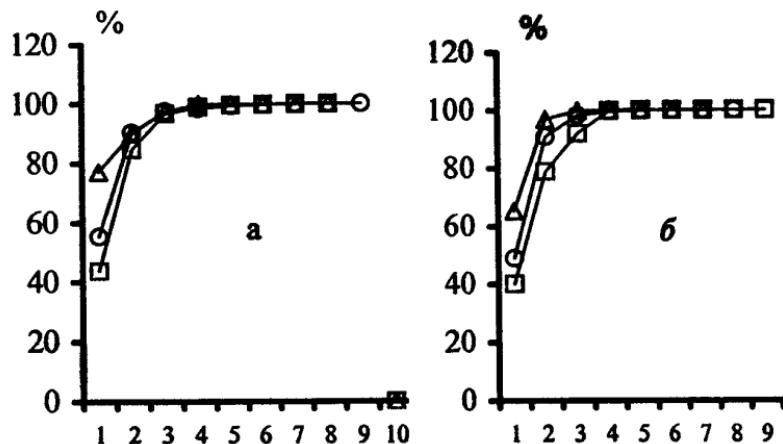


Рис. 57. Сравнительное таксономическое разнообразие в бухте Омега, (К- доминантные кривые; а - 1990 г., б - 1991 г.; Δ- Дача, 0 - Маяк, □ - Пирс).

Проведенный анализ К- доминантных кривых позволяет с уверенностью говорить, что эпифитон прибрежных зарослей бухты Омега "ощущает" влияние антропогенного пресса. Процесс уменьшения разнообразия регистрируется как в коротком межгодовом интервале с 1990 по 1991 гг., так и во временном интервале сорока лет (табл. 42).

Таблица 42. Плотность эпифитонных животных на цистозире в бухте Омега в разные годы на глубине до 1 м (экз.* кг^{-1}).

Эпифитон	Маккавеева, 1961; 1979	Колесникова, Мазлумян
	1955	1970
Nematoda	750000	249000
Polychaeta	77000	8000
Acarina	103000	18000
Harpacticoida	186000	38000
		1990
		1991

Приведённое сопоставление означает, что нагрузка, оказываемая на сообщества рекреационной зоны города, ощутимо оказывается на бухте Омега. Это вызывает постепенное ухудшение качества, как биотопов морских организмов, так и самой зоны пляжа.

Комплексное управление пляжами должно непременно включать мониторинг состояния сообществ эпифитона, учитывая их важную роль в поддержании качества вод, развивающийся нами подход позволяет эффективно проводить такой мониторинг.

2.3.3. ГИДРОИДЫ, КАК ЭПИБИОНТЫ МИДИИ И ЦИСТОЗИРЫ

В прибрежных водах Черного моря моллюск *Mytilus gallo-provincialis*, бурые водоросли *Cysoseira barbata* и *C. crinita* являются основными доминирующими и средообразующими видами. Представители этих видов образуют ядра консорций, в которые входит большое количество водорослей и животных. Одной из наиболее обычных групп являются представители Hydrozoa. В то же время Hydrozoa, как эпифионты ^{изучены} ~~изучены~~ ^{глад}.

Материал для изучения собран:

1. Ежемесячно собирали пробы *M.galloprovincialis* и *C. barbata* с глубин 0 - 0,5 м в четырех точках бухты Омега (Севастополь) в течение 1990 - 1991 гг., один сбор осуществлен в июле 1996 года.

2. Трижды пробы были взяты возле Балаклавы у берегов Василевской балки на расстоянии 350 - 400 м от сброса шламовых вод Балаклавского рудоуправления. Образцы брались с глубины 0 - 0,5 м с двух сторон вдающейся в море скалы - останца. С одной стороны - воды, загрязненные сбросом, с другой - чистые.

3. В июле 1996 года три пробы мидий были взяты со скал в районе мыса Атлеш (Тарханкутский п-ов). 1-я проба - в супраглоторали на 10 - 20 см. выше уреза воды, 2-я - на глубине от 0 до 10 см, 3-я - на глубине 1,5-2 м.

4. Образцы планктона отбирались каждые 10 - 20 дней планктонной сетью в различных точках около Севастополя (бухты Казачья, Севастопольская, Омега, район Любимовки).

Всего собрано по мидиям 70 образцов (765 моллюсков), цистозире - 41 проба (402 таллома), планктона - 182 пробы. Обработка велась с использованием светового микроскопа и бинокуляра.

56,4% собранных мидий и 21% водорослей были заселены гидроидами. (табл. 43).

В бухте Омега наиболее массовым видами Hydrozoa, населяющими *Mytilus*, являются *Plumularia linkoi* и представители семейства *Campanulariidae*. Они были отмечены во всех без исключения пробах. Процент проективного покрытия раковин *Mytilus* колониями *P. Linkoi* в летние месяцы достигал 40%. Полновозрелые колонии этого вида были отмечены в июне.

Таблица 43. Список видов Hydrozoa, найденных на мидиях (*M.galloprovincialis*) и бурых водорослях (*C.barbata*, *C.crinita*) у берегов Севастополя - в 1990 - 91 гг.

N	Вид	Встречаемость, %		Наличие медузоидного поколения	Отмечали в Черном море рань- ше
		на мидиях	на цистозире		
1.	<i>Campanularia volubilis</i> (L., 1758)	13,9	0,5	-	+
2.	<i>Plumularia linkoi</i> (Naumov, 1960)	13,6	2,5	-	+
3.	<i>Gonothyraea loveni</i> (Allman, 1859)	6,1	0,8	-	+
4.	<i>Campanularia lacerata</i> (Johnston, 1847)	3,6	0	-	+
5.	<i>Aglaophenia pluma</i> (L., 1758)	3,2	13,7	-	+
6.	<i>Blackfordia virginica</i> (Mayer, 1910)	2,7	0	+	+
7.	<i>Eudendrium ramosum</i> (L., 1758)	2,7	0	-	+
8.	<i>Tiaropsis multicirrata</i> (M.Sars, 1835)	2,4	0	+	-
9.	<i>Clytia johnstoni</i> (Adler, 1856)	1,6	0	+	+
10.	<i>Sertularella polyzonias</i> (L., 1758)	0,75	0	-	+
11.	<i>Coryne tubulosa</i> (M.Sars, 1835)	0,3	0	-	+
12.	<i>Obelia longissima</i> (Pallas, 1766)	0,3	1	+	+
13.	<i>Hydractinia carnea</i> (M.Sars, 1846)	0,15	0	+	+
14.	<i>Coryne pusilla</i> (Gaertner, 1774)	0,15	0	-	-
15.	<i>Obelia angulata</i> (Hinks, 1861)	0,3	0	-	+
16.	<i>Campanularia integriformis</i> (Mark.-Turn., 1890)	0,15	0	-	+
17.	<i>Eudendrium annulatum</i> *	0,3	0	-	-
18.	<i>Eudendrium capillare</i> *	0,3	0	-	-
19.	<i>Tubularia</i> sp.	0	0,25	-	+
20.	<i>Obelia</i> sp.	4,1	0,5	?	?
21.	<i>Athecata</i>	1,5	0,25	?	?
22.	<i>Campanularia</i> sp	1,5	0,25	?	?
	<i>Hydrozoa</i>	56,4	21		
	Число просмотренных мидий и талломов	670	445		

* Найденные нами колонии были без гонотек, что оставляет некоторые сомнения в правильности их определения.

Колонии *Gonothyraea loveni* в весенние месяцы покрывали раковины на 10 - 50%. Гонотеки появляются в марте месяце. *Campanularia volubilis* была наиболее многочисленной в весенние и осенние месяцы - до 30% покрытия площади раковин. Однако, колонии с гонотеками не были обнаружены.

Колонии *Obelia angulata* в январе 1991 года на 60 - 80% покрывали отдельные раковины *Mytilus*, были и половозрелые колонии. *Aglaophenia pluma* и *Sertularella polyzonias* преобладают в летние месяцы. Гонотеки на их колониях отмечены в июне и июле. Размеры раковин *Mytilus*, по-видимому, в некоторой степени определяют присутствие Hydrozoa. Были обследованы раковины длиной от 0,6 до 6,0 см. Чаще всего колонии Hydrozoa встречались на раковинах длиной от 3 см и больше. Однако, в местах массового развития крупные колонии гидроидов встречены и на раковинах длиной 1,4 - 1,8 см. Цвет раковин, по-видимому, не имеет значения для гидроидов. На одной раковине одновременно встречается до 4 видов Hydrozoa. Одновременное присутствие 4-х видов отмечено в бухте Омега в мае 1990 года. На раковине размером 3,5 см × 2,0 см зафиксированы: *Eudendrium* sp., *Aglaophenia pluma*, *Obelia* sp., *Sertularella polyzonias*. При размере раковины 3,5 см × 2,5 см: *A. pluma*, *Plumularia linkoi*, *Gonothyraea loveni*, *Blackfordia virginica*. На более крупной раковине 5,2 см × 3,4 см: *A. pluma*, *P. linkoi*, *B. virginica*, *Campanularia volubilis*.

В течении года встречаемость различных видов Hydrozoa менялась как на мидиях, так и цистозире. Данные по сезонным изменениям встречаемости полипов на мидии в бухте Омега представлены в табл. 44 и на цистозире у берегов Севастополя - в табл. 45.

В 1996 году в бухте Омега было отмечено всего 5 видов Hydrozoa: *Plumularia linkoi*, *Eudendrium ramosum*, *Hydractinia carnea*, *Obelia* sp., *Aglaophenia pluma*.

Как и в 1990 - 1991 годах *P. linkoi* продолжала доминировать, но вторым доминирующим видом стал *E. ramosum*. Попутно отмечено, что мидий в прибрежной зоне бухты Омега стало значительно меньше, чем в 1990 - 1991 годах. В табл. 49 отражены сезонные изменения встречаемости в планктоне гидромедуз и полипов, отмеченных на мидии и цистозире.

Таблица 44. Сезонная динамика встречаемости массовых видов гидрополипов на мидиах в буяке Омега в течение 1990 - 1991 гг.

Вид	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Gonohyraea loveni</i>	+	+	+	+	+					+	+	
<i>Campanularia volubilis</i>			+	+	+	ГОН.				+	+	
<i>Clitya johnstoni</i>			+	+	+	ГОН.				+	+	
<i>Aglaophenia pluma</i>			+	+	+	ГОН.				+	+	
<i>Plumularia linkoi</i>			+	+	+	ГОН.				+	+	
<i>Sertularia polyzonias</i>				+	+	ГОН.				+	+	
<i>Campanularia lacerata</i>	+		+	+	+	ГОН.				+	+	
<i>Tiaropsis multicirrata</i>	+		+	+	+	ГОН.				+	+	
<i>Eudendrium ramosum</i>			+		+					+	+	

Таблица 45. Сезонная динамика встречаемости гидрополипов на цистозире у Севастополя в течение 1990 - 1991 гг.

Вид	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Aglaophenia pluma</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Plumularia linkoi</i>			+		+	ГОН.				+	+	
<i>Gonohyraea loveni</i>				+						ГОН.		
<i>Obelia longissima</i>					ГОН.						+	

В пробах, взятых в районе сброса шламовых вод (Балаклава) в чистой воде доминировала *C.volubilis*. Так, в апреле этот вид был встречен на 76% от общего числа обследованных раковин. Процент покрытия раковин их колониями был также велик - от 5 до 30%. *C.lacerata* здесь найдена лишь на 23,5% обследованных моллюсков. И это были лишь небольшие колонии, отдельные побеги. Зато этот вид доминировал в загрязненной минеральными частицами воде. Колонии *C.lacerata* зафиксированы на 60% раковин. Процент покрытия - от 5 до 50 %. Напротив, частота встречаемости *C.volubilis* составила здесь 47%, процент покрытия не более 2 - 3%. *C.lacerata* была доминирующим видом и в пробе, взятой с буя в море, в 3 км от бухты Омега. 100% мидий на буе содержали колонии гидроидов. В то время как в бухте Омега лишь 45,5% были населены гидроидами. *C.laserata* в бухте никогда не встречалась.

Мидии, собранные в районе мыса Атлеш на супралиторали, покрывали небольшие мертвые колонии гидроидов. На втором уровне было большое количество гидроидов. Преобладала здесь *Aglaophenia plumula*. На третьем уровне доминировала *Blackfordia virginica* (табл.).

Как сказано выше, список Hydrozoa, поселяющихся на цистозире выглядит куда скромнее. Бесспорный доминант - *A.plumula*. Ее колонии, весьма мощные, покрывают таллом в течение всего года во всех районах исследования. Вторым по численности видом является *P.linhoi*. В весенние, осенние месяцы 1990 года ее колонии густо покрывали таллом водорослей. Крупная половозрелая колония *G.loveni* была отмечена на цистозире в марте 1990 года в районе ГРЭС. В июне 1990 г. в Балаклаве - *Campanularia* sp. В это же время на Херсонесском заповеднике - несколько зооидов *Tubularia* sp. И, наконец, в декабре 1990 года в бухте Омега - очень крупная колония *Obelia angulata*. Ею было покрыто не только основание таллома, но и ветви 1-2 порядка.

Ранее в Черном море отмечено 27 видов Hydrozoa (Наумов, 1960). С учетом проведенного исследования можно говорить о 31 виде. 4 новых вида - *Coryne pusilla*, *Eudendrium annulatum*, *E.capillare* и *Tiaropsis multicerrata*, видимо, являются все-лентцами, т.к. они широко распространены в других районах Мирового океана. *Coryne pusilla* упоминается С.М.Переяславцевой (1890), но в последующих исследованиях этот вид не находили в Черном море. Нами *C.pusilla* была встречена лишь однажды.

Таблица 46. Структура трансфера Hydrozoa на мидии (*M. galloprovincialis*) с двух сторон стекла-стекла у сброса Балаклавского рудоуправления.

Вид	Чистая вода			Загрязненная вода		
	28. 04. 1990	6. 06. 1990	25.10. 1990	28. 04. 1990	6. 06. 1990	25.10. 1990
<i>Campanularia volubilis</i>	1	2	1	2	1	2
<i>Phamularia linkoi</i>	65,0	15,9	100	21,6	28,6	22,2
<i>Campanularia lacerata</i>	11,7	0	11,7	0	19,0	5,4
<i>Campanularia lacerata</i>	23	0	6,8	0	0	56,2
<i>Clytia johnstoni</i>	0	0	0	4,7	40	0
<i>Tigropis multicirrata</i>	0	0	0	4,7	0,5	0
<i>Campanularia sp.</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Obelia sp.</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Gonothuraea loveni</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Sertularia polygonias</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrozoa</i>	76,5	13,5	100	21,6	57,1	16,4
Число просмотренных мидий	17	17	21	16	15	13

1. % мидий с полипами

2. % проективного покрытия раковины полипами

Можно предположить, что она заносится в Черное море, но не приживается здесь. Сравнение результатов проведённых исследований с классическими (Куделин, 1908, Переяславцева, 1890) показывает, что в прибрежной зоне стали крайне редки обычные виды Athecata такие как: *Hydractina cornea*, *Coryne tubulosa*. А медузы таких видов, как *Blackfordia virginica*, *Clytia jorncstoni*, не встретились ни разу. Возможно, медузы и колонии Athecata являются наиболее уязвимыми и не выдерживают загрязнения окружающей среды. Можно предположить, что колонии указанных видов Thecaphora вообще перестают выпичковывать медуз в прибрежных водах. Но этот вопрос требует специального изучения.

Таблица 47. Структура таксоцена Hydrozoa на мидиях (*M. galloprovincialis*) весной 1991 года в бухте Омега и на буе в море.

Вид	Бухта Круглая		Буй в море	
	1	2	1	2
<i>Blackfordia virginica</i> , Mayer, 1910	27.2	18.3	1	20
<i>Obelia</i> sp.	0.9	30	0	0
<i>Tiaropsis multicirrata</i> , M. Sars, 1835	13.6	2.05	0	0
<i>Phumularia linkoi</i> , Наушнов, 1960	0.45	0.2	0	0
<i>Gonothyraea loveni</i> , Allman 1859	0.45	0.2	0	0
<i>Campanulina lacerata</i> , Johnston, 1847	0	0	85	42.1
<i>Hydrozoa</i>	45.5	21.6	100	38.5
Число мидий	22	-	58	-

1. % мидий с полипами

2. % площади проективного покрытия раковины полипами

В прибрежных водах Севастополя все обнаруженные виды кроме *A. pluma* предпочитают мидии. Только *A. pluma* чаще встречалась на цистозире. По данным Борсе (Borcea, 1931) *A. pluma* приурочена лишь к одному виду субстрата и его распространение определяется наличием *Cystoseira*. Кроме того, по мнению этого автора *A. pluma* типична для каменистого грунта и встречается лишь на некотором удалении от берега. Однако С.А. Зернов считает, *Cystoseira* и *A. pluma* массовыми у самого берега, обычен этот гидроид и на мидиях. У берегов Болгарии на цистозире обнаружено 4 вида Hydrozoa - *A. pluma*, *Sertularella* sp., *Coryne tubulosa* и *Obelia* sp. (Вылканов и др., 1983). С включением наших данных на *Cystoseira* обитает 9 видов Hydrozoa.

Таблица 48. Hydrozoa на мидиях со скал мыса Атлеш
(Западный Крым, 30 мая 1996 года)

Вид	Уровень взятия проб					
	+ 10 см над урезом во- ды		0		Глубина 1,5 2,0 м	
	1	2	1	2	1	2
<i>Aglaophenia phuma</i>	0	0	55.2	0.9	2.9	0.1
<i>Phunularia linkoi</i>	0	0	31.0	0.4	8.8	0.1-0.2
<i>Sertularella polyzonias</i>	0	0	37.9	10.8	11.8	0.1-0.2
<i>Campanularia intergriformis</i>	0	0	1.4	7.5	0	0
<i>Blackfordia virginica</i>	0	0	0	0	26.5	0.2
<i>Campanularia sp</i>	0	0	0	0	2.9	0.1
Мертвые колонии.	18.2	-	1.4	-	8.8	-
<i>Hydrozoa</i>	18.2	-	96.6	6	44.1	0.1-0.2
Число мидий в пробе	11		29		34	

1. % мидий с полипами

2. % проективного покрытия раковины

Структура таксоцена Hydrozoa на мидиях очень изменчива в пространстве и во времени. Только *P.linkoi* всегда среди доминантов или субдоминантов, хотя по данным Д.В.Наумова (1960) это - редкий, эндемичный вид. Возможно, *P.linkoi* стала более массовым видом по сравнению с прошлыми годами. Или же он типичен именно для мидий, а Д.В.Наумов анализировал Hydrozoa в основном на других субстратах. Из 31 вида гидроидов, обитающих в Черном море, 19 встречены на мидиях, что составляет 58% всего списка видов. Следовательно, ведя мониторинг таксоцена Hydrozoa, селящихся на мидиях мы получаем достаточно обширную информацию о состоянии всего таксоцена Hydrozoa в Черном море.

Таблица 49. Сезонная встречаемость гидромедуз в прибрежных водах Севастополя в период 1989 - 1991 годов

Вид	Месяц											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Obelia longissima</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coryne tubulosa</i>	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+
<i>Hydractinia carnea</i>	-	-	-	-	+	+	+	-	-	+	-	-

Загрязнение также существенно влияет на структуру таксоцена. Например, под влиянием сброса шламовых вод с повышенной концентрацией минеральных частиц, доля видов, которые имеют открытые теки - *C. volubilis* - уменьшается, а с закрытыми теками - *C. lacerata* - увеличивается. Учитывая то, что встречаемость Hydrozoa зависит от размера мидий, можно предположить, что изменение размерной структуры поселений мидий ведет к изменению структуры таксоцена Hydrozoa. Как показано ранее, размерная структура мидий изменяется в результате загрязнения (Шадрин, Лежнев, 1990). Следовательно, часть различий в структуре Hydrozoa бухты Омега между 1990-1991 г. и 1996 годами может быть обусловлена изменениями в популяции мидий.

Таким образом, наблюдаемая деградация таксоцена Hydrozoa обусловлена как прямым влиянием загрязнения на медузы и гидроиды, так и опосредованным через угнетение популяций хозяев. Состояние таксоцена Hydrozoa может служить поэтому интегральным показателем состояния среды в бухтах. Следовательно, это очень удобный объект для мониторинга изменений среды под влиянием антропогенных факторов. И необходимы более глубокие исследования в этом направлении.

Исследование осуществлено с частичной поддержкой ISF (Фонд Сороса).

2.3.4. ДЫХАНИЕ КЕФАЛИ И АТЕРИНЫ НА РАННИХ СТАДИЯХ РАЗВИТИЯ

При оценке эффективности функционирования популяций, сообществ и экосистем необходимо учитывать количество энергии, расходуемой организмами в процессе жизнедеятельности и безвозвратно теряемой для продукционного процесса. Энергетический метаболизм массовых черноморских видов гидробионтов, в частности рыб, достаточно хорошо изучен. Но сведения об уровне дыхания рыб на ранних стадиях развития очень немногочисленны (Яковлева, 1968; Бондаренко, 1973; Маслова, 1979; Озернюк, 1985; Руднева, Чесалина и др., 1998) или вовсе отсутствуют.

Задачей работы была оценка уровней энергетического обмена личинок и мальков двух массовых прибрежных видов рыб - кефали *Mugil saliens* Risso и атерины *Atherina mochon pontica* Eichwald, выловленных в различных точках Севастопольской бухты и открытой части моря.

Эксперименты проводились с 30 июля по 9 октября 1998 г. Вылов личинок и мальков осуществлялся в трех точках Севастопольской бухты: в районах ГРЭС, Северной бухты и бухты Омега. Облавливался слой 0 - 20 м, преимущественно утром. Одновременно отбиралась морская вода для экспериментов, которую в лаборатории фильтровали через нуклеопоровые фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. Личинки успешно содержались около недели в лаборатории в стаканах объемом 2-3 л с нефильтрованной аэрируемой водой из района лова.

Активно двигающиеся животных помещали в кристаллизаторы (объемом 2-3 л) с фильтрованной водой для опорожнения кишечников, после чего они пересаживались в респирометры, заполненные фильтрованной морской водой со смесью пенициллина и стрептомицина (в концентрации 25 мг•л⁻¹) для подавления бактериального роста (Павлова, 1987). Опыты проводились при температуре в лаборатории, которая изменялась в разные месяцы от 30°С до 18,5°С. Использовались респирометры объемом 650, 500, 250, 150 мл, в каждый из них помещали только одну особь. Продолжительность опытов в зависимости от характера начального реагирования животных на условия опыта (Грудницкий, 1980) составляла от 1 ч (экспоненциальная реакция установление уровня обмена) до 7 ч (реакция по типу «ложного старта» (undershoot), в среднем - 2,5 ч.

Концентрация кислорода в опытах определялась полярографическим методом с помощью датчиков (Pt/Ag) типа Кларка. В качестве мембранны использовалась тефлоновая пленка толщиной 5 мкм (Минкина, Павлова, 1986). Датчики кислорода герметично монтировались в пробки респирометров и подключались к цифровым оксиметрам типа КЛ-115 и АК-04. Температура измерялась датчиком температуры с точностью 0,1°C. Показания оксиметров непрерывно регистрировались на ленте трехканального самописца КСП-4. Перемешивание воды в опытах обеспечивала электрическая качалка. Датчики калибровались микрометодом Винклера, пробы титровались с помощью бюретки с ценой деления 0,02 мл. Минимальная допустимая частота снятия показаний, обусловленная инерционностью датчиков кислорода, – 10 мин (Минкина, Павлова, 1995).

Используемая методика позволяет регистрировать изменения скорости дыхания во время опыта в динамике. Это делает возможным судить о физиологическом состоянии организмов, наличии или отсутствии стрессов (например, связанных с процедурой вылова животных и «хэндинг-стресс»). Для расчетов использовалась та часть кривых, где концентрация кислорода была не меньше, чем 2/3 концентрации в начале эксперимента. Рассматривались только величины, соответствующие установленномуся уровню скорости дыхания. После опыта мальков фиксировали 4% раствором формалина. Перед взвешиванием на весах ВЛА-1 г животных отмывали в дистиллированной воде, обсушивали на фильтровальной бумаге и помещали в подложки из алюминиевой фольги. Сухой вес организмов был получен после неоднократного высушивания проб в сушильном шкафу при 60°C. Взвешивание выполнено Е.В.Павловой.

При анализе результатов экспериментов был привлечен известный показатель концентрации живой массы (Хайлов, Попов 1984; Павлова 1987; Хайлов, Празукин и др., 1999)

$$C_w = N \cdot W / V , \quad (1)$$

где N - число организмов в респирометре,

W - масса тела особи,

V - объём респирометра.

Величину дыхания рассматривали как функцию C_w и W . Наиболее часто предполагают влияние нескольких механизмов, определяющих эффект плотности в экспериментах по дыханию водных организмов. Они включают изменение двигательной активности организма в результате ограничения жизненного пространства, зрительных, тактильных и других контактов (Алексеева, 1963; Попов 1981; Павлова 1987; Сарвиро 1987), биохимическое ингибирирование жизненных функций метаболитами самих животных (Шварц и др. 1976; Хайлов, Попов, 1984; Boaden 1989), лимитирование субстратом, т.е., например, концентрацией кислорода в воде (Попов, 1981), наследуемые приспособления к стайному образу жизни (Рыжков, 1968; Замриборщ, Нгуен Нгок Уен, 1971; Озернюк, 1985). Вероятно, групповой эффект может проявляться также вследствие сочетания нескольких различных механизмов.

На рис. 59 изображена полученная в экспериментах зависимость метаболизма от концентрации массы личинок и мальков рыб. Также нанесена аналогичная зависимость, рассчитанная по данным работы (Бондаренко, 1973, табл. 9, с.40) для мальков атерины *Atherina mochon pontica* L. Данные пересчитывались, исходя из следующих коэффициентов: 1 мл O_2 = 1,429 мг O_2 , сухая масса тела мальков рыб составляет примерно 10% от сырой массы (рис. 58). При этом использованы значения Q_{10} для *Pisces* из работы (Винберг, 1956). Групповой эффект у кефали был отмечен рядом исследователей (Алексеева, 1959; Замриборщ, Нгуен Нгок Уен, 1971). В некоторых случаях он не был обнаружен (Бондаренко, 1973). Использование широкого спектра размеров респирометров и организмов (общей длиной от 11 до 38 мм) позволило измерить величину C_w в пределах от 23,5 до 550 мг сухой массы на літр. В результате получена достаточно надёжная оценка зависимости $R/W(C_w)$. Показатель степени равен (-0,71), в то время как показатели степени в уравнениях зависимостей скорости и интенсивности дыхания от индивидуальной массы тела равны 0,45 и (-0,55) соответственно (рис. 60 а и 61 а). Таким образом, связь метаболизма с концентрацией массы у кефали и атерины на ранних стадиях развития оказалась более значимой, чем традиционно изучаемая зависимость от индивидуальной массы тела. Очевидно, что кривая зависимости метаболизма от концентрации массы не возрастает неограниченно с уменьшением C_w и должна иметь точку пе-

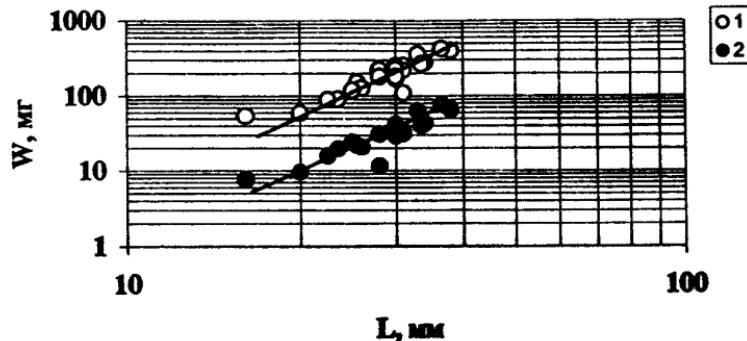


Рис. 58. Зависимость массы тела (сырая масса - W_1 , сухая масса - W_2) от длины тела (L), 1 - $W_1=0,156 L^{2,12}$, число измерений $n=25$, коэффициент корреляции $r^2=0,818$; 2 - $W_2=0,014 L^{2,28}$, $n=25$, $r^2=0,843$.

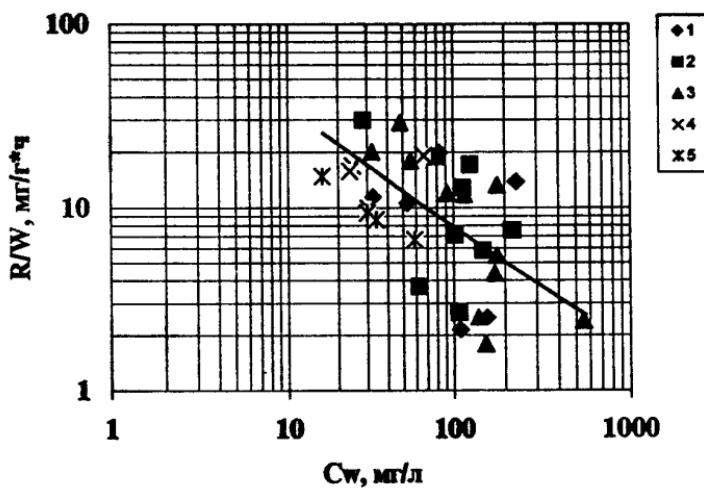


Рис. 59. Зависимость интенсивности дыхания (R/W_2) молоди кефали и атерины от величины концентрации живой массы в опытах (C_{W2}). 1 - район ГРЭС, 2 - Северная бухта, 3 - бухта Омега. 4 - интенсивность дыхания атерины из района ГРЭС (собственные данные), 5 - интенсивность дыхания молоди атерины в опытах Л.Г. Бондаренко (1973).

регистрируя, но её не удалось получить методами полярографии или Винклера.

Полученные результаты показали хорошее совпадение с данными работ других исследователей (Яковлева, 1968; Замри-борщ, Нгуен Нгок Уен, 1971; Бондаренко, 1973; Маслова, 1979), что позволило рассчитать общее уравнение зависимости скорости дыхания личинок и мальков кефали от сырой массы тела по собственным данным и данным Л.Г.Бондаренко, (1973) (из табл. 3, с. 30). Это уравнение приведено в таблице и на рис. 62.

В балансовых расчетах могут быть использованы только значения интенсивности дыхания животных, пересчитанные для базовой величины концентрации массы C_o , в качестве которой было выбрано значение середины диапазона изменения C_w , т.е. $C_o=100 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Все величины дыхания приводились к $C_o=100\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ по формуле (Минкина, Павлова, 1995)

$$R_o/W = R/W \cdot (C_w/C_o)^b, \quad (2)$$

где: R_o/W - приведенное значение интенсивности дыхания, R/W - измеренное значение,

b - показатель степени в регрессионном уравнении вида $R/W=a \cdot C_w^{-b}$ (рис. 59).

Результаты пересчета представлены на рис. 60 б и 61 б. Как видно, разброс данных на рис. 60 б значительно уменьшился по сравнению с таковым на рис. 60 а (коэффициент корреляции вырос с 0,44 до 0,72, табл. 50), а показатель степени увеличился с 0,45 до 0,91. На рис. 61 б показатель степени увеличился с -0,55 (рис. 61 а) до -0,09, а коэффициент корреляции с -0,51 до -0,10. Это связано с тем, что в диапазоне сухих весов рыб от 7,6 до 77,0 мг удельное потребление кислорода на единицу массы тела слабо зависит от величины массы тела и не коррелирует с ней (рис. 61 б).

Таким образом, оценка зависимости удельного дыхания кефали от экспериментальной концентрации её живой массы является необходимой, т.к. позволяет выделить и исключить один из источников вариабельности данных.

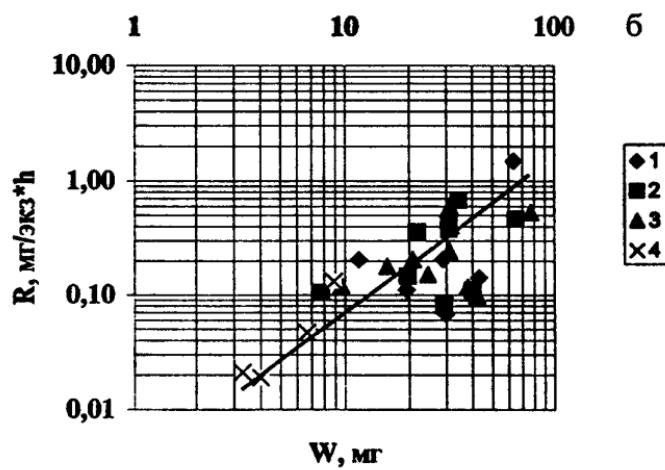
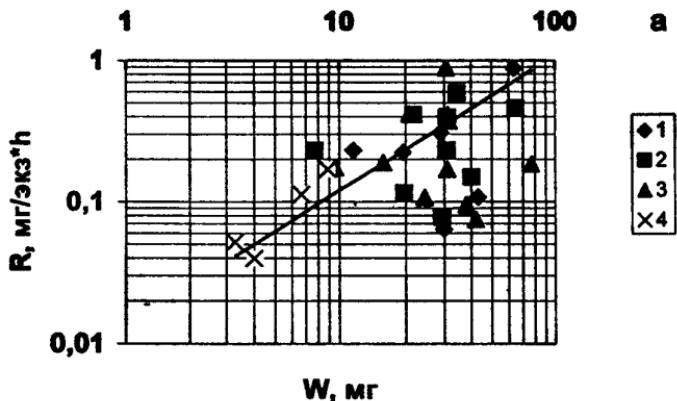


Рис. 60. Зависимость скорости дыхания молоди кефали и атерины от сухой массы тела: а - переменная величина концентрации массы в опытах, б - концентрация массы есть величина постоянная ($Co=100 \text{ мг}\cdot\text{l}^{-1}$). 1-4 - тоже, что и на рис. 59.

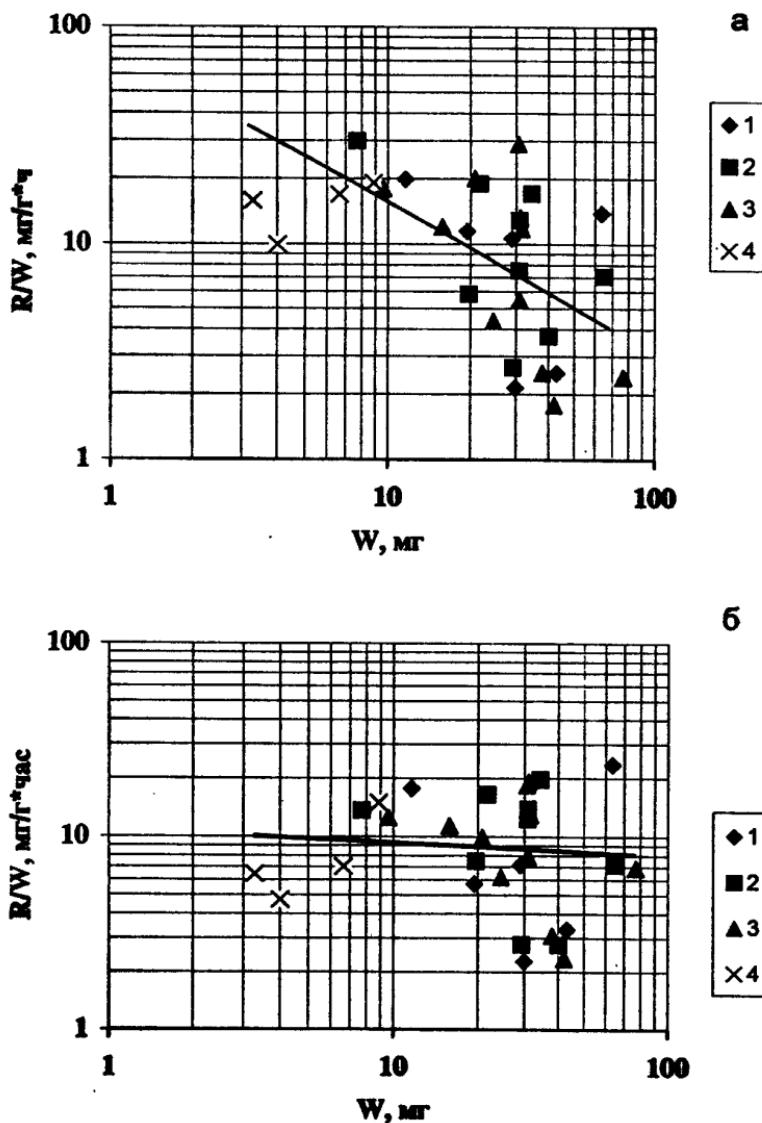


Рис. 61. Зависимость интенсивности дыхания молоди кефали от сухой массы тела. Обозначения - как на рис. 60.

Таблица 50. Уравнения зависимости дыхания (R , R/W) молоди кефали от массы тела, изображенные на Рис. 58-60 по собственным и литературным данным*

Авторы	Виды	Темпера-тура, °C	Число измерений	Пределы изменения массы тела в опытах, мг	Уравнения при 20°C	Коэффициент корреляции
Собственные данные	<i>Mugil saliens</i>	18,5-30	30	20-425,25	$R=0,0140 W_{1,43}$	0,484
Бондаренко, 1973	<i>Mugil saliens</i>	23	40	8-70	$R=0,00162 W_{1,12}$	0,621
Общее уравнение	<i>Mugil saliens</i>	20	70	8-425,25	$R=0,000556 W_{1,75}$	0,838
Собств. данные	<i>Mugil saliens</i>	18,5-30	30	7,73-77	$R=0,049 W_{2,45}$ (C_{w2} -var.)	0,435
				..	$R_o=0,0108 W_{2,91}$ ($C_o=100\text{mg/l}$)	0,717
				..	$R/W_2=48,65 W_{2,45}$	-0,513
				..	$R_o W_2=10,79 W_{2,09}$	-0,103
Маслова, 1979	<i>Mugil auratus</i>	20	30	1-57,2	$R=0,000271 W_{1,73}$	0,971

* W_1 - сырья масса тела

W_2 - сухая масса тела

C_{w2} - содержание живой массы в эксперименте

C_o - базовая величина содержания живой массы

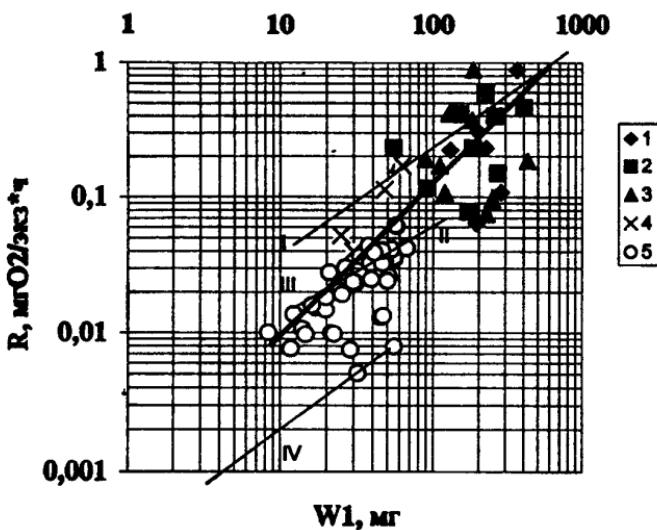


Рис. 62. Зависимость скорости энергетического обмена молоди кефали от сырой массы тела по собственным и литературным данным. 1 - 4 - тоже, что и на рис. 59-61; 5 - по данным Л.Г.Бондаренко, 1973. I - уравнение зависимости по собственным данным; II - то же по данным Л.Г. Бондаренко; III - общее уравнение; IV - уравнение по данным Масловой, 1979.

Уравнение регрессии этой зависимости для личинок и мальков кефали получено впервые. Рассчитано общее уравнение зависимости скорости дыхания личинок и мальков кефали от сырой массы тела по собственным и литературным данным. В результате показано, что значения индивидуальной массы тела кефали на ранних стадиях развития слабо влияют на удельную величину их энергетического обмена во всем исследованном диапазоне размеров животных. Другим источником вариабельности результатов измерений энергетического обмена личинок и мальков кефали может быть существование ярко выраженного у них суточного ритма процессов жизнедеятельности (Дука, Гордина, 1971). И, наконец, известно, что именно молодь гидробионтов является наиболее чувствительной к загрязнению среды обитания. Районы вылова живого материала для экспериментов заведомо были выбраны различающимися по уровню загрязнения. Этот аспект вариабельности представленных результатов планируется рассмотреть отдельно.

2.3.5. ПРОБЛЕМЫ СОХРАНЕНИЯ БИОРАЗНООБРАЗИЯ РЕК СЕВАСТОПОЛЬСКОГО РЕГИОНА (НА ПРИМЕРЕ РЕКИ БЕЛЬБЕК)

В условиях благоприятного климата при хроническом дефиците пресной воды в Крыму сложилось потребительское отношение к рекам. Они рассматриваются, в основном, как источники воды для бытовых, сельскохозяйственных и индустриальных нужд, а нередко и как дешевые канализационные системы. При этом практически полностью игнорируется присутствие водных организмов, являющихся неотъемлемой частью уникальной природы полуострова. В какой-то мере эта традиция объясняется характером гидрологического режима большинства Крымских рек - сравнительно малым годовым расходом, имеющим значительные колебания. Летом многие реки пересыхают, во время таяния снегов и ливней наблюдаются паводки, вызывающие наводнения. Случаются и разрушительные сели. Эти особенности во многом определили направленность исследований физических параметров крымских рек. Так, уже в начале уходящего века на основных крымских реках была развернута сеть постоянно действующих гидрометрических постов. В верховьях реки Бельбек эти наблюдения проводятся с 1914 г. (Материалы..., 1916). Гидробиологические исследования, как правило, неполны и носят фрагментарный характер. Известно, что флора и фауна реки Бельбек, также как и других крымских рек, не отличаются значительным видовым разнообразием, но включают значительное число эндемичных видов (Цееб, 1947), которые могут быть безвозвратно утеряны в результате хозяйственной деятельности. Одновременно снижение видового разнообразия приводит к дестабилизации экосистем и повышает их уязвимость.

Характерной особенностью экологической структуры водотоков горного и предгорного Крыма является преобладание молодых незрелых сообществ с импульсной стабильностью (Киселева, 1991). Наша цель - привлечь внимание к организации систематических гидробиологических исследований рек Севастопольского региона в рамках Концепции охраны и возобновления окружающей природной среды Азовского и Черного морей, одним из основных направлений которой является «оздоровление малых речек, впадающих в Черное и Азовское моря».

Материал собран в октябре 1995 г. на семи станциях, которые располагались по руслу реки Бельбек следующим образом: по две в нижней, средней и верхней частях реки и одна - в верхней горной части основного притока реки Коккозка, в месте впадения в нее речки Аузун-Узень (рис. 63). На каждой станции осуществляли замер температуры воды, взятие проб грунта для определения микрофито- и мейобентоса, сбор зоопланктона и лов рыбы. Пробы рыхлого грунта отбирали трубкой с площадью захвата 15,9 см² на глубине 0,5 м. Грунт промывали через систему сит. Учет микрофитобентоса проводили в камере Горяева. Мейобентосные организмы улавливали мельничным газом № 76. Сбор зоопланктона осуществляли путем процеживания 100-150 л воды через газ № 49. Рыбу облавливали накидной сетью диаметром 5 м с ячейй 6,5 мм. Всего было поймано и проанализировано 149 экземпляров рыб. Камеральная обработка всех проб проводилась в ИнБЮМ по стандартным методикам (Диатомовые водоросли СССР, 1974; Ривьер, 1975). Идентификацию водных организмов осуществляли по соответствующим определителям (Веселов, 1977; Винберг, 1977; Гусляков и др., 1992; Делямуре, 1966; Диатомовый анализ, 1950; Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР, 1977; Топачевский, Оксюк, 1960). Авторы выражают благодарность ст.н.с. ИнБЮМ, к.б.н. Н.Н.Шаловенкову за сбор бентосного материала.

Бельбек - наиболее многоводная река Крыма, ежегодный объем стока которой составляет 66,1 млн.м³. Длина реки - 63 км, площадь бассейна около 505 км², среднегодовой расход составляет 2,75 м³•с⁻¹. Расход воды существенно варьирует как в течение года, так и на уровне межгодовых временных масштабов, связанных с глобальными изменениями климата. Максимальный расход воды в нижней части реки Бельбек у села Фруктовое составляет 129,0 м³•с⁻¹, в конце лета река практически пересыхает, а средний годовой расход находится на уровне 3 м³•с⁻¹ (Олиферов, Гольдин, 1966). Колебания уровня воды при сильных паводках могут достигать 6 м. В верхней части река Бельбек и его основные притоки - типичные горные не пересыхающие узкие реки. Их ложе формируют выходы скал, валуны и крупные камни. В средней и нижней частях реки ширина русла увеличивается до 30 -50 м, течение менее интенсивно, а ложе состоит из галечника с локальными участками наносов песка, глины, ила. Во время экспедиции температура воды составляла

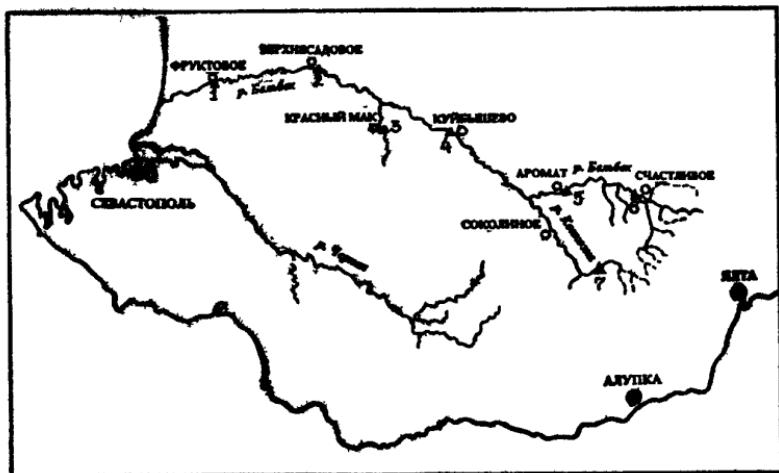


Рис. 63. Схема расположения станций (о - станция).

соответственно в нижней части на ст. 1 и 2 - 10,5-11,4°C, в средней на ст. 3 и 4 - 13,3-13,9°, в верховьях на ст. 5 и 6 - 11,9-11,8° и на ст. 7 температура воды была наиболее низкой - 9,4°.

Донные диатомовые водоросли - важное первичное звено в водных экосистемах. Эти высокопродуктивные фотосинтезирующие микроорганизмы служат кормом для многих групп гидробионтов, играют большую роль в кислородном режиме, в процессах трансформации энергии и круговороте веществ в водоемах. Анализ состояния микрофитобентоса применяется для оценки качества водной среды. Реки Горного Крыма мало изучены в этом отношении. До начала 90-х гг. обнаружено 73 вида *Bacillariophyta* (12% общего числа видов на территории Украины). Позже в разнотипных водоемах горного Крыма отмечено 278 видов диатомей (Бухтиярова, 1992; Вассер, Бухтиярова, 1989). В указанных исследованиях отсутствуют количественные данные о структуре диатомовых сообществ, а река Бельбек не была затронута исследованиями совсем.

В 1995 г. на семи станциях в реке Бельбек при количественном учете обнаружено 35 видов донных микроводорослей, относящихся к 2 классам отдела *Bacillariophyta*. Класс *Centrophyceae* представлен двумя видами, относящимися к по-

рядкам Thalassiosirales и Melosirales. Класс Pennatophyceae представлен таксонами обоих порядков, принадлежащими к 11 семействам, 16 родам, 33 видам. Из порядка Araphales обнаружено 4 семейства, 4 рода и 5 видов. Разнообразнее состав порядка Raphiales: 7 семейств, 12 родов и 28 видов. Наиболее широко представлены сем. Naviculaceae (3 рода, 7 видов), Nitzchiaceae (2 рода, 8 видов) и Cymbellaceae (2 рода, 4 вида). Из рода *Navicula* отмечено 5 видов, *Nitzschia* - 7, *Cymbella* - 3. Ведущее место занимают виды из родов *Navicula* (средняя численность двух видов-доминантов 43.8×10^9 и 39.04×10^9), *Cymbella* (8.98×10^9), *Cocconeis* (12.32×10^9), *Hantzschia* (24.37×10^9), *Rhoicosphenia* (179.24×10^9 экз. \cdot м $^{-2}$).

Наибольшего видового разнообразия донные диатомовые достигают на ст. 3,4,5 (табл. 51). Здесь же отмечены и максимальные значения плотности поселения клеток на рыхлых и твердых грунтах, на 1-3 порядка превышающие показатели развития диатомовых на остальных исследованных станциях реки. Участки на ст. 3,4,5 подвержены антропогенному влиянию, вследствие близости населенных пунктов. Отмеченное увеличение численности диатомовых на этих участках не сопровождается обеднением видового богатства и доминированием немногих устойчивых к эвтрофированию видов, что характерно для сильно загрязненных местообитаний. Твердые грунты на ст. 3,4,5 заселены нитчатыми водорослями, что обуславливает повышенное развитие микрофитобентоса.

Таким образом, увеличение показателей развития донных диатомовых водорослей на ст. 3,4,5 может быть вызвано, по меньшей мере, двумя факторами: продуктами внешнего метаболизма нитчатых водорослей, стимулирующими рост и развитие диатомей, и умеренным эвтрофированием данного участка реки. Районы реки Бельбек на ст. 6,7 по соотношению численности и видового состава могут быть отнесены к олиготрофным.

Мейобентос является одной из основных составных частей донных сообществ. Его биомасса часто сопоставима с биомассой макробентоса, а численность обычно значительно выше. Мейобентосные животные служат кормом для беспозвоночных и рыб. Заметную роль играет мейобентос в разложении органического вещества и в изменении физических характеристик грунтов (Гальцова, 1976). Благодаря малым размерам (до 2 мм), интенсивному обмену веществ и коротким жизненным циклам, мейобентос быстрее реагирует на изменения окружающей сре-

Таблица 51. Показатели развития донных диатомовых водорослей реки Бельбек.

№ ст	Характер грунта	К-во видов	Численность, 10 ³ экз. м ⁻²	Индекс видового разно- образия	Ведущий комплекс родов диатомей
1	Песок, галька, ил	14	83.33	0.86	<i>Navicula, Nitzschia, Amphora, Paralia</i>
2	Песок, ил	14	128.93	1.03	<i>Navicula, Cymbella, Cocconeis, Paralia, Nitzschia</i>
3	Песок, ил, нитчатые водоросли	20	240.57	1.04	<i>Hantzschia, Navicula, Nitzschia, Cocconeis, Pleurosigma, Cymbella</i>
4	Ил, песок, нитчатые водоросли	22	460.09	0.97	<i>Navicula, Hantzschia, Rhoicosphenia, Cocconeis, Cymbella, Nitzschia</i>
5	Песок, галька, нитчатые водоросли	21	383.22	1.05	<i>Navicula, Thalassiosira, Rhoicosphenia, Paralia, Cymbella, Cocconeis</i>
6	Ил, песок, галька	9	45.6	0.84	<i>Symedra, Cocconeis, Navicula</i>
7	Песок, галька	4	6.29	0.60	<i>Amphora, Rhoicosphenia, Navicula</i>
ВСЕГО ВИДОВ		35			

ды, чем макробентос. Анализ мейобентоса позволяет определить экологическое состояние акватории. При понижении содержания кислорода в придонных слоях и повышении количества органики в водных массах происходит сдвиг плотности мейобентоса в сторону одной из основных групп животных - нематод, их доля резко возрастает по мере угнетения других групп мейобентоса, и может достигать 100% в условиях, близких к анаэробным (Воробьева, Кулакова, 1991).

В результате выполненных наблюдений в реке Бельбек найдены представители шести систематических групп мейобентоса: Nematoda, Oligochaeta, Acarina, Ostracoda, Amphipoda, Insecta, относящимся к трем типам и девяти отрядам. Олигохеты встречены только на ст. 5, насекомые представлены личинками сем. Chironomidae, жука плавунчика *Peltodites caesus* и взрослыми особями вислохвосток *Podura aquatica*. Два последних вида отмечены также только на ст. 5. Зарегистрирована низкая численность мейобентоса на всех станциях, кроме ст. 5. На ст. 1-4 по численности преобладают нематоды с максимумом на ст. 2; на остальных участках нематоды не найдены. Второй по обилию группой являются личинки хирономид, остальные животные обнаружены только на одной станции: клещи на ст. 2, олигохеты, остракоды, амфиоподы и личинки насекомых на ст. 5. На ст. 5 наблюдали резкое повышение фаунистического разнообразия и количественного развития организмов, что связано с наличием макрофитов. Здесь отмечена самая высокая численность ($784 \text{ экз.} \cdot \text{м}^{-2}$) и биомасса ($174.1 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2}$). На водорослях разнообразие мейобентоса обычно выше, т.к. увеличивается площадь поверхности, улучшаются трофические условия, кислородный режим. На ст. 6 отмечены только личинки хирономид, а на ст. 7 не обнаружено никаких зообентосных организмов (табл. 52).

В целом выявлено слабое развитие мейобентоса исследуемого района, что может быть связано с низкой температурой воды в момент отбора проб, с перемешиванием грунта в результате сильного течения, а также с олиготрофностью акватории. Наличие нематод на ст. 1-4 указывает на умеренное эвтрофирование данных участков. Отсутствие этой группы на ст. 5-7 может говорить об олиготрофности верхнего течения реки Бельбек. Полученные результаты согласуются с таковыми по исследованию макрозообентоса этой реки, приведенными в работе Г.А.Киселевой (Киселева, 1992), в которой автор подчер-

кивает обедненность Крымской гидрофауны, связанной с особенностями гидрологического режима Крымских рек и высокой степенью антропогенного воздействия.

Таблица 52. Численность (экз. м⁻²) основных групп мейобентоса реки Бельбек.

Группа мейобентоса	Станции						
	1	2	3	4	5	6	7
NEMATHELMINTES Nematoda	32	288	80	16	0	0	0
ANNELIDA							
Oligochaeta сем. Enchytraeidae	0	0	0	0	80	0	0
ARTHROPODA							
Acarina	0	16	0	0	0	0	0
OSTRACODA	0	0	0	0	48	0	0
AMPHIPODA	0	0	0	0	240	0	0
INSECTA							
<i>Coleoptera</i> , сем. Haliplidae							
<i>Peltodites caesus</i> Duft. (larvae)	0	0	0	0	16	0	0
<i>Collembola</i> <i>Podura aquatica</i> Nic.	0	0	0	0	160	0	0
Diptera сем. Chironomidae (larvae)	16	32	0	16	240	16	0
ОБЩАЯ	48	336	80	32	784	16	0

Зоопланктон реки Бельбек представлен в основном видами с коротким циклом развития, способными противостоять высоким скоростям течения. Его основу в октябре составляют три таксономические группы: коловратки (Rotatoria) (3 вида), ветвистоусые (Cladocera) (1 вид) и веслоногие (Copepoda) (3 вида) ракчи, представленные преимущественно аборигенными крымскими видами (табл. 53). Это характерно вообще для рек Крыма (Гемирова и др., 1984). На быстротекущих участках реки (ст. 3,4,5) встречены только коловратки и циклопы. На ст. 7, где была наибольшая скорость течения и самая низкая температура воды, живой планктон также как и мейобентос в пробе отсутствовал. На участках у искусственных гидротехнических сооружений (ст. 2,6), где скорость течения в 1,5-2 раза ниже, планктон разнообразнее: 5 и 7 видов соответственно, причем здесь отмечены дафнии. Все виды (за исключением дафний) характерны для чистых, хорошо аэрированных вод. Они представлены зрелыми особями и особями в зимующей стадии. Ювенильных форм не обнаружено, что связано с ярко выраженной сезонностью развития планктонных сообществ крымских водоемов, максимум которого отмечается в летний период. Дафнии, на-

против, тяготеют к спокойным, более богатым органикой водам, с чем и связано их присутствие на ст. 2, 6.

По видовому составу планктона река Бельбек может быть отнесена к олигосапробному водоему. Соотношение численности коловраток и ракообразных в среднем составило 3:1. В трофической структуре доминируют виды - потребители аллохтонного опада (42 - 45%) и хищников I порядка (31%), что типично для олигосапробных водоемов горного Крыма (Темирова и др., 1984).

Сестон реки отличается большим количеством неорганической взвеси (до 60% - ст. 1,2,4) и аллохтонных остатков (ст. 2,3,4,6). Доля живого планктона не превышала 27% от общей массы пробы и колебалась от отсутствия до 23 мг 10⁻³. Максимальные биомассы зарегистрированы на ст. 2 и 6 (табл. 53), где скорости течения были в 1.5 -2 раза ниже.

Таблица 53. Число видов и биомасса зоопланктона реки Бельбек.

Виды	Станции						
	1	2	3	4	5	6	7
ROTATORIA							
<i>Polyarthra trigla</i> Carlin, 1943	+	+	+	+	+	+	0
<i>Keratella</i> sp.	+	+	0	0	0	+	0
<i>Asplanchna herriski</i> de Guerne, 1888	0	0	0	+	0	+	0
COPEPODA							
<i>Mesocyclops oithonoides</i> Sars, 1863	+	+	+	+	0	+	0
<i>Cyclops strenuus</i> Fisher, 1891	0	0	0	0	0	+	0
<i>C. vicinus</i> Uljanine, 1875	+	+	0	0	0	+	0
CLADOCERA							
сем. <i>Daphniidae</i>							
<i>Daphnia cucullata</i> Sars, 1862	0	+	0	0	0	+	0
ИТОГО:	4	5	2	3	1	7	0
БИОМАССА мг 10 ⁻³	4	12	2	3	1	23	0

Отмечено некоторое увеличение биомассы планктона вниз по течению. Таким образом, планктон реки Бельбек беден как в видовом (7 видов), так и в количественном (до 23 мг 10⁻³) отношении. Среднее значение биомассы составляет 3,2 мг 10⁻³, что указывает на олигосапробность реки, несмотря на антропогенное влияние и высокое содержание аллохтонной составляющей. Это свидетельствует о достаточно высокой самоочиственной способности реки.

Ихтиофауна реки Бельбек также довольно бедна. С.Л.Делямуре (1966) для этой реки указывает 4 вида рыб. Нами встречено 7 видов рыб из 7 родов, относящихся к 3 семействам: сем. лососевые (Salmonidae) - ручьевая форель (*Salmo trutta* Linne *morpha fario* Linne); сем. карловые (Cyprinidae) - быстрыняк южная (*Alburnoides bipunctatus fasciatus* (Nordmann)); голавль (*Leuciscus cephalus* (Linne)); пескарь днестровский (*Gobio gobio sarmaticus* Slastenenko); усач крымский (*Barbus tauricus* Kessler); шемая крымская (*Chalcalburnus chalcoides mentoides* Kessler); сем. выюновые (Cobitidae) - голец (*Nemachilus barbatulus* (Linne)). По устному сообщению инспектора Севастопольской рыбоохраны В.И.Бондарева, этот список может быть дополнен, по меньшей мере, тремя видами-вселенцами, попадающими в реку из прудов через сбросные каналы. Это представители семейств карловых - карась (*Carassius carassius* (Linne)) и карп (*Cyprinus carpio* (Linne)) и окуневых Percidae - речной окунь (*Perca fluviatilis* Linne). Кроме того, вполне вероятен заход на нерест в Бельбек редкого и ценного вида - черноморской кумжи (*Salmo trutta labrax* Pallas). Это подтверждается наличием в верховьях реки и ее горных притоках форели, являющейся оседлой формой этого вида.

Наибольшее число пойманных экземпляров приходится на быстрыняк южную - 67.1%, далее следуют голец (11.4%) и усач крымский (9.4%) (табл. 54). Достовернее всего количественное соотношение видов средней части реки Бельбек представлено на ст.4, на которой отмечалось неадекватное поведение рыбы. Она выбрасывалась на берег, некоторые особи пассивно держались у поверхности воды и легко облавливались руками. Эти признаки свидетельствовали об отравлении рыбы. Таким образом, на этой станции отсутствовал фактор селективности орудий лова. Действительно, если на ст. 1,3,5 преобладают пелагические виды, которые легче облавливаются сетями (быстрыняк, голавль, шемая), то на ст. 4 - донные (пескарь, усач, голец). В верховьях встречен только один вид - ручьевая форель - типичный представитель ихтиофауны горных рек. Все аборигенные виды рыб Бельбека, особенно форель, предпочитают чистые, холодные, проточные воды с высоким содержанием кислорода. Усач и голец также могут обитать в водохранилищах (Делямуре, 1966). Основу питания большинства из них составляют мелкие рыбы, зоопланктон, насекомые. Пескарь и голец предпочитают организмы макро - и мейобентоса - донные личинки насекомых, ракушковые ракчи и т.д. Наиболее широкий спектр

питания у голавля, включающий, помимо пищи животного происхождения, микро-, макрофиты и высшие водные растения.

Таблица 54. Численность видов рыб в реке Бельбек.

Вид	Номер станции					Всего особей
	1	3	4	5	7	
Ручьевая форель	-	-	-	-	2	2
Быстриянка южная	20	30	22	28	-	100
Голавль	-	4	-	-	-	4
Пескарь днестровский	2	3	5	-	-	10
Усач крымский	2	-	10	2	-	14
Шемая крымская	2	-	-	-	-	2
Голец	-	-	16	1	-	17
ИТОГО ОСОБЕЙ	26	37	53	31	2	149

Примечание: на станциях № 2 и 6 обловы были безрезультатны.

По характеру размножения представленные виды преимущественно литофилы, откладывающие икру на твердый грунт обычно на перекатах, а голец и шемая могут прикреплять икру и к подводной растительности. Форель закапывает икру в грунт. Нерест большинства видов происходит с апреля по июнь, голавль начинает нереститься в марте и лишь форель - с октября по ноябрь (Делямуре, 1966). Нерестовый ход черноморской кумжи в крымские реки происходит в феврале и до нереста, который приходится на позднюю осень. Важной особенностью ихтиофауны Бельбека является наличие редких и исчезающих видов, занесенных в Красную книгу Украины, таких как черноморская кумжа, крымский усач и шемая (Красная книга Украины, 1980). Последние два вида, кроме того, являются крымскими эндемиками. Следует отметить, что форель, голавль, усач, шемая представляют хозяйственный интерес и могут рассматриваться как перспективные для искусственного разведения. Мелкие рыбы (быстриянка, пескарь, голец) в условиях низкой кормности крымских рек являются важными объектами питания хищных рыб. По данным севастопольской рыбной инспекции, в последние годы в результате антропогенного воздействия в реках наблюдается значительное снижение численности большинства видов рыб.

В результате проведенных исследований можно сделать общий вывод об относительно невысоком видовом богатстве и количественном развитии гидробионтов реки Бельбек. Состоя-

ние изученных групп позволяет говорить о том, что верхнюю часть реки Бельбек можно отнести к олиготрофным районам.

Анализ данных по биоразнообразию подчеркивает действительную уникальность флоры и фауны крымских рек. Однако, обеднение видового разнообразия гидробионтов связано не только с жесткими условиями среды обитания, но и с мощным негативным антропогенным влиянием. Оно выражается в не-контролируемом заборе воды, который нередко приводит к осушению отдельных участков рек, изъятии песка и гравия, сбросе поллютантов различного происхождения, гидротехнических работах (строительство плотин, водозаборов, спрямление русла), выполненных без соответствующей экологической экспертизы либо с нарушениями ее требований и т.д. В качестве примеров подобной хозяйственной деятельности в районе Севастополя можно указать на гидротехнические работы по спрямлению русла в нижней части Бельбека, ведущиеся с марта 1999 г. Это может привести к исчезновению целых групп гидробионтов (Гемирова и др., 1997). В феврале этого же года на две недели русло реки Кача в средней его части (село Предущельное) было полностью перекрыто, а ее водыпущены в Бахчисарайское водохранилище. В результате практически полная гибель водных растений и животных ниже плотины водозабора. Парадоксальность ситуации заключается в том, что возместить нанесенный ущерб невозможно, т.к. отсутствует стоимостная оценка экосистем крымских рек. Все это определяет актуальность природоохранных мероприятий, включающих мониторинговые исследования, разработку рекомендаций по рациональной хозяйственной деятельности и компенсационных санкций за возможный ущерб, нанесенный экосистеме реки.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Акватория Севастопольской бухты не может похвастаться пристальным вниманием со стороны ученых. Систематические комплексные исследования как абиотических, так и биотических параметров в ее разных районах не проводились. Здесь мы попытались объединить существующие довольно разрозненные данные об изменении этих параметров за последние годы в различных по степени антропогенного загрязнения районах Севастопольской бухты.

Сопоставление данных по гидрохимическим и гидробиологическим параметрам, полученных за последние два - три года, с результатами предыдущих исследований с очевидностью показывают ухудшение состояния экологической системы в бухте. Увеличивающееся загрязнение акватории органикой, нефтью и её производными, различными тяжёлыми металлами, полихлорбифенилами и прочими веществами - загрязнителями, поступающими с речными, промышленными и сельскохозяйственными стоками в количествах, значительно превышающих допустимые нормы, губительно действуют на гидробионтов. Усиливающееся эвтрофирование приводит к ухудшению кислородного режима, значительному заилению грунта и как результат - деградации донных растительных и животных сообществ. Во всех звеньях трофической цепи - от микроорганизмов и планктона до моллюсков, ракообразных, населяющих морское дно и ихтиофауны учёные отмечают снижение общего видового разнообразия и увеличение смертности с повышением степени загрязнения района. За последние годы промысловые рыбы - пеламида и камбала-калкан - перестали заходить в Севастопольскую бухту на нерест. Если в 50-е годы в планктоне бухты можно было встретить икру 16 видов рыб, то в 1998 г. - только 6 видов при снизившейся на 1-2 порядка величин их общей численности. Основная причина этих изменений в нарушении равновесия в экосистеме в целом. И, несмотря на некоторый спад промышленного и сельскохозяйственного производства в последние годы, устойчивой тенденции к улучшению состояния экосистемы Севастопольской бухты не отмечено. "Экологические взрывы", вызываемые вселенцами, дестабилизируя сообщества, усугубляют ситуацию. Число же видов вселенцев увеличивается, растёт их численность.

Становится всё более очевидным, что необходимо наладить регулярные комплексные экосистемные исследования в нескольких районах Севастопольской акватории. Только такие наблюдения позволяют выявить многолетние колебания количественных показателей отдельных элементов экосистемы и конкретно показать степень влияния на организмы того и иного вещества-загрязнителя, поступающего и накапливающегося в бухтах.

При проведении гидробиологических исследований чрезвычайно важными могут стать оценки функциональных показателей (величины продукции, рост, дыхание и т.п.), на основе которых более корректно выявляются адаптации к новым условиям существования. С помощью таких данных можно получить ответ на вопрос, в какой степени изменяющиеся условия среды затронули физиологические процессы организмов, населяющих исследуемый район, почему уменьшается число обычных видов в сообществах и появляются новые виды-вселенцы.

Функциональные исследования экосистем важны также для разработки экотехнологий, призванных смягчить отрицательные антропогенные влияния и содействовать экологическому восстановлению. Пример таких технологий - искусственные рифы, которые не обойдены вниманием в нашей книге.

Приведенные многочисленные данные, показывают, что загрязнение акватории и берегов Севастополя нарастает. Деградируют сообщества организмов, уменьшается общее биоразнообразие. Все признаки развивающегося экологического кризиса налицо. Когда произойдёт экологический взрыв? Точно этого мы сейчас спрогнозировать не можем. Да и так ли важна дата? Не важней ли задуматься о том, что и как надо всем нам вместе делать, чтобы не допустить экологической катастрофы?

Из показанной выше взаимосвязи функционирования экосистем с социально-экологическим развитием, понятно, что это будет и социальной катастрофой. Чтобы противостоять надвигающейся катастрофе, надо объединить усилия всех секторов общества для выработки комплексных планов действий на различных уровнях, включая город, Крым. Это требует действий в различных направлениях, но всех аспектов этого мы здесь касаться не будем. Коснёмся лишь одного момента: обеспеченности научной информацией. Фрагментарность нашей книги, как

и других подобных, говорит о том, что сейчас мы не владеем ещё достаточно полной информацией и пониманием взаимосвязи процессов и явлений. Нужны комплексные научные исследования для понимания природных явлений и механизмов, нужен комплексный экологический мониторинг для реальной оценки ситуации и тенденций изменения экосистем. Нужна совместная работа экологов, экономистов, социологов для лучшего понимания и оценки экосистемных услуг как основного ресурса социально-экологического развития. Можем ли мы сейчас оценивать реальные ущербы? К сожалению, должны констатировать, что "нет", иначе многое социально-экологические ущербы можно было бы предотвратить. И, вероятно, основная вина здесь лежит на представителях государственных администраций, которые очень ограниченно привлекают учёных экологов к планированию и принятию решений. Учёные, конечно, тоже должны больше усилий тратить на повышение экологической грамотности различных лиц, принимающих решения.

Понять опасность - значит сделать первый шаг к её преодолению. И надеемся, что наш читатель её понял. А все вместе мы предотвратим экологическую катастрофу.

ЛИТЕРАТУРА

Агафонов Н.В. 1979 Формирование кроны плодовых деревьев. Плодоводство. М., Колос: 217-230.

Алексеева К.Д. 1959. Интенсивность обмена при групповом и одиночном содержании некоторых морских рыб. Труды Севастоп. биол. ст. 12: 379-395.

Алексеева К.Д. 1963. Значение зрения при групповом эффекте у некоторых черноморских рыб. Вопросы ихтиологии. 3, 4 (29): 726-729.

Алемов С.В. 1987. О создании искусственных поселений мидий в целях гидробиологической очистки морских нефтесодержащих вод. Искусственные рифы для рыбного хозяйства. Тез. докл. Всесоюзной конференции (Москва, 2-4 декабря 1987 г). М.: 69-71.

Александров Б.Г., Аблов О.А. 1986. Способ окрашивания морского зоопланктона. (57)4 G 01 N21/64.21/91. Заявл. 15.09.86. Опубл. 07.06.88. Бюлл. N21, 6 с.

Айзатуллин Т.А., Лукьянова Т.С., Суетова И.А., Хайлор К.М. 1980. Распределение жизни в океане. В: Физическая география Мирового Океана. Л.: Наука: 247-282.

Беляева, Н.В., Загородняя Ю.А. 1988. Зоопланктон Севастопольской бухты в 1981-1983 годах. Экология моря, 29, К.: 77-84.

Березовский Г.А. 1972. Косая пальметта. Симферополь: Таврия, 78 с.

Бодяну Н. 1979. Микрофитобентос. Основы биологической продуктивности Черного моря. К. Наук. думка: 109-122.

Бондаренко Л.Г. 1973. Питание и дыхание молоди кефали и атерины. Дипломная работа, Одесский Гос. Ун-т, 56 с.

Бухтиярова Л.Н. 1992. Диатомовые водоросли горного Крыма. Автoref. дисс...канд. биол. наук. К.:18 с.

Вассер С.П., Бухтиярова Л.Н. 1989. Диатомові водорості річки Альми (Гірський Крим). Укр. ботан. журн. 46, 1: 32-36.

Веселов У.А. 1977. Определитель пресноводных рыб фауны СССР. М: Просвещение: 256 с.

Винберг Г.Г. 1956. Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб. Минск. Изд. Белорусск. Гос. Ун-та, 251 с.

Винберг Г.Г. 1977. Введение. Определитель пресноводных беспозвоночных, Европейской части СССР. Л.: Наука: 3-7.

Витковский В.Л. 1984. Морфогенез плодовых растений. -Л.: Колос, 206 с.

Воробьева Л.В., Кулакова И.И. 1991. Количественная характеристика метобентоса северо западной части Черного моря. Одесса, вып. 4. 59 с.

Вылканов А., Данов Х. и др. 1983. Черное море. Ленинград, Гидрометеоиздат. 407 с.

Гальцова В.В. 1976. Свободноживущие морские нематоды как компонент мейобентоса губы Чупа Белого моря. Нематоды и их роль в мейобентосе. Л. Наука: 165-270.

Гаркавая Г.П., Зайцев Ю. П., Богатова Ю. И. 1987. Искусственные рифы как фактор воздействия на гидротехнические параметры в прибрежной зоне северо-западной части Черного моря. Тез. докл. на Всес. конф., Москва 2-4 декабря: 86-87.

Георгиева Л.В. 1989. Фитопланктон Черного моря в позднелетний период 1987г. АН УССР. Редкол. Гидробиол. журн. - К., 12 с. Деп. в ВИНИТИ 01.08.89 №5095-В89.

Георгиева Л.В. 1993. Видовой состав и динамика фитоценоза. Планктон Черного моря. -К. Наук. думка: 31-49.

Георгиева Л.В. 1993. Фитопланктон. Видовой состав и динамика фитоценоза. Планктон Черного моря - К. Наук. думка: 31-55.

Гирузов Э.В., Бобылев С.Н., Новосёлов А.А., Чепурных Н.В. 1998. Экология и экономика природопользования. М. ЮНИТИ. 455 с.

Глухов В.В., Апсочкина Т.В., Некрасова Т.П. 1997. Экономические основы экологии. С-Петербург. Спец. литература: 304 с.

Горбенко Ю.А. 1977. Экология морских перифитонных организмов. К. Наук. думка: 252 с.

Гордина А.Д., Ткач А.В., Севрикова С.Д. 1999. Реакция ихтиопланктона портовых зон Черного моря на антропогенное воздействие. Гидробиол. журн.

Горонкова О.И., Носова Л.П., Спектрова Л.В., Альбицкая О.Н. 1985. Интенсивное культивирование морской хлореллы. В: Биологические основы аквакультуры в морях европейской части СССР. М. Наука: 207 -218.

Грезе И.И. 1977. Амфиоподы Черного моря и их биология. К. Наук. думка, 156 с.

Грезе В.Н., Балдина Э.П. 1964. Динамика популяций и годовая продукция *Acartia clausi* Giesbr. и *Centropages kroyeri* Giesbr. в неритической зоне Черного моря. Труды Севастоп. биол. ст. 17: 249-261.

Грезе В.Н., Балдина Э.П., Билева О.К. 1971. Динамика численности и продукция основных компонентов зоопланктона в неритической зоне Черного моря. Биология моря, К. Вып. 24: 12-49.

Грудницкий В.А. 1980. Типы переходных процессов энергетического обмена при внешних воздействиях на организм. Термодинамика и кинетика биологических процессов. М., Наука: 266-282.

Грузов Л.Н., Люмкис П.В., Нападовский Г.В 1994. Исследования пространственно - временной структуры планкtonных полей северной половины Чёрного моря в 1992 - 93 гг. В: Исследование экосистемы Чёрного моря, Вып. 1. Одесса "Ирэн-полиграф": 94-127.

Губанов В.И., Клименко Н.П., Монина Т.Л. 1996. Современное состояние загрязнения вод Черного моря. Гидрометеорология и гидроимия морей. IV. Черное море. Вып. 3. Севастополь, "ЭКОСИ-Гидрофизика", 230 с.

Губанова А.Д., 1997. К вопросу о появлении *Acartia tonsa* Dana в Чёрном море. 2-й з'їзд гидроэколог. товариства України 1, К.:24 - 25.

Гусляков Н.Е. 1980. Методы изучения морского микрофитобентоса. Оценка степени загрязнения вод по состоянию микрофитобентоса Руководство по методам биологического анализа воды и донных отложений. Л. Гидрометеоиздат: 166-171.

Гусляков Н.Е., Закордонец О.А., Герасимюк В.П. 1992. Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Черного моря и прилегающих водоемов. К.: Наук. думка: 115 с.

Делямуре С.Л. 1966. Рыбы пресных водоемов Симферополь Крым, 1966. 68 с.

Дехник Т.В. 1973. Ихтиопланктон Чёрного моря. К. Наук. думка, 234 с.

Диатомовые водоросли СССР. 1974. Л.. Наука. 1. 403 с.

Диатомовый анализ. 1950. Ред. Криштофович А.Н. М. Госгеолитиздат. З. 398 с.

Добржанская М.А. 1958. Основные черты распределения и динамики фосфатов в Черном море. Тр. Севастоп. Ст. 10: 195-277.

Долгопольская М. А. 1948. Материалы по фенологии личиночных стадий Decapoda Севастопольской бухты. Тр. Севастоп. биол. ст. 6: 236-255.

Драчев С.А. 1964. Борьба с загрязнениями рек, озер и водных акваторий. М.,Л. Наука, 964, 224 с.

Дука Л.А., Гордина А.Д. 1971. Видовой состав и питание рыб Чёрного моря в зарослях цистозиры. Биология моря. Вып.23: 133-159.

Ежегодник качества морских вод по гидрохимическим показателям. Черное море. 1974 - 1983 гг. Севастополь, СОГОИН.

Заика В.Е. 1983. Сравнительная продуктивность гидробионтов. - К. Наук. думка, 206 с.

Заика В.Е. Аверина Т.Ю. 1968. Численность инфузорий в планктоне Севастопольской бухты Черного моря. Океанология. 1968, 8, 6: 1071 - 1073.

Заика В.Е., Валовая Н.А., Повчун А.С., Ревков Н.К. 1990. Митилиды Черного моря. К.: Наук. Думка: 208 с.

Заика В.Е., Киселёва М.И., Михайлова Т.В. и др. 1992. Многолетние изменения зообентоса Чёрного моря. К. Наук. думка. 247 с.

Зайцев Ю.П. 1961. Приповерхностный пелагический биоценоз Черного моря. Зоол. журн. 40, вып. 6: 818-825.

Зайцев Ю.П. 1986. Маргинальные экотоны в мониторинге океана. В: Комплексный глобальный мониторинг состояния биосфера. Тр.III Межд. симпоз. (Ташкент, 14-19 окт. 1985г.) Л., - 1 - 33-44.

Зайцев Ю.П. 1987. Искусственные рифы - инструмент управления экологическими процессами в прибрежной зоне моря. Тез. докл. на Всес. конф. (Москва, 2-4 декабря 1987 г.). М.: 3-5.

Зайцев Ю.П. 1992. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря и побережья Украины (Обзор). Гидробиол. журн. 28, № 4: 3-18.

Зайцев Ю.П. 1998. Самое Синее в мире. Нью-Йорк. Изд. ООН: 141 с.

Зайцев Ю.П., Воробьева Л.В., Александров Б.Г. 1988. Новый вид *Stenophora* в Черном море. Деп. В ВИНИТИ 21.07.88, № 5846-В88.

Замриборщ Ф.С., Нгуен Нгок Уен. 1971. Метаболизм кефали и внешняя среда. Биол. науки, 5: 17.

Захваткина К. А. 1959. Личинки двустворчатых моллюсков Севастопольского района Черного моря. Тр. Севаст. биол. ст. 11: 108-151.

Зелезинская Л.М. 1966. О количественных показателях смертности компонентов черноморского планктона на мелководье. Зоолог. журн. 45, 8: 1251-1253.

Зернов С.А. 1913. К вопросу об изучению жизни Черного моря. Зап. Императ. Акад. наук. 32, № 1. 283 с.

Зернов С.А. 1908. Основные черты распространения животных в Чёрном море у Севастополя. Изв. Акад. Наук. VI. № 10: 881 - 904. Сборник статей по Чёрному морю № 1.

Изменение физико-химических свойств морских вод под влиянием загрязнения 1987. Ред. Е.Ф.Шульгина. Л. Гидрометеоиздат, 200 с.

Измельцева М.А. 1982. Динамика разложения буровой водоросли *Cystoseira barbata* Thalli в лабораторных условиях. Экология моря, К. В. 10: 26-32.

Измельцева М.А., Шумакова Г.В., Чепурнова Э.А. 1987. Влияние биогенных элементов на скорость разложения детрита макрофитов. Экология моря. К. В. 25: 37-45.

Исаев А. И., Карпова Е. И. 1980. Рыбное хозяйство водохранилищ. Справочник. М. Пищ. пром. 304 с.

Калугина-Гутник А.А. 1975. Фитобентос Черного моря. К. Наук. думка, 248 с.

Карманова И.В., Судницына Т.Н., Ильина Н.А. 1987. Пространственная структура сложных сосняков. -М. Наука, 199 с.

Кирикова М.В. 1989. Поглощение неорганического фосфора микропланктоном и распределение биогенных элементов в Черном море и Северной Атлантике. Дисс. на соиск. уч. ст. канд. биол. наук. Севастополь. 156 с.

Киселева Г.А. 1991. Экологические - биоценотические характеристики водных экосистем предгорного Крыма. Тез. докл. VI съезд ВГБО. Мурманск, Ч.1. 136- 137.

Киселева Г.А. 1992. Бентофауна малых рек горной и предгорной зоны Крыма. В: Рациональное использование и охрана экосистем Крыма. Ред. В.В.Трещев. К. Изд. УМК ВО: 76-82.

Киселева М. И. 1957. Пелагические личинки многощетинковых червей Черного моря. Тр. Севаст.биол. ст. 9: 59-111.

Киселева М. И. 1959. Распределение личинок многощетинковых червей в планктоне Черного моря. Тр. Севаст.биол. ст. 11: 160-167.

Киселева М.И., Ревков Н.К., Копытов Ю.П. 1997. Современное состояние и многолетние изменения зообентоса Стрелецкой бухты (район Севастополя). Гидробиол. журн. 33, N 1: 3-13.

Ковалев А.В. 1980. Сезонные изменения зоопланктона в Севастопольской бухте. Гидробиол.журн. 16, 6: 9-14.

Ковалев А.В., Губанова А.Д. 1995. Многолетняя динамика планктона Севастопольской бухты.В: Исследования шельфовой зоны Азово-Черноморского бассейна. МГИ НАНУ: 96-99.

Ковалева Т.М. 1969. Сезонные изменения фитопланктона в неритической зоне Черного моря в районе Севастополя. Биология моря. Вып.17: 18-31.

Коваль Л.Г. 1984. Зоо- и некрозоопланктон Черного моря. К., Наук. думка, 127 с.

Ковригина Н.П., Немировский М.С. 1999. Гидрохимическая характеристика вод озера Донузлав по данным 1990-1997 гг. Экология моря. Вып. 48: 10-14.

Колесникова Е.А. 1984. Распределение мейобентоса по талломам цистозиры. Рациональное использование ресурсов моря- важный вклад в реализацию продовольственной программы.- Севастополь, Деп.в ВИНИТИ N 2556: 41 - 63.

Концепція охорони та відтворення навколишнього природного середовища Азовського и Чорного морів. 1998. К. 14 с.

Копылов А.И. 1985. Количественное распределение и функциональная характеристика зоофлагеллят в западной части Черного моря. В: Структура и функционирование прибрежной экосистемы западной части Черного моря. М. Наука: 118-131.

Копылов А.И. Туманцева И.И. 1991. Нано- и микропланктонные простейшие аэробной зоны Черного моря (естественные и антропогенные факторы). М. Наука: 139-56.

Корчагин И., Джозвак Т.1997. Сохранение полуострова Хэл. В: Общественное участие в использовании и управлении окружающей средой. Прага, Андо: 99-102.

Кошелев Б.В. 1984. Экология размножения рыб. М. Наука. 309 с.

Кравец В.Н., Монина Т.Л. 1997. Состояние загрязнения вод Севастопольской бухты и Южного берега Крыма в 1992-96 гг. Диагноз состояния экосистемы Черного моря и зоны сопряжения суши и моря. Сб. тр. научн. конф., 29 сентября-3 октября 1997 г., пос. Кацивели (Крым). Севастополь: 55-56.

Красная книга УССР. 1980. К. Наук. думка. 187 с.

Крупаткина Д.К., Кирикова Л.В., Сергеева Л.М. 1983. Гидрохимический режим Севастопольской бухты и его влияние на планкт. фитоценоз. В: Состояние, перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части Крыма. Тез. научно-практической конф., посвящ. 200-ю ... Севастополь: 10 - 11.

Куделин Н. 1908. Гидроиды Одесского залива. Предварительное сообщение Б. м. 5 с.

Куделин Н. 1908. Гидроиды Чёрного моря. Предварительное сообщение Отчёт из Записки Новороссийского общества естествоиспытателей. Одесса: 1 - 7.

Куфтаркова Е.А. 1991. Условия формирования полей сточных вод и качества воды шельфовой зоны. В: Моделирование процессов самоочищения вод шельфовой зоны. Л., Гидрометеоиздат: 17-45.

Лебедева М.Н., Шумакова Г.В. 1969. К вопросу о достоверности данных, полученных методом прямого учета бактерий на фильтрах. Микробиология, 38, 2: 351-357.

Липская Н.Я., Лучинская Т.Н. 1990. Биология гребневика мнемиописца. Рыбное хоз., 9: 36 - 38.

Лоренс Дж. 1995. Использование стратегии жизненного цикла вида в оценке морских беспозвоночных для биотестирования. Биология моря. Владивосток. 21, 6: 386-389.

Мазманиди Н.Д. 1988. Эколого-токсикологические основы ихтиомониторинга загрязнений морской среды. Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Севастополь, 40 с.

Макаров В.Н. 1983. Способ выращивания водорослей на искусственном субстрате. Авторск. свид. N990151 (СССР), МКИ А 01 G 33/00; ПИНРО N 3233367/30-15; заявлено 12.01.81, опубл. в Б.И. 23.01.83.

Макаров Ю. Н. 1976. Некоторые аспекты экологии личинок десятиногих раков Черного и Азовского морей. Зоол. ж.55: 363-370.

Макаров Ю.Н. 1994. Десятиноги раки. Червона книга України. Київ. Українська енциклопедія ім. М.П.Бажана: 48-55.

Маккавеева Е.Б. 1959. Морские черви, ракообразные и морские клещи биоценоза цистозиры. Тр.Севастоп.биол.ст. 14: 147-162.

Маккавеева Е.Б. 1979. Беспозвоночные зарослей макрофитов Черного моря. К. Наук. думка 248с.

Маккавеева Е. Б. 1993. Многолетние изменения эпифитона в Севастопольских бухтах. В: Многолетние изменения зообентоса Черного моря. К: Наук. думка: 184-213.

Маньковский В.И. 1980. К вопросу об оптической классификации вод. Оптические методы изучения океанов и внутренних водоемов. 7-й Пленум рабочей группы по оптике океана АН СССР. Таллин: 142-146.

Маньковский В.И. 1999. Связь глубины видимости белого диска с биооптическими характеристиками вод Черного моря. Морск. гидрофиз. журн, №5: 78-80.

Маньковский В.И., Кайгородов.М.Н. 1980. Лабораторный автоколлимационный прозрачномер с переменной базой. В: Автоматизация научных исследований морей и океанов. МГИ АНУ, Севастополь: 91-92.

Маслова О.Н. 1979. Энергетический обмен и пищевые потребности личинок молоди кефали-лобана при выращивании в искусственных условиях. Вопросы морской аквакультуры, М., Пищ. пром. 138: 39-46.

Материалы по водным изысканиям в Крыму. 1916. Ред. Г.В.Федоров сост. Д.И. Кочерин. - Симферополь Типогр. А.Л.Звенигородского., 112 с.

Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. 1988. М. ВНИРО, 199 с.

Миловидова Н. Ю., Алемов С. В. 1987. Макрообентос некоторых бухт с различным уровнем нефтяного загрязнения. АН УССР. ИНБЮМ.Севастополь, 21с.- Деп.в ВИНИТИ 23.06.87.№ 4529.

Миловидова Н. Ю., Кирюхина Л. Н. 1985. Черноморский макрообентос в санитарно-экологическом аспекте. К. Наук. думка: 104 с.

Минкина Н.И., Павлова Е.В. 1986. Использование полярографической установки для измерения дыхания у планктонных организмов. Деп. В ВИНИТИ 4.06.86. № 4059-386, 32 с.

Минкина Н.И., Павлова Е.В. 1995. Суточные изменения интенсивности дыхания гребневика *Mnemiopsis leidyi* в Черном море. Океанология. 35, 2: 241-245.

Миронов О.Г. 1969. Некоторые биологические аспекты самоочищения морей. Биол. науки, N 5: 7-16.

Миронов О. Г. 1973. Нефтяное загрязнение и жизнь моря. К. Наук. думка, 86 с.

Миронов О.Г. 1985. Взаимодействие морских организмов с нефтяным загрязнением - Л. 127 с.

Миронов О.Г. 1992. Состав органических компонентов ливневых стоков в районе г. Севастополя. Оценка расположенных на суше источников загрязнения морей, омывающих государства СНГ. Севастополь: 62-66.

Мицкевич И.Н., Сажин А.Ф. 1989. Сравнительные определения численности бактериопланктона методом Разумова и с помощью эпифлуоресцентной микроскопии. В Структура и продукционные характеристики планктонных сообществ Черного моря. М. Наука: 117-122.

Моделирование процессов самоочищения вод шельфовой зоны моря. 1991. Ред. Зац В.И., Гольдберг Г.А. Л.: Гидрометиздат: 114-134.

Морозова-Водяницкая Н.В. 1948. Фитопланктон Черного моря. Тр. Севастоп. биол. ст. 6, ч.1: 39-172.

Мурзов С.А. 1994. Структура и сезонная динамика гетеротрофного нанопланктона Черного моря. Автореф. дисс. канд. биол. наук., Севастополь, 24 с.

Мурина В.В. 1990. Личинки брюхоногих моллюсков в меропланктоне мидиевого хозяйства Ласпи (Южный берег Крыма). Экология моря, вып.36: 27-33.

Мурина В.В., Артемьева Я.Н. 1991. Пелагические личинки многощетинковых червей, брюхоногих моллюсков и десятиногих раков акватории Карадагского заповедника. Экология моря. Вып. 37: 36-44.

Наумов Д.В. 1960. Гидроиды и гидромедузы морских, солоноватоводных и пресноводных бассейнов СССР. М.-Л. Изд. АН СССР. 626 с.

Неврова Е.Л. 1996. Бентосные диатомовые водоросли рыхлых грунтов у побережья Кавказа. Альгология. 6, 3: 258-264.

Неврова Е.Л. 1998. Донные диатомовые водоросли на мелководье у Севастополя (Черное море). Альгология. 8, 3: 278-285.

Неврова Е.Л. Гусляков Н.Е. 1988. Сезонная динамика бентосных диатомовых водорослей на твердых субстратах Севастопольской бухты. Экология моря. Вып. 32: 25-28.

Неуымин Г.Г., Маньковский В.И. 1977. Измерения оптических характеристик морской воды и светового поля в море. Руководство по гидрологическим работам в океанах и морях. Л. Гидрометиздат: 297-332.

Нильсон Т. 1977. Теория пропускания радиации неоднородным растительным покровом. Пропускание солнечной радиации растительным покровом. Тарту: Ин-т астрофиз. и физики атмосферы АН ЭстССР: 5-70.

Нильсон Т.,Росс В.,Росс Ю. 1977. Некоторые вопросы архитектоники растений и растительного покрова. Пропускание солнечной радиации растительным покровом. Тарту. Ин-т астрофиз. и физики атмосферы АН ЭстССР: 71-144.

Ничипорович А.А. 1982. Физиология фотосинтеза и продуктивность растений. Физиология фотосинтеза. М. Наука: 7.

Овен Л.С. 1993. Нарушение оогенеза у некоторых видов рыб в разгар нерестового сезона. В: Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия. К. Наук. думка: 94 - 99.

Овен Л.С., Гордина А.Д., Миронов О.Г. и др. 1993. Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия. К. Наук. думка. 143 с.

Озернюк Н.Д. 1985. Энергетический обмен в раннем онтогенезе рыб. М., Наука, 175 с.

Олиферов А.Н., Гольдин Б.М. 1966. Реки и озера. Симферополь Крым., 52 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. Планктон и бентос. 1977. Л.: Гидрометеоиздат. 511 с.

Отчет "Создание морских мидийных пилотных ферм. Эколого-биологический контроль процессов выращивания моллюсков. Разработка системы комплексного мониторинга состояния шельфовых экосистем в районах размещения фермерских хозяйств". 1995. Севастополь, ИнБЮМ НАНУ, 82 с.

Охорона навколошнього природного середовища в Україні. 1994-1995. 1997. Міністерство охорони навколошнього природного середовища та ядерної безпеки України. Київ, 95 с.

Павлова Е.В. 1987. Движение и энергетический обмен морских планктонных организмов. К. Наук. думка: 212 с.

Павловская Т.В. 1973. Микроzoопланктон прибрежной зоны Черного моря. Материалы всесоюзного симпозиума по изученности Черного и Средиземного морей, использованию и охране ресурсов (Севастополь, октябрь 1973 г.) - К. Наук. думка. Ч.3: 135-137.

Павловская Т.В. 1976. Распределение микроzoопланктона в прибрежных водах Черного моря. Биология моря. Киев, №36: 75-83.

Парчевский В.П., Рабинович М.А. 1988. Продукция и урожай *Enteromorpha intestinalis* и перспективы использования ее в морской биотехнологии. III Всесоюзная конференция по морской биологии. Часть 2. Тезисы докладов. Севастополь, октябрь, К. Наук. думка: 213-214.

Парчевский В.П., Рабинович М.А. 1991. Скорость роста и урожай зеленой водоросли *Enteromorpha intestinalis* на искусственных субстратах в районе хозяйственных стоков Биология моря. N 2: 30-36.

Патин С.А. 1979. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. М. Пищ. Пром-сть: 304 с.

Пенчева Е., Стоянова А. 1982. За динамиката на металния микросъстав на откритите черноморски води. Инженерна геология и хидрогеология. 12: 41-55.

Переладов М.В. 1988. Некоторые наблюдения за изменением биоценозов в заливе Судак в Чёрном море. В: Тр. III Всес. конф. по мор. биол. К.: 237 - 238.

Переяславцева С.М. 1890. Дополнение к фауне Чёрного моря и демонстрация карты распространения животных Севастопольской бухты. Тр. Харьк. общ. испыт. природы. Протоколы. 25: 235 - 275.

Петипа Т.С. 1957. О среднем весе основных форм зоопланктона Чёрного моря. Тр. Севастоп. биол. ст 9: 39-57.

Петипа Т.С. 1959. Питание *Acartia clausi* Giesbr. и *Acartia latisetosa* Kritcz. в Чёрном море. Труды Севастоп. биол. ст. 12: 130-152.

Петипа Т.С. 1976. О жизненных формах пелагических копепод и вопрос о структуре трофических уровней. В: Структура и динамика водных сообществ и популяций. К. Наук. думка: 108-119.

Петипа Т.С., Павлова Е.В. 1995 Смертность зоопланктона в Севастопольской бухте. Доклады НАН Украины, 6: 146-148.

Петров А.Н., Алемов С.В. 1993. Распределение, количественные характеристики и показатели состояния зообентоса в бухтах, различающихся по степени загрязнения. В: Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия. К. Наук. думка: 25 - 45.

Поликарпов Г.Г. 1972. Радиационная и химическая экология гидробионтов. К. Наук. думка: 114 с.

Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Кулебакина Л.Г. и др. 1983. Роль биологического фактора в самоочищении Севастопольской бухты от тяжелых металлов. Состояние, перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части Крыма. Тезисы научно-практической конференции. Севастополь: 22-24.

Поликарпов Г.Г., Жерко Н.В. 1996. Эколог. аспекты изучения загрязнения Чёрного моря хлор-органич. ксенобиотиками. Экология моря. К., Вып. 45: 92-100.

Попов А.Е. 1981. О связи интенсивности энергетического обмена с концентрацией массы организмов Материалы Всес. научн.-техн. конф. (Севастополь, 1979). К. Наук. думка: 98-104.

Попова Е.В., Шадрин Н.В. 1992. О фенотипической неоднородности самок "большой" форм *Acartia clausi* (Sopropoda, Calanoida) в Севастопольской бухте (Чёрное море). Зоол. журн. 71, 10: 139-141.

Празукин А.В., Хайлов К.М. 1998. Пространственная организация полога диатомового обрастания на экспериментальных конструкциях в сравнении с другими фитосистемами. Гидробиол. журн. 34, N 5: 38-48.

Проект «Моря СССР». Гидрология и гидрохимия морей СССР. 1982. IV. Черное море. В. 2 Гидрохимические условия и океанологические основы формирования биологической продуктивности. Л. Гидрометеоиздат, 220 с.

Проект «Моря СССР». Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. 1996. IV. Черное море. В. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря. Севастополь, Экоси - гидро-физика, 230 с.

Прошкина-Лавренко А.И. 1963. Диатомовые водоросли бентоса Черного моря. М.-Л. Изд. АН СССР. 243 с.

Пых Ю.А., Малкина-Пых И.Г. 1996 Об оценке состояния окружающей среды. Подходы к проблеме. Экология, 5: 323-329.

Разумов А.С. 1932. Прямой метод учета бактерий в воде. Микробиология, 1, 2: 131 - 146.

Рамад Ф. 1981. Основы прикладной экологии: воздействие человека на биосферу. Л. Гидрометеоиздат. 543 с.

Ривьер И.К. 1975. Зоопланктон и нейстон. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука: 138-158.

Росс Ю.К. 1975. Радиационный режим и архитектоника растительного покрова.-Л.: Гидрометеоиздат, 342 с.

Росс Ю., Нильсон Т. 1966. Вертикальное распределение биомассы в посевах. Фотосинтезирующие системы высокой продуктивности. М. Наука: 96 - 108.

Роухийнен М.И. 1975. О сезонной динамике фитопланктона Черного моря. Биология моря. Вып. 34: 3-15.

Руководство по гидрологическим работам в океанах и морях. 1977. Л. Гидрометеоиздат, 725 с.

Руднева И.И., Чесалина Т.Л., Шайда В.Г., Шевченко Н.Ф. 1998. Морфология и энергетический обмен личинок атерины (*Atherina hepsetus* L.) , обитающих в районах с различным уровнем загрязнения. Экология моря. -Вып.47: 33-36.

Рыжков Л.П. 1968. Интенсивность газообмена у икры, личинок и мальков севанской форели при групповом и одиночном содержании. Вопросы ихтиологии. 8. 1(48): 116-125.

Рябушко Л. И. 1994. Диатомовые водоросли микрофитобентоса твердых грунтов прибрежных районов Севастопольской бухты (Черное море). Альгология. 4, N 2: 15-21.

Сажина Л.И. 1971. Годичный цикл развития массовых *Soperoda* в Черном море. Гидробиол. журн. 76 5:38-46.

Сарвиро В.С. 1987. Удельная скорость роста *Daphnia longispina* O.F.Muller в зависимости от температуры среды и плотности популяции. Гидробиол. журн. 23, 3: 15-24.

Сеничева М.И. 1971. Состав и количественное развитие фитопланктона неритической зоны в районе Севастополя в осенний период 1968-1969 гг. Биология моря. Вып.24: 3-12.

Сеничева И.М. 1979. Сезонная динамика и продукция фитопланктона Севастопольской бухты. Экология моря. К. Вып. 1: 3 - 11.

Сеничева Н.И. 1983. Многолетняя динамика *Exuviaella cordata* Ostf. в Севастопольской бухте. Состояние, перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части Крыма. Тез. научн.-практ. конф., Севастополь: 26-28.

Сеничкина Л.Г. 1994. Изменение структуры черноморского фитопланктона при антропогенном воздействии. В: Морские биол. исследования. Севастополь: 54 - 64.

Сен-Марк Ф. 1977. Социализация природы. М. Прогресс. 434 с.

Современное состояние загрязнения вод Черного моря. 1996. Севастополь, "ЭКОСИ – Гидрофизика", 230 с.

Сополева Н.Н. 1998. Экологическое состояние Севастопольского региона. Международная конференция "Открытое общество" 28-30 октября, 1998, Севастополь. Севастополь. 56-63.

Сорокин Ю.И. 1973. Бактериальная продукция в водоемах. Биологическая продукция водоемов. - М.: ВИНИТИ: 47-101.

Старушенко Л.И., Страутман И.Ф. 1987. Искусственные рифы для бычков и рекреационное рыболовство. Искусственные рифы для рыбного хозяйства. Тез. докл. Всесоюзной конференции (Москва, 2-4 декабря 1987 г). М: 29-31.

Тамметс Т.Х., Тооминг Х.Г. 1985. Функциональность архитектуры фитоценозов. Физиол. раст. 32, вып.4: 629-635.

Темирова С.И., Кастрюлина Л.Л., Жук Т.В. 1980. К изучению зоопланктона Симферопольского водохранилища и р. Салгир. Охрана и рациональное использование природных ресурсов. Вып. 1. - Симферополь: СГУ: 160-163.

Темирова С.И., Мирошниченко А.И., Стенько Р.П., Киселева Г.А. 1997. Пресноводная фауна, Биоразнообразие Крыма, Оценка и потребности сохранения. Материалы междунар. семинара (Гурзуф, ноябрь 1997) Biodiversity Support Program. Симферополь: 57-62.

Темирова С.И., Парталоха Н.В., Туробов А.Л. 1984. Зоопланктон и zoобентос верхнего течения реки Биюк-Карасу в связи с проблемой охраны малых рек. Природные комплексы Крыма, их оптимизация и охрана. Симферополь СГУ: 135-141.

Тетиор А.Н., Рубель А.А., Лехно А.М. 1979. Материало- и природо-сберегающие конструкции зданий и сооружений для Крыма. К. Наук. думка: 1-199.

Тооминг Х.Г. 1967. Связь фотосинтеза, роста растений и геометрической структуры листья растительного покрова с режимом солнечной радиации на разных широтах. Ботан. журн. 52. N.5: 601-616.

Тооминг Х.Г. 1984. Экологические принципы максимальной продуктивности посевов.-Л. Гидрометеоиздат, 1984: 265 с.

Топачевский О.В., Оксюк О.П. 1960. Диатомовые водоросли - Bacillariophyta (Diatomeae) Определитель пресноводных водорослей УССР. К. Изд. АН УССР. 411 с.

Турпаева Е.П., Солдатова И.Н., Симкина Р.Г. 1970. Интенсивность обмена у черноморских двустворчатых моллюсков. Зоол. журн. 49. Вып. 10: 1571-1572.

Хайлов К.М. 1965. Экологический метаболизм в море. К. Наук. думка: 252 с.

Хайлов К.М., Макаров В.Н., Шмелева В.Л. 1988. Сравнительный анализ формирования слоевищ ламинарии сахаристой в природных биотопах и при плантационном выращивании. III Всесоюзная

конференция по морской биологии. Часть 2. Тезисы докладов. Севастополь, октябрь, 1988 г. К. Наук. думка: 221 - 222.

Хайлов К.М., Попов А.Е. 1984. Концентрация живой массы как регулятор функционирования водных организмов. Экология моря. Вып.35: 18-22.

Хайлов К.М., Празукин А.В., Губанов В.В. 1996. Сравнительная оценка концентрации фитомассы в обитаемом пространстве наземных и водных биокосных фитосистем. Экология, N 4: 243-248.

Хайлов К.М., Празукин А.В., Ковардаков С.А., Рыгалов В.Е. 1992. Функциональная морфология морских многоклеточных водорослей. К. Наук. думка: 280 с.

Хайлов К.М., Празукин А.В., Минкина Н.И., Павлова Е.В. 1999. Концентрация и функциональная активность живого вещества в сгущениях разного уровня организации. Успехи современной биологии. 119. N 1: 3-14.

Хайлов К.М., Празукин А.В., Рабинович М.А., Чепурнов В.А. 1994. Связь биологических параметров фитообрастания с физическими параметрами экспериментальных "рифовых" конструкций в эвтрофируемой морской акватории. Водные ресурсы. 21, N.2: 166- 175.

Хайлов К.М., Празукин А.В., Смолев Д.М. 1995. Формирование и рост поселений водорослей на экспериментальных объектах. Ботанический журнал. 80. N.9: 21-34.

Хайлов К.М., Юрченко Ю.Ю. 1997. Связь плотности популяции спирорбисов (*Spirorbis*) с геометрическими параметрами их искусственных жилищ. Зоологич. журн. 76, N.8: 893-899.

Хайлов К.М., Юрченко Ю.Ю., Смолев Д.М., Празукин А.В. 1998. Геометрические условия заполнения гидробионтами пространств и поверхностей искусственных жилищ. Успехи современной биологии. 118. Вып.5: 585-596.

Хмелева Н.Н., Голубев А.П., Лаценко Т.М. 1985. Экология брюхоногих моллюсков из горячих источников Камчатки. Журн. общ. биол. 46 №2: 230-240.

Хмелева Н.Н., Голубев А.П., Пленин А.Е. 1986. Механизмы устойчивости популяции брюхоногих моллюсков в подогретых водах. В: Организмы, популяции, сообщества в экстремальных условиях. М.: 138-140.

Цееб Я.Я. 1947. Зоогеографический очерк и история Крымской гидрофауны. Уч. Зап. Орловского ГПИ. Орел. Орловская правда: 67-112.

Цихон-Луканина Е.А., Резниченко О.Г., Лукашова Т.А. 1992. Чем питается гребневик мнемиопсис в прибрежных водах Чёрного моря. Океанология 32, 4:724 - 729.

Цихон-Луканина Е.А. 1976. Питание черноморских двустворчатых моллюсков. Биология моря. № 3: 42-48.

Чепурнова Э.А., Шумакова Г.В., Гутвейб Л.Г. 1993. Бактериопланктон. В: Планктон Черного моря. К. Наук. думка: 110-142.

Чупышева Н.Г., Сокленова Н.М., Пегливаньян В.А. 1987. Интенсификация производства сельди залива Петра Великого при помощи искусственных рифов-нерестилищ. Искусственные рифы для рыбного хозяйства. Тез.докл.Всесоюзной конференции (Москва,2-4 декабря 1987 г).М.: 118-119.

Чухчин В. Д. 1984. Экология брюхоногих моллюсков Черного моря. К. Наук. думка, 176 с.

Шадрин Н.В. 1985. Зависимость продукционных характеристик водоема от его морфометрии. Гидрология и гидропаразитология Прибайкалья и Забайкалья. Новосибирск, Наука: 200-205.

Шадрин Н.В. 1998. Выбросы водорослей в супралиторали Чёрного моря: экологическая и геохимическая роль. Докл. НАНУ. №3: 192-195.

Шадрин Н.В., Губанова А.Д., Прусова И.Ю. (в печати) Экологические взрывы и их прогнозирование: вселение *Acartia tonsa* (Copepoda) в Чёрное и Каспийское моря. Катастрофа - 99. Сборник. МГИ.

Шадрин Н.В., Лежнёв И.В. 1990. Изменение популяции *M. galloprovincialis* под влиянием сточных вод. В: Биоэнергетика гидробионтов. К. Наук. думка: 78 - 82.

Шадрин Н.В., Попова Е.В. 1991. Фенотипическое разнообразие в популяции *Acartia clausi* (Copepoda) Севастопольской бухты. Вестник зоологии, 1: 56-60.

Шарыгин С.А., Павлова Л.Н. 1991. Микроэлементы в организме и среде обитания некоторых ящериц Крыма. Экологические аспекты охраны природы Крыма. Киев: 113-117.

Шварц С.С., Пястлова О.А., Добринская Л.А., Рункова Г.Г. 1976. Эффект группы в популяциях водных животных и химическая экология. М.: Наука. 142 с.

Шульгина Е.Ф., Куракова Л.В., Куфтаркова Е.А. 1978. Химизм вод шельфовой зоны Черного моря при антропогенном воздействии. К. Наук. думка, 124 с.

Шумакова Г.В. 1979. Характеристика бактериопланктонного населения Севастопольской бухты (годичные наблюдения, 1976). Экология моря, 1: 28 - 33.

Шумакова Г.В. 1980. Сезонная динамика общей численности бактерий, биомассы и продукции бактериопланктона в Севастопольской бухте. Экология моря. 1: 28-33.

Эйхлер В. 1985. Яды в нашей пище. М. Мир: 214 р.

Эрм В.А. 1987. Эффективность использования искусственных нерестилищ судака в бухте Пярну. Искусственные рифы для рыбного хозяйства. Тез. докл. Всесоюзной конференции (Москва,2-4 декабря 1987 г).М.: 115-117.

Яковлева К.К. 1968. Интенсивность обмена у мальков кефали и ставриды. Экология моря. Вып.15: 99-103.

Ястребов А.Б., Познанская А.А. 1993. Анализ влияния древостоя на подрост в сосновых борах Карелии. Ботанич. журн. 78. - N.4: 123-132.

Adams L.W., L.E.Dove. 1984. Urban wetlands for stormwater control and wildlife enhancement. Natural Institute for Urban Wildlife, Maryland. 15 p.

Anisimov Yu., Savitsky A.L., Tsykalo A.L. 1998. Polymer waste - a treat to coastal zones and pools. Management and conservation of the Northern -western Black Sea coast. Odessa. Astroprint: 20-21.

Azam F., Fenchel T., Field J.G., Meyer-Reil L.A. Thing-Stadt F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. Mar. Ecol. Progr. Ser. 10: 287-263.

Belmonte G., Mazzocchi M.G., Prusova I.Yu., Shadrin N.V. 1994. *Acartia tonsa*: a Species new for the Black Sea fauna. Hydrobiologia. 292/293: 9-15.

Belmonte G., Mazzocchi M.G., 1997. Records of *Acartia (Acartiura) margalefi* (Copepoda, Calanoida, Acartiidae) from the Norwegian and Black Seas. Crustaceana, 70, 2: 252-256.

Black Sea transboundary diagnostic analysis. 1997. Istanbul, GEF BSEP: 142 p.

Boaden P.J.S. 1989. Adaptation of intertidal sand meiofaunal oxygen uptake to temperature and population density. 22nd Eur. Mar. Biol. Symp., Barcelona , Aug., 1987. Sci. Mar. 53. 2-3: 329-334.

Borcea J. 1931. Annales scientifiques de l'Universite de jassy. XVI, fasc. 3-4: 655-750.

Brown L.R., Y.Yacobson. 1987. Assessing the future of Urbanization. State of the World: 38-56.

Butman C. A. 1989. Sediment-trap on the importance of hydrodynamical processes in distribution settling invertebrates larvae. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 134: 37-45.

Cameron P., Berg J., Dethlefsen V., von Westernhagen H. 1992. Developmental defects in pelagic embryos of several flatfish species in the southern North Sea. Neth. J. Sea Res, 29: 239 -256.

Cameron P., Berg J. 1992. Morphological and chromosomal aberrations during embryonic development in the dab *limanda*. Mar. Ecol. Ser. 91: 163 - 169.

Capuzzo J.V. 1988. Physiological effects of a pollutant gradient. Mar. Ecol. Progr. Ser. 64: p. 111.

Caron A. 1983. Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton,using epifluorescence microscopy, and comparison with other procedures. Appl. Environ. Microbiol. 46, 2: 49-498.

Clinton declares war of ferals. 1999. Animal People. 8. N.2: 1.

Coastwatch Europe Network. 1994. Coastwatch Europe survey results 1993. Dublin: 80 p.

Coastwatch Europe Network. 1998. Coastwatch Europe Network International report of the 1997.

Constanza R., R. D'Arge, R. Le Groot., et al. 1997. The value of the world ecosystem services and natural capital. Nature. 387: 253-260.

Constanza R., Y.E. Daily. 1992. Natural capital and sustainable development. Conserv. Biol. 6: 37-46.

Daily G. 1997. Nature's Services: Social dependence on natural ecosystems. Island. Washington. 392 p.

Fenchel T. 1988. Marine plankton food chains. Ann. Rev. Ecol. Syst. 19: 19-38.

Folke C., A. Jansson, J. Larsson, R. Costanza. 1997. Ecosystem Appropriation by Cities. Ambio. 26. N3.

GESAMP. 1996. The contributions of science to integrated coastal management. GESAMPS. Reports and studies, N16, FAO, Rome. 66 p.

GESAMP. 1997 Opportunistic settlers and the problem of the Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* invasion in the Black Sea. Reports and studies GESAMP, 58. 84 p.

Gray J. 1985 Ecological theory and marine pollution monitoring. Mar. Pollution Bull., 16. N6: 224-227.

de Groot, R.S. 1992. Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters Noordhoff, Jroningen: 254 p.

Grosshoff K., Ehrhardt M., Kremling K. 1983. Methods of Sea water analysis. Verlag chemie, Weinheim, 419 p.

Haas L.W. 1982. Improved epifluorescence microscopy to planktonic micro-organisms. Ann. Inst. Oceanogr. 58 (Suppl.), 261 p.

Hobbie J.E., Daley R.J., Jasper S. 1977. Use of Nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. Applied and Environmental Microbiology. 33: 1296-1307.

Hoss D.E., Hettler W.F., Coston L.C. 1974. Effects of thermal shock on larval estuarine fish - ecological implications with respect to entrainment in power plant cooling system. In: Early life history of fish. Ed. J.H.S. Blaxter. New York, Springer-Verlag: 357-371.

IMO. 1998 Alien invaders-putting a stop to the ballast water hitch-hikers. Focus on IMO, London: 17 p.

Johnson L.L., Landahl J.T. 1994. Chemical contaminants, liver disease and mortality rates in English sole (*Pleuroneutes vetulus*). Ecol. Appl. 4: 59 - 68.

Joirs C., Billen J., Lancelot C., Daro M.H. 1982. A budget of carbon cycling in the Belgian Coastal Zone: relative role of zooplankton, bacterioplankton and benthos in the utilisation of primary production. Neth. J. Sea Res. 16: 260-275.

Korniliou S., Drakopolulos S., Dounas C. 1998. Pelagic tar, dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons and plastic distribution in the Cretan Sea, Greece. Mar. Pollution Bul. 38, N 12: 989-993.

Kremer P. 1977. Respiration and excretion by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. Mar. Biol. 44: 43-50.

Lamadrid-Rose Y., Boehlert G.W. 1988. Effects of cold shock on egg, larval and juvenile stages of tropical fishes: potential impacts of Ocean thermal energy conversion. Marine Environmental Research. 25, № 3: 175-193.

Lambshead P.J.D., Platt H. 1985. Structural patterns of marine benthic assemblages and their relationship with empirical statistical models. 19th Eur. mar. Biol. Sump. Cambridge England: 371 -380.

Lampert W. 1978. Release of dissolved organic carbon by grazing zooplankton. Limnol. Oceanogr. 23: 831-834.

Landry M.R. 1978. Population dynamics and production of a planktonic marine copepod *Acartia clausi* in a small temperature lagoon on San Juan Island Washington. Int. Revue ges. Hydrobiol. 63: 77-119.

Likens G. E. 1992. The Ecosystem approach: its use and abuse. Oldendorf. Luhe, 166 p.

Longwell A.C. Huggess J.B. 1980. Cytologic, cytogenetic and developmental state of Atlantic mackerel eggs from sea surface water of the New York Bight, and prospects for biological effects monitoring with ichthyoplankton. Rapp. P.-v. Reun. Cons. perm. int. Explor. Mer 1792 275 - 291.

Marine litter in European Seas. 1998. Stockholm. SEPA: 8 p.

Mee L.D. 1992. The Black Sea in crisis: a need for concerted international action. Ambio. 21, 278-286.

Minkina N.L., Pavlova E.V., Sazhina L.L. 1996. Diel rhythm of energy metabolism at different stages of development of *Calanus euxinus* and *Acartia clausi* from the Black Sea. Proceedings of the 6-th Inter. confer. On Copepoda. Oldenburg, Germany. 29 July-3 Aug. P.81.

Mironov O.G. 1994. Hydrocarbons in the Black Sea ecosystem. Black Sea Symposium. Ecological problems and economical prospects. Istanbul: 93-100.

Murina V.V. 1995. Meroplankton diversity of the Crimea waters. Proc. Second. Intern. Conf. Mediterranean Coast. Environ. MED-COAST95, Oct. 24-27, Tarragona, Spain: 33-44.

Nagata T., Kirchman D. L. 1992. Release of macromolecular organic complexes by heterotrophic marine flagellates. Mar. Ecol. Progr. Ser. 83: 233-240.

Ohman M.D., Wood S.N. 1996. Mortality estimation for planktonic copepods: *Pseudocalanus newmani* in a temperate fjord. Limnol. Oceanogr. 41, (1): 126-135.

Pavlova E.V., Kuftarkova E.A., 1995. Antropogenic impact on the planktonic communities. In: Proceedings of the Second International Conference on the Mediterranean Coastal Environment. MED-COAST-95, October 24-27, 1995. Tarragona, Spain: 67-74.

Platt H. 1984. Classify worms and spot pollution. New Scientist 25 October: 28-29.

Polikarpov G.G., Zaitev Yu.P., Zats V.I., Radchenko L.A. 1994. Pollution of the Black Sea (Levels and sources). Proceedings of the Black Sea symposium. Ecological problems and economical prospects. 16-18 Sept. 1991, Istanbul, Turkey: 15-42.

Pomeroy L.R. 1974. The oceans food web, a changing paradigm. Biosciens. 24: 499-504.

Prodanov K., Mikhailov K., Daskalov G., et al. 1997. Environmental management of fish resources in the Black Sea and their rational exploitation. FAO, Rome. 178 p.

Recycling Plastics. 1997. Dublin. ENFO: 2 p.

Ribic C.A. 1998. Use of indicator items to monitor marine debris on a New Jersey beach from 1991 to 1996. Mar. Pollution Bul. 36, N11: 887-891.

Shadrin N.V., 1998. Some aspects of study and conservation of the biodiversity of coastal areas of the Black Sea management and conservation of the Northern-Western Black Sea coast. Astroprint. Odessa: 163-165.

Shadrin N.V., Andrusishina I.N., Belashov E.V. 1997. Supralittoral and its role in accumulation and of heavy metals (Pb, Cd) in the Black Sea. BMB15 and ECSA 27 Symposium 1997. Mariehamn: 69.

Shadrin N.V., Popova E.V. 1994. Variability of *Acartia clausi* in the Black Sea . Hydrobiologia. 292/293: 179-184.

Sherr E.F., Borman T.L. 1983. Grazing, growth and ammonium excretion rates of a heterotrophic microflagellate fed with four species of bacteria. Appl. Environ. Microbiol. 45: 1196-1201.

Sieburth J.McN., Smetacek V., Lenz J. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments and their relationships to plankton size fractions. Limnol. Oceanogr. Vol. 23: p. 1256-1263.

Simpson J.R. 1993. Urbanization, agro-ecological zones and food production sustainability. Outlook Agric. 22: 233-230.

Strategic action plan for the rehabilitation and protection of the Black Sea. 1996. GEF BSEP Istanbul: 29 p.

The European Coastal Code. 1997. EUCC. Leiden: 104 p.

Turner R.K., W. Neil, I.Lorenzoni. 1998. Towards integrated modelling and analysis in coastal zones. In: Principles and practices. LOICZ Reports and studies. LOICZ IPO, TEXEL: 122 p.

UN 1993 Agenda 21: Programme of action for sustainable development. New York. UN Publ.: 288 p.

Van Es F.B., Meyer-Reil L.A. 1982. Biomass and metabolic activity of heterotrophic marine bacteria. *Adv. Microbiol. Ecol.* - New York, London: Plenum Press. 6: 111-170.

Warwick R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine biology*. 92, N.4: 557-562.

Westernhagen H. von 1988. Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. In *The Phisiology of Developing Fish Physiology* 11 (W.S. Moar and D.J. Randall, eds). Academic Press, New York. 253 - 346.

Whiting S.D. 1998. Types and sources of marine debris in Fog Bay, Northern Australia. *Mar. Pollution Bul.* 36, N11: 904 - 915.

Resumes in English

Towards implementation of integrated coastal zone management strategy in the Sevastopol and the Crimea.

N.V.Shadrin.

The short description of main principles of ICZM strategies is given with arguments why it is so important in the Crimea. Aim and goals of book are explained, too.

1.1. Ecosystem functioning and economics: interrelations on global and local scales.

N.V.Shadrin

The chapter explaines why we must take into account the values of ecosystems goods and services on every scales. After general discussion the crimean local problems are observed: monetary value of coastline, problems of alien species.

1.2. Experimental models of "artificial reefs" and ecological demands to them

K.M.Khailov, G.E.Bimbad, S.A.Kovardakov, A.V.Prazukin, Yu.Yu.Yurchenko

The description, figures and some other traits of experimental models of "artificial reefs" were done. "Artificial reef" represents a home for marine animals and plants. Therefore, the volume of living space, the size of surface area for attachment of sessile organisms and some other geometrical characters regarded as the main in experimental modeling.

1.2.2. Functional parameters of experimental "artificial reefs" for sessile invertebrates.

Yu.Yu.Yurchenko,

The influence of geometric parameters of living space in the models of "artificial reefs" on the biomass and functional activity of sessile invertebrates (*Mytilus galloprovinciales* and *Spirorbis* sp.) were investigated. The optimal relations between the surface area (S_0) of water-food entrance in the living space and the surface of settled area (S) was found (S_0/S from 0.07 to 0.17, if the depth is 0.5 m). The possibility of theoretical approach to "artificial reefs" constructions is discussed.

1.2.3. Experimental biogeochemical phytosystems (structures and functions).

A.V.Prazukin

Two types experimental of "artificial reef" for marine sessile cellular and multicellular algae were described, as soon as the resulting harvest form them after exposition in the inshore marine ecosystem enriched by domestic pollution. The geometric parameters of the "reefs", varied broadly, in order to optimize the use of solar radiation and the nutrients from moving water. Geometric parameters - volume of living space (V_0), the size of solid surface area (S) and their relation (S/V_0) were the main parameters, regulating the biomass of both unicellular and multicellular settlement.

2.1.1. Modern state and tendencies of change in the Sevastopol Bay ecosystem.

E. V. Pavlova, E. I. Ovsjanyi, A. D. Gordina,
A. S. Pomanov, R. B. Kemp

Simultaneous chemical, physical and planktonic studies in 1998, showed that the growth in anthropogenic inputs have lead to an increase in nitrate, nitrite, ammonium and total suspended matter content, and to decrease in oxygen saturation of the near bottom layer in Sevastopol Bay.

The further extension to the pollution of Sevastopol Bay and the reduction in water exchange caused by the pier construction, induced a disastrous decline in specific diversity, in zoo- and ichthyoplankton abundance and an increase in mortality of planktonic organisms. The result is that Sevastopol Bay has lost its importance for a fishery.

2.1.2. Evaluation of domestic sewages and power station waste waters impact on hydrochemical situation in the Sevastopol Bay.

E.A. Kuftarkova, N.P. Kovrigina, M.S. Nemirovsky

Results of hydrochemical researches of the east part of Sevastopol Bay being influenced domestic sewages and waste waters from WEC are submitted. It's established that the effect of these factors creates conditions for a water eutrophication and the region cannot be used as a recreation area.

2.1.3. The optical characteristics of the Sevastopol Bay waters.

**V.I. Mankovsky, M.V. Solov'ev, G.A. Tolkachenko,
Yu.A. Prokhorenko**

The results of the hydrooptical measurements of water in the Sevastopol Bay were analysed. They show a space-temporal changes of the optical characteristics and their spectral peculiarity during August 1991 - February 1992. Such detailed hydrooptical investigations were accomplished for the first time.

2.1.4. Present state of bacterioplankton in the Sevastopol Bay.

O.A. Rykova, O.G. Najdanova, R. B. Kemp

The total bacterial numbers (TBN) was measured at the several sites of Sevastopol Bay. The 4 stations that differ from each other by pollution degree was chosen. For the research period the minimum abundance of bacteria was recorded during cold autumn-winter time at all stations. Spring blooming of phytoplankton favored sharp increase in abundance. Maximum TBN was observed in late summer. Bacterial abundance during 1998 ranged from 213 to $8907 \cdot 10^3$ cells \cdot ml $^{-1}$. The more dramatic situation was recorded at the station situated far from the bay outlet. The obtained data on bacterioplankton community state indicate on stable tendency of continuous eutrophycation of Sevastopol Bay.

2.1.5. Heterotrophic flagellates and planktonic ciliates in the Sevastopol Bay: composition, abundance, distribution and variability.

S. A. Murzov, N. A. Gavrilova, E. Z. Samishev

Heterotrophic flagellates and planktonic ciliates of Sevastopol Bay are good indicators of its eutrophication caused by natural and anthropo-

genic factors. Natural factors affect more brightly ciliate abundance and composition (by the agency of phytoplankton) while the anthropogenic factors influence those ones of flagellates (by the agency of bacterioplankton).

2.1.6. Seasonal dynamics of the Sevastopol Bay phytoplankton in 1998.

O.A. Lopukhina, Yu.V. Brjantseva, R. B. Kemp

There have been given the research results of phytoplankton seasonal dynamics in Sevastopol Bay for 1998. From one to three peaks of phytoplankton development were recorded at different sites of the Bay. Maximum abundance values of unicellular algae recorded at three inside stations in May, were caused by the high late vegetation of diatoms. Pyrophytaceae contribution to the total abundance increased in summer-autumn period. Crisophytae were in phytocenosis of Sevastopol Bay for all over the year and positively contributed into the phytoplankton abundance. Community size structure was characterized by abundance predominance of small-cellular algae, and large algae forms had biomass predominance.

2.1.7. Impact of anthropogenic load on the summer mezzooplankton in the Sevastopol Bay.

E. V. Pavlova, R. B. Kemp

The biomass zooplankton essential exchanged for the last 20 years. In first 10 years after pier construction the biomass increased because of eutrophication. Then the biomass decreased. In 1998 total biomass strongly reduced, but not to a level which was 20 years ago.

2.1.8. The species composition of the meroplankton as the index of the ecological situation in the Sevastopol Bay.

V. V. Murina, E. V. Licitinskaya, S. E. Anosov

Larvae of 59 species of classes Polychaeta, Gastropoda, Bivalvia and order Decapoda were determined as a result of analys of 178 zooplankton samples collected during 1987-1998. Pelagic larvae as a early stages of development of benthic invertebrates are the less resistance to the pollution by oil sewage and waste waters. The comparison of species diversity of meroplankton was carried out between the latest decades' date and literature ones of the fifties-seventies. The largest reduction of species abundance is marked among Bivalvia (60%).

2.1.9. Long-term changes of *Acartia* (Copepoda) taxocene in the Sevastopol Bay.

N. V. Shadrin, A. D. Gubanova, E. V. Popova

From 1976 to 1996 changes of *Acartia* taxocene are analysed.

Sustainability of taxocene decreased but part in total density of Copepoda increased: 14% (1954); 26,8% (1976); 46,4% (1979-80); 60,2% (1989-90) and had 61,8% (1995-96). Now there are only two species *A. clausi* and *A. tonsa* (alien species) and part of *A. tonsa* in summer time increased: 36,6% (1976) - 71% (1989-90) - 87,5% (1995-96).

2.1.10. Antropogenic impact on microphytobenthos in the Sevastopol Bay.

E. L. Nevrova

Benthic diatom communities were studied on different substrates, at depth from 0,5 up to 32 m, in the region of Sevastopol Bay and adjacent coast with various intensity of anthropogenic influence. Diatoms of genus *Licmophora* Ag., *Navicula* Bory, *Diploneis* Ehr., *Cocconeis* Ehr., *Amphora* Ehr., *Nitzschia* Hass. gave the most development. At the sites of the open sea coast in the city boundaries on soft bottoms average parameters or density changed from 119,2 up to $389,7 \times 10^8$ cells/m², quantity of species - from 15 up 30. In an internal aquatorium of the bay magnitudes were 1-2 orders less. On stony Sevastopol Bay shallow water an abundance in different seasons of a year varied much (from 22,56 up to $4901,8 \times 10^8$ cells/m²).

Direct correlation of suppression of microphytobenthos development by various pollutants, being in binded condition in a ground is not revealed.

2.2.1. Oil and a state of benthic communities in the Sevastopol Bay.

O. G. Mironov, L. N. Kirukhina, A. S. Alemov

Long term study of oil pollution interaction with marine biota in the Sevastopol bays allowed to range aquatoria by an oil hydrocarbon pollution degree and to elaborate the concrete measures by its ecological state improvement. Further development of polluted water hydrobiological clean systems and coastal aquatoria recreation will allow to improve ecological situation in the Sevastopol Bay without large expenditures.

2.2.2. Heavy metals in supralittoral organisms of south-west crimean coastline.

N. V. Shadrin, I. N. Andrusishina, E. V. Belashov .

In 5 points of Sevastopol coastline the samples were taken during 1993-1996. Heavy metal (Cd, Cu, Pb, Mn, Zn, Fe) were analysed in supralittoral animals and plants. These concentrations changed from point to point and from year to year. In supralittoral heavy metals concentrations are higher at many times than in other zones. Possible explanation of this phenomenon is given. Main troubles arize from high Cd concentration.

2.2.3. Plastic litter in sea and coast.

N. V. Shadrin, M. Yu. Ljalina

Coastline littering by plastic items was studied from 1993 to 1999. Plastic is main litter component on the Black Sea coast. Plastic bags and bottles are main items in litter. During 1998-99 average values are more 60 for bottles and about 50 for bags cr. 500 m unit. Every year plastic input into the Black Sea is about 200000 ton and it is increasing.

2.3.1. Survival of *Acartia clausi* Giesbr. near the Crimean coasts.

E. V. Pavlova

Data on abundance and natural mortality of all stages in *Acartia clausi* life cycle have been obtained at two coastal regions of Sevastopol shelf, that are different according to their sewage pollution degree. The different data processing has enabled to obtain a ratio between alive and dead specimens in the plankton samples. The mortality was high in the polluted region, especially in the spring-summer period. The largest changes of abundance and the highest level of natural mortality were observed at the stages N 1-111, C 1-11 and C V-V1, especially during the period of active growth in the population. It enable to consider the indicated stages in the *A. clausi* life cycle to be the most sensitive to changes of the environment conditions, due to morphologic and physiologic changes during of ontogenesis. High mortality are the evidence of the critical situation in Black Sea coastal planktonic communities.

2.3.2. Dynamics of the distribution of the coastal epiphyton cystoseira's in the Omega Bay.

E. A. Kolesnikova, S. A. Mazlumjan

Study of a modern ecological condition of coastal epiphyton was carried out in the Omega Bay (Sevastopol, the Black Sea).

The spent analysis k- dominance curves allows with confidence to tell, that coastal epiphyton of the Omega Bay influence by pollution. The process of reduction of a variety is registered as in a temporary interval forty years, and in a short interannual interval with 1990 on 1991 years. It means, that the loading rendered on epiphyton communities of coastal zone is appreciable has an effect on the Omega Bay, that causes gradual deterioration of biotops quality

2.3.3. Hydrozoa as epibionts of mussel and cystozeira.

N. P. Grishicheva, N. V. Shadrin

Near Sevastopol coast Hydrozoan polips on *Mytilus* (Bivalvia) and Cystoseira (Brown algae) was studied as well as hydromedusae in plankton. There are 31 Hydrozoa species in the Black Sea (4 - new for the Sea). Three species (*Eudendrium annulatum*, *E. capillare* and *Tiaropsis multicerata*) are recently introduced ones. Part of alien species in Hydrozoa taxocene is increasing now.

2.3.4. Respiration rate of the gray mullet and atherina on early stages of development.

N. I. Minkina, R. B. Kemp

The level of cnergy metabolism in two mass coastal fish species on early stages of development - gray mullet *Mugil saliens* Risso and atherina *Atherina mochon pontica* Eichwald was measured.

The larvae and young fish were caught at three sites in the Sevastopol Bay. The tests were carried out in the laboratory where the temperature varied from 30°C to 18,5°C in different months (July - October, 1998). Oxygen concentration for the tests was determined with polarographic technique by means of Clarke type sensing elements.

The dependence regression equation on the fry grey mullet respiration intensity from experimental concentration of its living mass ($\square w$) was obtained for the first time ($\square w = N \cdot W/V$, where N - number of organisms in a respirometer, W - body mass of individual, V - respirometer volume).

The result shows that the individual body mass values in the grey mullet larvae and young fish slightly effect on the specific values of its energy exchange rate for the whole studied range of animals size.

2.3.5. Problems of preservation of a biodiversity of the Sevastopol Region rivers (on the Belbek river as example).

A. R. Boltachev, S. M. Ignatjev, E. A. Kolesnikova, E. L. Nevrova

Researches microphytobenthos, meiobenthos, zooplankton and ichthyofauna of the Belbek river are spent. A low biodiversity in this river is marked. The flora and fauna peculiarity is connected to significant percents of rare, disappearing and endemic species. The ecosystem of the river is under rigid by anthropogenic impact, in result of which occurs partial or utter disappearance hydrobionts in certain sites. The absence of a cost estimation river ecosystem complicates account of damage put to it. The regular scientific monitoring of the Crimean rivers ecosystems are necessary. The recommendations for the rational economic activity and compensatory actions for probable damage should be developed.

РЕКОМЕНДАЦИИ МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ «ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА И ТУРИЗМ - 99» ПО УСТОЙЧИВОМУ РАЗВИТИЮ ТУРИЗМА В Г. СЕВАСТОПОЛЕ

В рамках международной конференции участники, представляющие научные учреждения, университеты, государственные и городские структуры, общественные организации, туристские фирмы, провели круглый стол по проблемам развития устойчивого туризма на территории Севастополя и разработали следующие предложения-рекомендации.

Рассматривая текущую ситуацию, отмечаем, что, несмотря на имеющийся в городе гигантский природный и историко-культурный потенциал развития туризма, он в Севастополе развивается очень медленно. Развитие туризма при этом идет с разрушением природного и историко-культурного разнообразия и резким сужением возможностей его дальнейшего развития. Особое беспокойство вызывает деградация береговой полосы - основного туристско-рекреационного ресурса города. Основными причинами этого являются:

- отсутствие комплексной модели развития туризма и рекреации в Севастополе и, как следствие, плана города как рекреационной зоны;
- недостаточная разработанность местной нормативной базы по сохранению биологического разнообразия и развитию туризма;
- отсутствие эффективных механизмов сотрудничества различных секторов населения города », в частности, механизмов участия общественности и ученых города в принятии решений по развитию города;
- недостаток подготовленных специалистов, способных развивать устойчивый туризм;
- низкая экологическая грамотность населения города.

Для преодоления этих неблагоприятных факторов необходимо принять следующие меры:

- создать в городе межсекторальную рабочую группу по разработке концепции (модели) развития устойчивого туризма в городе и плана действий по ее реализации. В модели должны быть гармонично увязаны цели и задачи сохранения природно-культурного разнообразия и развития туризма; модель должна быть вписана в общую программу развития города.
- провести инвентаризацию на хорошей научной базе территории и акватории Севастополя как комплексного рекреационного ресурса;
- предусмотреть в модели экологическое восстановление мест «дикого» отдыха, в связи с чем разработать структуру и план действий, а также разработать и внедрить стратегию комплексного управления пляжами;

- обратиться в Кабинет министров Украины с просьбой о внесении изменений в Распоряжение Кабинета № 1391 от 15.12.97 касательно включения в курортную зону населенных пунктов Севастополя от Качи до Ласпи и пролоббировать принятие этого решения;

- организовать в городе подготовку на современном уровне специалистов для развития устойчивого туризма и, прежде всего, такой динамично развивающейся в мире его разновидности как экотуризм, в частности, на базе Севастопольского филиала Санкт-Петербургского гуманитарного университета профсоюзов.

Частные предложения:

1. В городской администрации должен быть ответственный за сохранение, рациональное использование и восстановление береговой полосы.

2. В ближайшее время необходимо:

- жестко регламентировать подъезд и остановку автотранспорта в береговой полосе (бухты Казачья и Омега, устьевые участки рек Кача и Бельбек и др.);

- выделить и обеспечить единственную охрану мест, наиболее важных для сохранения разнообразия животного и растительного мира;

- обеспечить свободный проход вдоль береговой полосы за исключением военных объектов;

- организовывать кампании по очистке береговой полосы, развивая и обеспечивая городскую поддержку инициативам общественных организаций и школ;

- поддержать инициативу школы № 46, скаутской организации и ученых города по разработке комплексного плана действий по сохранению и рациональному использованию Орловского пляжа как пилотного проекта этого направления.

3. Принять срочные меры по сохранению природного разнообразия каньона реки Черной в связи с чем необходимо:

1) изменить статус заказника с «геологического» на «комплексный» с полным запретом массовых туристских мероприятий, выкоса трав; 2) организовать реальную охрану уникального биологического разнообразия.

4. Подходя к решению вопроса о горе Гасфорта. учесть потенциальный ущерб биоразнообразию и туристско-рекреационному потенциалу города.

Только через формирование общего видения можно прийти к согласованному комплексному плану действий по сохранению окружающей среды и развитию устойчивого туризма в городе. Участники встречи поручили Севастопольскому филиалу Санкт-Петербургского гуманитарного университета профсоюзов сбор откликов, замечаний и предложений по данному документу, а также координацию подготовительной работы по созданию инициативной межсекторальной ра-

бочей группы по планированию развития устойчивого туризма в городе и исследованию связанных с этим проблем.

Председатель конференции **Н.В. Шадрин**
Севастополь, 21-26 ноября 1999 г.

Отклики и предложения, пожалуйста, прсылайте по адресу:
99029 Севастополь, СФ СПбГУП, а/я 77, ул. Николая Музыки, 78 А.
E-mail: gup@stel.sebastopol.ua

НАУЧНОЕ ИЗДАНИЕ

Коллектив авторов

**АКВАТОРИЯ И БЕРЕГА
СЕВАСТОПОЛЯ:
ЭКОСИСТЕМНЫЕ
ПРОЦЕССЫ И УСЛУГИ
ОБЩЕСТВУ**

Под редакцией: Е. В. Павловой и Н. В. Шадрина
Технический редактор О. Ю. Еремин

Заказ 10 Тираж 300 Цена договорная

Отпечатано НПЦ “ЭКОСИ-Гидрофизика”
99011, Севастополь, ул. Ленина, 28