

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА УКРАИНЫ

ЮЖНЫЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
МОРСКОГО РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ
(ЮгНИРО)

КЕРЧЕНСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ МОРСКОЙ
ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ
(КГМТУ)

КЕРЧЕНСКИЙ ГОРОДСКОЙ СОВЕТ
ВОСТОЧНОЕ ОТДЕЛЕНИЕ КРЫМСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ АЗОВО- ЧЕРНОМОРСКОГО РЕГИОНА

Материалы
V Международной конференции
8-9 октября 2009 г.

Керчь — 2010

УДК 574.5(262.5+262.54)

Главный редактор:
кандидат географических наук
Б. Н. Панов

Редакционная коллегия:
доктор биологических наук **Е. П. Губанов**
доктор биологических наук **А. П. Золотницкий**
доктор географических наук **В. А. Брянцев**
кандидат географических наук **Б. Г. Троценко**
кандидат биологических наук **В. А. Шляхов**
А. А. Солодовников
В. Н. Туркулова
Н. А. Лебедева

Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона: Материалы V Международной конференции, 8-9 октября 2009 г., Керчь, ЮГНИРО. — Керчь: Изд-во ЮГНИРО, 2010. — 134 с.

Рассмотрены климатические изменения и антропогенное воздействие на экосистемы различных районов Азово-Черноморского бассейна, описано состояние запасов и видов промысловых рыб и биоценозов, а также современное состояние фауны Опукского природного заповедника.

Представлен почвенный мониторинг и дана характеристика особенностей рекреационного потенциала береговой зоны Керченского пролива.

Current problems of the Azov-Black Sea Region ecology: Materials of V International Conference, 8-9 October 2009, Kerch, YugNIRO. — Kerch: YugNIRO Publishers', 2010. — 134 p.

Climate changes and anthropogenic impact on ecosystems of different areas of the Azov-Black Sea basin were considered, state of stocks and species of commercial fish and biocenoses was described, as well as current state of the Opuk Nature Preserve fauna.

Edaphic monitoring was presented and features of the Kerch Strait coastal zone recreational potential were characterized.

© АВТОРСКОЕ ПРАВО

Исключительное право на копирование данной публикации или какой-либо её части любым способом принадлежит ЮГНИРО.

По вопросу возможности копирования для некоммерческих целей обращаться по адресу:
ЮГНИРО, ул. Свердлова, 2, г. Керчь, 98300, Автономная Республика Крым, Украина.
Тел.: (06561) 2-10-12, факс: (06561) 6-16-27, E-mail: yugniro@kerch.com.ua

КЛИМАТИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОГО БАССЕЙНА

В. А. Брянцев

Южный НИИ морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮгНИРО)

Введение

Международная группа в составе Г. Даскалова (Великобритания), А. Н. Гришина (Украина) и В. Михнева (Болгария) выполнила исследование многолетних изменений биотических характеристик экосистемы Черного моря под воздействием гидрометеорологических факторов. Статистическое сопоставление рядов в масштабе лет и месяцев позволило выявить и интерпретировать связи, которые «...могут способствовать внедрению надежных индикаторов из окружающей среды при процедуре моделирования промысла и прогнозирования состояния основополагающих характеристик экосистем» [10]. Однако известно, что проблема многолетнего прогноза особенностей атмосферной циркуляции и зависящих от них характеристик среды до настоящего времени не решена из-за малой «памяти» моря и, тем более, атмосферы. Следовательно, для такого прогноза необходимо найти экстраполируемые факторы, внешние по отношению к экосистеме, которые определяли бы или отражали климатические изменения её характеристик.

К абсолютно внешнему фактору относится солнечная активность, количественно выраженная, например, в виде среднегодовых чисел Вольфа. Они имеют двухсотлетний ряд наблюдений и выявленные циклы колебаний, среди которых наиболее заметным является 11-летний. Сейчас существует методика экстраполяции ряда, данная в [15]. Механизм воздействия солнечной активности на состояние атмосферы определяется только на уровне гипотез. Одна из них, к примеру, предполагает влияние интенсивности образования солнечных пятен на величину его постоянной [7]. В этом случае климатические изменения были бы легко объяснимы. В монографии Дж. Р. Германа и Р. А. Голдберга предполагается непосредственное влияние «солнечного ветра» через ионосферу на состояние верхней тропосферы [8]. Формальная связь солнечной активности с процессами в биосфере показана в монографии А. Л. Чижевского [16].

Фактором, отражающим автоколебательные изменения климата, является скорость вращения Земли. Это показано в работе Н. С. Сидоренкова и П. И. Свиренко, которые определили и 70-летнюю периодичность её колебаний [14].

Таким образом, при нахождении связей перечисленных факторов с атмосферной циркуляцией над акваторией Черного и Азовского морей, а также с биотическими и промысловыми показателями их экосистем, можно установить механизм таких зависимостей, имея в виду определяющее влияние атмосферных переносов на водообмен и систему течений поверхностного слоя вод. При значимых связях наших экстраполируемых гео- и гелиофизических индексов с биотическими и промысловыми показателями мы получили бы возможности их многолетних прогнозов.

2 Материал и методика

Для определения связей климатических колебаний с параметрами экосистем Черного и Азовского морей взяты две биотические характеристики: удельная биомасса фитопланктона, отдельно для акваторий северо-западного шельфа (Фсз) и открытой восточной части Черного моря (Фв), а также общий съем пищевой продукции (У). Первая характеристика получена по данным ежегодных сезонных съемок ЮГНИРО с 1960 по 1984 г. (публикация в Справочном пособии [9]), вторая показывает общее изъятие рыб и моллюсков, или «урожай» по определению В. Ройса [12], с 1970 по 1988 г. (статистика ФАО). Таким образом, они представляют начальное и конечное звено в трофической цепи.

В качестве гидрологического параметра использовано среднее значение солености поверхностного слоя вод Азовского моря (S_{az}) – наиболее продолжительный ряд регулярных наблюдений (данные из монографии А. М. Бронфмана и Е. П. Хлебникова [2] и архив ЮГНИРО). Эта характеристика является «узловой» в схеме зависимостей параметров экосистемы моря, полученных при наших предшествующих исследованиях, поскольку имеет связи с показателями: валовой первичной продукции, концентрацией общего фосфора, площадью летней гипоксии (данные из [2]), уловов хамсы и тюльки [4].

Предполагается, что многолетние изменения климата должны отражаться в тепловом фоне моря в годовом осреднении. Поэтому были выбраны два наиболее длинных ряда из наблюдений температуры воды в черноморских портах: одесском (То) и батумском (Тб) в пределах с 1928 соответственно по 2004 и 1990 гг. В работе [3] показано, что первый из них отражает непосредственное влияние погодных условий, второй – интегральный показатель теплозапаса. Перерыв в наблюдениях одесского ряда в 1941-1944 гг. интерполирован благодаря значимой корреляционной связи с данными батумского (коэффициент корреляции 0,711, уровень значимости менее 0,01) по уравнению регрессии: $To = Tb - 5,7^\circ$.

Годовой сток Дуная (Dun) принят как показатель водности лет.

Характеристики атмосферной циркуляции представлены направлениями и интенсивностью переноса воздушных масс с помощью коэффициентов разложения стандартного барического поля в ряд по полиномам Чебышева, где приземное атмосферное давление снималось в точках пересечения географических координат:

	40	42	44	46° с.ш.
28	P_{11}	P_{12}	P_{13}	P_{14}
32	P_{21}			
36				
40°	P_{41}			
В.д.				

По методике, данной в [11], вычислялись первые 5 коэффициентов. Из их рядов значимо коррелируемыми оказались: Ao_2 – зональный атмосферный перенос с запада на восток в южной части поля и с востока на запад – в северной, с годовым осреднением, и $A_{01-1-V1}$ – зональный перенос с запада при осреднении за первую половину года.

Среднегодовые числа Вольфа (W) и их экстраполированные значения взяты из работы [15]. В ряде работ, например в [1], показаны связи некоторых параметров

атмосферной циркуляции и биотических характеристик с отклонением этой величины от среднего значения, то есть модулем аномалии: $W' = |W - \bar{W}|$. Это объясняется предположительно тем, что солнечная постоянная увеличивается при обоих экстремальных значениях солнечной активности и уменьшается при её значениях, близких к среднему (гипотезы в [8]).

Скорость вращения Земли (δ) выражена нами в относительных единицах, от 0 до 1, с учетом 70-летней периодичности и обозначением максимума в середине 30-х и минимума в 70-х годах [14].

Используются также комплексные индексы – произведения δW и $\delta W'$. Для сопоставления рядов применен корреляционный метод с ограничением уровня значимости 0,05.

3 Результаты исследования и обсуждение

Уровень связей сопоставляемых рядов перечисленных гидрометеорологических характеристик, биотических параметров экосистем и гео- и гелиофизических факторов отражен значимостью полученных коэффициентов корреляции (таблица).

Корреляционная матрица связей параметров экосистем Азово-Черноморского бассейна с определяющими их факторами (обозначения в разделе 2)

№ п/п	Характери- стики, годы	Факторы						
		W	δ	W'	δW	$\delta W'$	Aoo (1960- 2005)	$A_{01-1-V1}$
1	Тб (1928-1990)		0,288 $<0,05$				-0,370 $<0,05$	
2	To (1928-2006)				0,230 $<0,05$			
3	Saz (1960-2001)		-0,684 $<0,01$		-0,490 $<0,01$			-0,415 $<0,01$
4	$A_{01-1-V1}$ (1960-2006)		0,492 $<0,01$		0,380 $<0,01$	0,301 $<0,05$		
5	Φ_{cz} (1961-1984)			0,543 $<0,01$				
6	Φ_b (1960-1984)						0,416 $<0,05$	
7	Ao_2 (1960-2006)	-0,306 $<0,05$			-0,332 $<0,05$			
8	У (1970-1988)		0,928 $<<0,01$		0,680 $<0,01$	0,702 $<<0,01$		
9	Dun (1961-1983)			0,446 $<0,05$			0,489 $<0,05$	

Из данных таблицы видим, что показатель теплового фона Черного моря синхронен с изменениями скорости вращения Земли. Последняя же, имея максимум в 1935 и минимум в середине 70-х гг., совпадает с нисходящей ветвью графика толщины ледников Гренландии и Антарктиды и увеличением уровня Мирового океана, как это представлено в работе Н. С. Сидоренкова [13]. В то же время, в климатоло-

гии, что отмечается и в монографии М. И. Будыко [6], фиксируется максимум потепления климата в 1935 и медленное похолодание до 1975 года. На последующий период, 1970-1988 гг., приходится время неуклонного роста урожайности в экосистеме Черного моря вплоть до временного спада из-за влияния вселенца – гребневика мнемиописса [5]. Для периода 1960-2001 гг. выявляется обратная связь скорости вращения Земли со средней соленостью Азовского моря, что свидетельствует о её прямой связи с вышеперечисленными биотическими параметрами моря (поскольку соленость с ними имеет обратную связь).

Ритмы более короткопериодных климатических воздействий – 11- и 5-6-летние циклы солнечной активности – ассоциируются: первый (W) – с западным атмосферным переносом в северной части Черного моря (обратная связь с Ao_2), второй (W') – с увеличением биомассы фитопланктона на акватории северо-западного шельфа и ростом водности лет (сток Дуная).

Связи перечисленных факторов и их комплексных индексов со средним атмосферным давлением и зональными переносами в первую половину года отражают благоприятность для биотической части экосистем обоих морей усиления циклонической формы атмосферной циркуляции и западных переносов.

Заключение

Климатические изменения, при которых преобладают циклонический тип атмосферной циркуляции и западные переносы над районом Черного и Азовского морей, благоприятны, в смысле общей урожайности, для их экосистем. Признаки такой закономерности проявились в эпоху похолодания с середины 30-х по 70-е годы прошлого столетия.

Значимая статистическая связь указанных особенностей атмосферной циркуляции со скоростью вращения Земли, как с косвенным показателем потепления и похолода климата, и с солнечной активностью (числа Вольфа), как с внешним фактором для атмосферы, позволяют ориентировочно прогнозировать элементы биоты и уловы рыб в этих морях благодаря возможности экстраполяции указанных гео- и гелиофизических характеристик.

Литература

1. Бибик В. А., Брянцев В. А. Прогноз успешности промысла антарктического криля, основанный на гео- и гелиофизических предпосылках // Рибне господарство України. – 2007. – № 3-4 (50-51). – С. 10-13.
2. Бронфман А. М., Хлебников Е. П. Азовское море. – Л.: Гидрометеоиздат, 1985. – 272 с.
3. Брянцев В. А. Возможности сезонного прогноза теплового фона Черного моря // Экспресс-информация ЦНИИТЭИРХ. – М., 1977. – Вып. 8. – С. 1-5.
4. Брянцев В. А. Стressовая трансформация экосистемы Азовского моря и возможности восстановления его рыбопродуктивности // Рибне господарство України. – 2008. – 4. – С. 3-7.
5. Брянцев В. А., Кристевич Л. В. Состояние черноморской экосистемы: эмпирическая оценка, возможности прогноза // Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона : мат. межд. конф. – Керчь: ЮГНИРО, 2008. – С. 83-89.
6. Будыко М. И. Изменения климата. – Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 280 с.

7. Будыко М. И. Эволюция биосферы. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 488 с.
8. Герман Дж. Р., Голдберг Р. А. Солнце, погода и климат. – Л.: Гидрометеоиздат, 1981. – 320 с.
9. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР : т. 4 : Черное море / под ред. Ф. И. Смирнова, А. И. Рябинина, Д. Е. Гершановича. – СПб: Гидрометеоиздат, 1992. – Вып. 2. – 220 с.
10. Даскалов Г., Гришин А. Н., Михнева В. Экосистемный анализ временных рядов данных по Черному морю // Рибне господарство України. – 2008. – 4. – С. 41-46.
11. Кудрявая К. И., Серяков Е. И., Скриптурова Л. И. Морские гидрологические прогнозы. – Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 310 с.
12. Ройс В. Введение в рыбохозяйственную науку. – М.: Пищевая промышленность, 1975. – 272 с.
13. Сидоренков Н. С., Свиренко П. И. Многолетние изменения атмосферной циркуляции в первом естественном синоптическом районе // Долгопериодная изменчивость среды и некоторые вопросы рыбопромыслового прогнозирования : сб. – М.: ВНИРО, 1989. – С. 59-71.
14. Сидоренков Н. С. Неправильность вращения Земли как возможные показатели глобального водообмена // Метеорология и гидрология. – 1980. – № 1. – С. 52-59.
15. Храмова М. Н., Красоткин С. А., Кононович Э. В. Прогнозирование солнечной активности методом фазовых средних // Электронный журнал: Исследовано в России. – 1169. – <http://zhurnal.apo.ru//articles/I2001/I107.pdf>.
16. Чижевский А. Л. Земное эхо солнечных бурь. – М.: Мысль, 1973. – 350 с.

**СОСТОЯНИЕ ЗАПАСОВ И ВЫЛОВ ЦЕННЫХ ПРОМЫСЛОВЫХ
ВИДОВ РЫБ В АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОМ БАССЕЙНЕ
(РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ)**

О. И. Акселев¹, Т. А. Никитина²

¹Федеральное государственное учреждение «Азово-Черноморское бассейновое управление по сохранению, воспроизводству водных биологических ресурсов и организации рыболовства» (ФГУ «Азчерьрыбвод»)

²Кубанский социально-экономический институт (КСЭИ)

Одной из основных фундаментальных биологических задач является проблема естественного и искусственного воспроизводства рыб в морских и пресноводных водоемах. Рыбы являются ключевым элементом экосистемы и важнейшим биоресурсом. Всем видам рыб свойственна природная цикличность численности. Промысловые виды – наглядный индикатор динамики морских экосистем. Это хорошо видно из анализа статистики промысловых уловов [1-4].

В 2008 г. вылов водных биоресурсов в зоне Российской Федерации Азово-Черноморского бассейна составил 31797,97 т, что на 6212,53 т превышает вылов 2007 г. На протяжении последних двух десятилетий основная масса объема добычи водных биоресурсов в Азово-Черноморском бассейне приходится на мелкие массовые промысловые виды рыб: шпрот (черноморская килька), азовская хамса, тюлька и азовские бычки. Общий объем вылова этих видов в 2008 г. достиг 27207,99 т, что равнялось 85,6 % общего объема добываемых водных биоресурсов.

Вылов наиболее ценных видов полупроходных рыб бассейна Азовского моря: судака, леща и тарани составил в 2008 г. всего 359 т, то есть 1,13 % общего объема добываемых на Азово-Черноморском бассейне водных биологических ресурсов.

Общий вылов дальневосточной кефали пиленгас в Азово-Черноморском бассейне равнялся 1591,06 т, что на 1401,86 т меньше вылова его в 2007 г. Вылов пиленгаса от общероссийского вылова водных биологических ресурсов в Азово-Черноморском бассейне составил всего 5 %.

Вылов основных лимитируемых объектов промысла в 2008 г. был равен 29163,81 т, или 91,7 % общей величины объема добываемых в регионе водных биологических ресурсов. В сравнении с 2007 г. вылов он увеличился на 5223,4 т [6].

В соответствии с решениями XVI, XVII, XVIII, XIX и XX сессий Российско-Украинской Комиссии (РУК) по вопросам рыболовства в бассейне Азовского моря, уже пятый год продолжается судовой промысел азовских бычков механизированными драгами [5]. Вылов этого ценного в пищевом отношении объекта промысла за рассматриваемый период составил в 2008 г. 1977,64 т, или 6,2 % величины общебассейнового вылова водных биологических ресурсов. По сравнению с 2007 г., добыча азовских бычков в 2008 г. увеличилась на 302,8 т и на 1501 т превысила показатели 2006 г.

Из вылавливаемых в прошлом и представлявшим относительно значимый вылов черноморских промысловых видов следует отметить: черноморскую камбалу-калкан, барабулю, ставриду, мерланга (черноморскую пикшу), азовско-черноморских кефалей (лобан и сингиль), акулу катран и черноморских скатов. Вылов рассматриваемых объектов промысла в 2008 г. определился на уровне 473,52 т, что соответ-

ствовало 1,5 % общего объема выловленных в регионе водных биологических ресурсов.

Малочисленных, малоценных или хищных видов водных биологических ресурсов в Азово-Чёрноморском бассейне в 2008 г. было выловлено 2159,6 т, или 6,8 % общего объема вылова водных биоресурсов.

Осетровые. Начиная с середины 90-х годов прошлого века, уловы азовских осетровых резко снизились и продолжают оставаться на крайне низком уровне, не способном обеспечить объемы естественного воспроизводства этих наиболее ценных видов, и это несмотря на введение с 2000 г. моратория на их промышленный лов. Официальный вылов осетровых в бассейне Азовского моря сократился за рассматриваемый период с 1036 до 1,041 т. В 2008 г. вылов осетровых по видам для воспроизводственных и научно-исследовательских целей составил: осетра – 1,042 т, по официальным данным не было выловлено ни одного экземпляра севрюги и белуги. Столь резкое сокращение вылова производителей и молоди осетровых, несмотря на довольно значительные объемы выпуска заводской молоди, говорит о продолжающемся незаконном изъятии этих ценных видов на местах (в том числе едва подросшей молоди) и неэффективности рыбоохраных мероприятий.

Тенденция постоянного снижения уловов наиболее ценных видов рыб отмечается на фоне постоянного наращивания количества разного вида промысловых орудий лова и введения практики открытия по сути осеннего промысла под видом заготовки производителей осетровых, что ни в коей мере не сказывается на увеличении объемов вылова этих объектов промысла. Падение до критической численности белуги и севрюги, а также фактически полное исчезновение шипа привели к тому, что эти виды (за исключением севрюги) внесены в Красную книгу Российской Федерации и Украины, вылов их запрещён повсеместно, кроме воспроизводственных целей по разрешениям Министерства Природных Ресурсов России.

Величина общего допустимого улова (ОДУ) осетровых видов рыб Азовского моря на 2009 г. определена решением XX сессии РУК в объеме 15,62 т, из них величина части ОДУ для Российской Федерации составляет 11,12 т, в т. ч.: осетр – 9,2 т, севрюга – 1,914 т. Величина промыслового запаса по видам осетровых с 2000 г. не определяется ввиду катастрофического состояния популяций азовских осетровых и крайне низкой численности особей промыслового размера.

Судак. С 1992 по 1995 гг. в Азовском море было отмечено массовое развитие гребневика мнемиописса, являющегося основным пищевым конкурентом мелких массовых рыб бассейна и приведшего к резкому сокращению численности этих видов, что, в свою очередь, повлекло снижение численности основных кормовых объектов питания полупроходной формы судака. На рассматриваемый период приходится резкое снижение уловов такого ценного объекта промысла.

В 2008 г. вылов полупроходного судака в промысловом и научно-исследовательском режимах в бассейне Азовского моря составил 131,629 т или 39,6 % общей квоты вылова этого вида, составлявшей на 2008 г. величину – 331,99 т. Во внутренних пресноводных водоёмах годовой вылов туводной формы судака составил всего 25,06 т. Для сравнения в 2007 г. вылов полупроходной формы судака составил 131,984 т, туводной формы – 15,48 т.

Промысловый запас полупроходного судака для бассейна Азовского моря на 2009 г. по данным Азовского научно-исследовательского института рыбного хозяйства Российской Федерации (АзНИИРХ) и Южного научно-исследовательского

института морского рыбного хозяйства и океанографии Украины (ЮГНИРО) оценен на уровне 2200 т, общебассейновая квота вылова судака установлена в объеме – 400 т. Величина части общебассейновой квоты судака, выделенной по решению XX сессии РУК Российской Федерации, составляет 260 т, Украине – 140 т.

Тарань. В 2008 г. вылов полупроходной тарани в бассейне Азовского моря составил 205,53 т (при квоте 405,1 т), т. е. 50,7 % от установленного лимита. Основные объемы вылова этого объекта, как и в предыдущие годы, приходились на Ахтарский, Ейский и Бейсугский лиманы и предгирловые и предустьевые акватории Азовского моря. В 2007 г. в зоне Российской Федерации Азово-Черноморского бассейна было выловлено 146,19 т полупроходной тарани.

Начиная с 2000 г., ОДУ и объемы официального вылова тарани продолжают оставаться на достаточно низком уровне, что говорит о неблагоприятном состоянии популяции тарани в целом.

Следует отметить, что основу вылова в настоящее время составляют особи младших возрастных групп, едва достигших промыслового размера.

Промысловый запас тарани на 2009 г. в бассейне Азовского моря составляет 1316 т, ОДУ всего азовского бассейна определен в объеме 330 т, все 330 т квоты тарани должны быть освоены российскими пользователями.

Лещ. В 2008 г. в зоне Российской Федерации Азово-Черноморского бассейна было выловлено – 153,79 т леща, причём доля его туводной формы составила 131,94 т или 85,8 % величины общебассейнового вылова. Вылов полупроходного лимитируемого леща составил всего 21,85 т (большая часть, как и в предыдущие годы, выловлена по воспроизводственным квотам в реке Дон) при утверждённой величине квоты – 90 т, т. е. освоение лимита вылова полупроходного леща составило 24,3 %.

Неполное освоение и без того незначительных объемов квот вылова полупроходной формы леща в последние годы наглядно показывает критическое состояние как общего, так и промыслового запаса этого объекта промысла, то есть его популяции в целом.

Величина промыслового запаса азовского полупроходного леща на 2009 г. определена специалистами АЗНИИРХ и ЮГНИРО в размере 520 т, общебассейновое ОДУ – 90 т, вся величина общебассейновой квоты должна осваиваться рыбодобывающими организациями Российской Федерации.

Кефаль пиленгас. В 2008 г. из 6187,5 т выделенного российской стороне по решению XIX сессии РУК лимита вылова кефали пиленгас в Азовском море, рыбодобывающими предприятиями России в Азовском бассейне, включая квоту на научно-исследовательские работы, освоено всего 1512,2 т, или – 24,4 % общероссийской квоты этого вида. Для сравнения в 2007 г. при наличии 5250 т выделенной Российской Федерации квоты кефали пиленгас, вылов российских рыбодобывающих организаций этого объекта промысла составил – 2908,2 т, т. е. практически в 2 раза выше вылова в 2008 г. Процент освоения российской части бассейновой квоты кефали пиленгас в 2007 г. составил величину несколько более 55 %. В российской зоне Черного моря, при квоте вылова, равной 959,95 т, вылов кефали пиленгас в 2008 г. составил 46,95 т, в сравнении с 84,7 т, добытыми в 2007 г., что также показывает падение вылова практически в 2 раза. С 1999 г. промысловый лов пиленгаса в бассейне Азовского моря судами Российской Федерации и Украины ведётся с применением кольцевых кошельковых неводов – специализированных орудий лова, которые признаны наиболее селективными, уловистыми и щадящими при промысле этого вида.

В юго-восточной части Керченского пролива и предпроливной черноморской зоне России основной вылов пиленгаса приходится на черноморские ставные невода и подъёмные кефалевые заводы.

Несмотря на постоянно предпринимаемые попытки полного освоения ОДУ кефали пиленгас российскими рыбодобывающими организациями, ежегодный лимит вылова этого года ни разу не был выполнен, более того он продолжает снижаться. Подобное положение вызвано целым рядом как объективных, так и субъективных факторов, основными из которых являются следующие:

- недостаточное количество российских промысловых судов, вооружённых кольцевыми неводами в совместном с Украиной районе промысла пиленгаса в Азовском море в разрешенный период судового промысла;
- образование долговременного ледового покрова на акватории Азовского моря, полностью закрывающего совместный район судового лова в зимнее время в последние годы;
- практически не изученные пути и сроки миграций кефали пиленгас у Черноморского побережья Российской Федерации, несмотря на установленный факт ежегодной массовой миграции этого вида из Азовского в Чёрное море и далее вдоль Черноморского побережья Крыма и Кавказа, через проливы Босфор и Дарданеллы в моря Средиземноморского бассейна;
- отсутствие официального обоснования АзНИИРХ по введению оптимального режима промысла этого вида в российской зоне Чёрного моря с четкими рекомендациями по применению наиболее уловистых орудий лова и наиболее оптимальным срокам и районам ведения промыслового лова.

Общий допустимый улов кефали пиленгас в бассейне Азовского моря на 2009 г. оценивается специалистами АзНИИРХ и ЮгНИРО на уровне 15 тыс. т, с долей Российской Федерации 5250 т. Величина промыслового запаса кефали пиленгас в Азовском море продолжает оцениваться специалистами АзНИИРХ и ЮгНИРО на уровне 50000 т.

Черноморская камбала калкан. По официальным данным в 2008 г. по всей черноморской зоне Российской Федерации было выловлено всего 4,71 т черноморской камбалы калкан при выделенной квоте 13,5 т. То есть за отчетный период было освоено всего 34,9 % особо ценного объекта прибрежного черноморского промысла. Рассматриваемые величины ОДУ и объемы вылова наиболее ценного вида промысловых рыб Чёрного моря указывают либо на крайне неблагополучное состояние популяции черноморской камбалы калкан у Черноморского побережья России, либо на ошибки при подготовке ежегодных величин ОДУ. Такие выводы сделаны на основании данных по фактическому вылову черноморской камбалы калкан за последние 17 лет, не превышающему 18 т.

Литература

1. Матишов Г. Г. Ключевые направления исследований в интересах социально-экономического развития южного региона // Вестник Южного научного центра РАН : pilotnyj выпуск. – М.: Наука, 2004. – С. 6-16.
2. Никитина Т. А. Состояние запасов осетровых и перспективы развития товарного осетроводства в Азово-Черноморском бассейне // Скороспелость сельскохозяйственных животных и пути ее повышения : материалы международной научно-практической конференции / Кубанский Государственный аграрный университет. – Краснодар, 2003. – С. 213-214.

3. Никитина Т. А. Корма и кормление при товарном выращивании осетровых в условиях юга России // Вестник ЮНЦ РАН. – М.: Наука, 2006. – Т. 2, № 4. – С. 15-23.
4. Никитина Т. А., Акселев О. И. Некоторые аспекты состояния запасов основных промысловых видов водных биоресурсов Азово-Черноморского бассейна // Экосистемные исследования Азовского, Черного, Каспийского морей и их побережий : Монография / Кольский научный центр РАН, Южный научный центр РАН, ММБИ. – Апатиты, 2007. – Т. IX.: гл. 5, раздел 5.3. – С. 185-196.
5. Решения XVI-XX сессий Российско-Украинской Комиссии. – 2004-2008.
6. Сырьевая база Азовского и Черного морей. – Отчет о НИР (годовой) / ФГУ «Азчертрыбвод» (архив). – Краснодар, 2008. – 135 с.

АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ЭКОСИСТЕМЫ АЗОВСКОГО МОРЯ – ОДНА ИЗ ГЛАВНЫХ ПРИЧИН СНИЖЕНИЯ ЕГО РЫБОПРОДУКТИВНОСТИ

Л. В. Изергин¹, Е. П. Губанов²

¹ Азовский центр ЮгНИРО (АзЦЮгНИРО)

² Керченский Государственный морской технологический университет (КГМТУ)

Азовское море в начале прошлого века относилось к наиболее рыбопродуктивным водоемам мира. Высокая продуктивность моря достигала 84 кг с гектара водного зеркала и была в 8 раз больше, чем в Балтийском, в 6 раз больше, чем в Каспийском море и определялась рядом физико-географических особенностей, в первую очередь, мелководностью, хорошей прогреваемостью, перемешиванием вод, большим пресноводным стоком с высоким содержанием всех биогенных элементов и т. д. Все это в комплексе обеспечивало развитие хорошей кормовой базы моря, потребителями которой были различные виды рыб. Причем основу рыбных уловов составляли так называемые генеративно-пресноводные виды, нерестившиеся в реках и нагуливающиеся в море. Это осетровые, лещ, тарань, судак, шемая, сазан, чехонь, сельди и др. Имелись благоприятные условия и для морских видов – бычков, хамсы, камбалы и тюльки.

В 1913 г. в Азовском бассейне улов рыбы составил 40,2 тыс. т, в среднем один рыбак добывал в год не более 1,0 т рыбы. В 1927-1929 гг. насчитывалось 30 тыс. рыбаков, а средний годовой улов равнялся 86,7 тыс. т. В 30-50-е годы XX века уловы еще сохранялись на достаточно высоком уровне (150-300 тыс. т в год), причем включали самых ценных рыб: осетровых, судака, леща, тарань, рыбца. В конце 30-х годов прошлого века рыбаки артели «Сыны моря» в Кирилловке на Молочном лимане вылавливали в год более 2,5 тыс. т рыбы.

Уловы осетровых в Азовском море в первой половине XX века достигали 7,27 тыс. т (1939 г.). В дальнейшем они постепенно снижались с 2,1 тыс. т (средние за 1950-1953 гг.) до 217 т в 1999 г. На долю украинских рыбаков обычно приходилось не более 30 % улова. Летом и осенью 2007 г. (по данным украинских и российских судов) в Азовском море было учтено около 208 тыс. экз. русского осетра; в 1998 г. его численность оценивалась на уровне 3425 тыс. экз.

Промысловый улов осетровых запрещен с 2000 г. Ведутся только научно-исследовательский лов и заготовка производителей. На 2009 г. рекомендуемый лимит для целей искусственного воспроизводства и НИР насчитывал по осетру 3,2 т, по севрюге – 0,6 т.

Современные уловы рыбы Украины в Азовском море по официальным данным колеблются в пределах 26-31 тыс. т. Общий улов с Российской Федерацией в 2005 г. составил 48,8 тыс. т. При этом годовой объем разрешенных к изъятию промысловых рыб на 2009 г. составляет 145,5 тыс. т. Основной недобор лимита происходит за счет мелких пелагических рыб, главным образом тюльки и частично хамсы.

Из 114 видов рыб, встречающихся в Азовском море, 50 % редко встречающиеся, бесперспективные для промыслового использования, 9 видов занесены в Красную книгу. Два вида (осетр и севрюга), являющиеся ценными промысловыми видами,

из-за очень малой численности запрещены для промысла, внесены в Красную книгу Украины в 2009 г. и могут использоваться исключительно для воспроизводства природных популяций. В настоящее время промыслом осваиваются только 70 видов (61,4 %), а 35 видов (30,7 %) относятся к непромысловым. Фактически это малооцененные, мелкие и чаще всего редкие виды, не представляющие промысловой ценности. Некоторые из них могли бы использоваться промыслом, но их крайняя малочисленность делает промысловое использование нецелесообразным. Из ранее встречавшихся в море рыб 23 вида сегодня не обнаруживаются.

Все перечисленные выше показатели, свидетельствующие о катастрофическом снижении рыбных запасов в Азовском море, явились, в основном, следствием человеческой деятельности.

Самый сильный урон рыбопродуктивности моря был нанесен зарегулированием больших и малых рек бассейна. Значительно сократились нерестовые площади, уменьшилась продуктивность нерестилищ, что вызвало резкое снижение масштабов естественного воспроизводства большинства промысловых объектов. Безвозвратное водопотребление привело к сокращению объема пресноводного стока, изменению солености моря, снижению биопродуктивности, сокращению ареала нахождения рыб пресноводного комплекса.

Развитие промышленности, сельского и коммунального хозяйства, сброс сточных вод без должной очистки привели к интенсивному загрязнению воды и донных отложений различными токсикантами.

В конце 90-х годов XX века ситуация усугубилась проникновением в море гребневика *Mnemiopsis leidyi* с высокой способностью к размножению и ярко выраженным хищничеством. Ежегодно массовое развитие этого хищника во второй половине лета обуславливает резкое снижение биомассы зоопланктона. Им потребляется икра и даже молодь массовых пелагических рыб. Ситуация с размножением многих азовских рыб резко ухудшилась. Мощный пищевой конкурент всех зоопланктофагов и потребитель ихтиопланктона – гребневик значительно снизил численность планктонных стадий морских рыб, размножающихся в море. Виды, нерест которых проходит в Таганрогском заливе, хотя и не испытывали прямого воздействия мнемиопсиса в период размножения, а численность их ихтиопланктона оставалась на прежнем уровне, пострадали от снижения биомассы кормового зоопланктона. Сейчас в Азово-Черноморском бассейне, кроме мнемиопсиса, существует и другой вселенец – гребневик берое (*Beroe ovata*) – хищник по отношению к мнемиопсису.

В последние десятилетия в Азовском море отмечены негативные изменения гидролого-гидрохимического режима, гранулометрического состава грунтов, продукции кормовых организмов и рыб, санитарного состояния моря. Причины глубоки, разнообразны и обусловлены антропогенным вмешательством: сокращением стока малых и больших рек, дноуглубительными работами, сбросом грунтов, созданием берегозащитных сооружений и консервацией берегов, снижением объемов поступления раковинного материала в связи с уменьшением биомассы и изменением структуры моллюсков, сбросом промышленных и сельскохозяйственных вод, загрязнением ядохимикатами. Вся территория Северного и Западного Приазовья оценивалась как «очень загрязненная» и «чрезмерно загрязненная».

В море ежегодно сбрасывают по 20 км³ сточных вод, содержащих соединения тяжелых металлов, до 90 тыс. т органических веществ, в том числе пестицидов, 5 тыс. т нефтепродуктов, свыше 14 тыс. т соединений азота и почти 6 тыс. т фосфора.

Отмечаются высокие уровни загрязнения водной среды солями тяжелых металлов, многократно превышающие рыбохозяйственные нормативы (в среднем до 9-12 ПДК), пестицидами (только хлорорганическими до 6-8 ПДК), нефтепродуктами (в среднем до 4 ПДК). Содержание нефтепродуктов в Таганрогском заливе летом 2003 г. составило в среднем 1,4 мг/л (28 ПДК). Идет интенсивное накопление загрязнений в донных отложениях. Соответственно наблюдается значительная степень накопления металлов, пестицидов в органах и тканях промысловых рыб, что в ряде случаев превышает уровни, допустимые для пищевых продуктов.

Несмотря на все это, море еще сохраняет возможность восстановления биоты, правда уже на новом количественном и качественном уровне. Его высокая экологическая устойчивость обеспечивается уникальным составом фауны и флоры, для сохранения которых и поддержания целостности экосистемы всего бассейна необходимы комплексные природоохранные мероприятия. Объективно это подтверждается данными последних лет, согласно которым уровень техногенного загрязнения несколько снизился по всему перечню контролируемых показателей. Это стало возможным в условиях снижения уровня производства, в том числе масштабов орошаемого земледелия, и повышения естественной водности рек. Вместе с тем большинство специалистов считают, что промышленным воспроизводством и охранными мероприятиями должны быть охвачены все виды гидробионтов, а не только отдельные объекты, как это предусматривалось прежней Генеральной схемой по воспроизводству в 1952 г. Все нарастающая необходимость рационального природопользования ставит сложные проблемы по уменьшению их влияния, проведению компенсационных мероприятий, среди которых одно из важнейших – воспроизводство рыбных запасов.

Азовское море из внутреннего стало международным водоемом. Единая система охраны, воспроизводства рыбных запасов и регулирования промысла оказалась разрушенной. Незаконный и неучтенный вылов многих видов рыб в прибрежных водах Азова, а также в реках приобрел массовый и организованный характер, что требует принятия срочных мер по сохранению рыбных запасов. Проблемы, связанные с воспроизводством, охраной и использованием рыбных ресурсов Азовского моря, необходимо решать в рамках межгосударственных соглашений между Россией и Украиной.

ПЕРСПЕКТИВЫ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ МОРСКОГО ЛИМАНА САСЫК

С. Г. Бушуев, В. Е. Рыжко, Г. Б. Черников

ГП «Одесский центр Южного НИИ морского рыбного хозяйства
и океанографии» (ОдЦ ЮГНИРО)

Водоем Сасык расположен на крайнем юго-западе Дунайско-Днестровского междуречья в непосредственной близости от Килийской дельты р. Дунай. Водоем имеет грушевидную асимметричную форму. Он вытянут с севера на юг на 35 км, его ширина составляет от 3 до 12 км. Глубина Сасыка – от 0,6 до 3 м. Площадь зеркала воды – 200-210 км², объем воды – 0,5-0,7 км³. До отদамбования лиман отделялся от моря 14-километровой песчаной пересыпью шириной от 50 до 250 м, высотой – 1,5-3,0 м над уровнем моря. Сасыкская пересыпь не являлась устойчивым образованием. Под влиянием течений и волновой деятельности она медленно смещалась в сторону суши, в ней образовывались промоины.

На протяжении столетий Сасык существовал как соленый лиман периодически открытого типа. После его отделения дамбой от моря в 1978 г. и соединения каналом с Дунаем он был превращен в пресноводное водохранилище, являющееся водоемом-накопителем в составе Дунай-Днестровской оросительной системы (ДДОС). После строительства бетонированной дамбы водоем оказался практически изолированным от моря.

В период соединения с морем Сасык являлся нагульным водоемом для молоди ценных промысловых морских и проходных рыб. Ихтиофауна Сасыкского лимана характеризовалась достаточно большим видовым разнообразием. По литературным данным здесь обитало 52 вида и подвида рыб, из которых 27 – морских, 10 – пресноводных, 7 – разноводных, 6 – проходных, 2 – солоноватоводных. Промысловое значение имело лишь очень небольшое число видов. Самой массовой промысловой рыбой в лимане была атерина, на долю которой в 1970-х гг. приходилось 98 % уловов. Остальные промысловые рыбы (черноморские кефали, бычки, камбала-глосса, хамса) добывались в небольших объемах.

Уловы в соленом лимане Сасык отличались нестабильностью. Его рыбопродуктивность существенно варьировала по годам – от менее 1 до 85 кг/га. Основу высоких уловов составляла малооцененная атерина (до 98 %).

В Сасыкском водохранилище на протяжении 80-х гг. было зарегистрировано 49 видов рыб, практически столько же, как в лимане-предшественнике. Однако в видовом составе произошли существенные изменения. Морские виды полностью исчезли. Пресноводных рыб сейчас насчитывается 30 видов, солоноватоводных – 7, разноводных – 7, проходных – 5.

Формирование ихтиоценоза водохранилища происходило за счет трех источников: захода разновозрастных рыб по каналу из Дуная; естественного воспроизведения в водоеме; искусственного зарыбления молодью ряда промысловых видов (в первую очередь карпа, толстолобиков и серебряного карася). Определяющую роль на первом этапе играл заход молоди и взрослых рыб по соединительному каналу. Этому процессу способствовало отсутствие рыбозаградителя, который был сооружен в шлюзе канала только в 1989 г. Систематическая сработка уровня ирригацион-

ногого водоема в весенне-летний период отрицательно сказывалась на результатах естественного воспроизводства рыб в водохранилище.

Первыми начали формироваться популяции короткоциклических видов (бычка песочника, атерины, уклей, плотвы). Быстро нарастила и численность рыб детрито- и бентофагов (карася, карпа), для которых обилие разлагающейся органики создало благоприятные кормовые условия. За ними последовали хищники: окунь и судак, неприхотливые к нерестовому субстрату и обеспеченные хорошей кормовой базой, представленной короткоциклическими видами и молодью заходящих из Дуная промысловых рыб.

В первые годы существования водохранилища численность и биомасса промысловых рыб, и, соответственно, промысловые уловы стремительно возрастили. Общий вылов рыбы в Сасыке в 1981 г., составивший 30 т, в 1982 г. вырос до 348 т, а в 1983 г. – до 795 т. Добыча росла до 1987 г., когда был достигнут рекордный улов – 1020,6 т. В дальнейшем уловы достаточно быстро сократились вдвое и в последнее время стабилизировались на уровне около 400 т/год.

Несмотря на специфичность Сасыкского водохранилища (оно было сооружено в ложе бывшего соленого лимана, а не в русле реки), здесь достаточно ярко проявился так называемый «биопродукционный эффект подпора», выражавшийся в резком увеличении биологической продуктивности вновь созданного искусственного водоема. В течение первой фазы становления биопродукционного процесса наблюдалось обогащение водных масс биогенными элементами за счет разложения отмершей органики, в результате чего создались исключительно благоприятные условия для нагула рыб доминировавшей короткой детритной цепи, стремительно увеличивших численность и биомассу. Этот период в Сасыке пришелся на первую половину 80-х гг. Вторая фаза, во время которой была достигнута наивысшая продуктивность ихтиоценоза, была пройдена во второй половине 80-х гг. В этот период произошла определенная перестройка производственных процессов и частичная смена доминирующих видов. Среднегодовая изымаемая рыбопродуктивность в 1986-90 гг. достигла 35,8 кг/га. Третья фаза, начавшаяся в 90-х гг., характеризовалась типичным ходом изменения рыбопродуктивности искусственных водохранилищ – быстрым снижением после достигнутого максимума и дальнейшей стабилизацией уловов. Подобный ход изменений был обусловлен рядом факторов: недостатком естественных нерестилищ и, соответственно, низкими показателями естественного воспроизводства; снижением численности рыб, заходящих из Дуная; неэффективным искусственным зарыблением; ведением браконьерского и теневого промысла и др. Среднегодовая рыбопродуктивность по официальным данным в 1991-1995 гг. снизилась до 21,6 кг/га, а в 1996-1999 гг. – до 18,8 кг/га.

Учитывая высокую кормность созданного водохранилища в сочетании с ограниченной площадью нерестилищ, для достижения высокой рыбопродуктивности Сасыка изначально предполагалось проведение интенсивного искусственного зарыбления.

Зарыбление водоема началось в 1982 г., когда сюда было выпущено свыше 0,5 млн. шт. молоди карпа. В дальнейшем объемы зарыбления водохранилища составляли 1-2 млн. шт./год (максимум в 1996 г. – свыше 6 млн. шт.), преимущественно толстолобиков и карпа.

Достаточно быстро выяснилось, что при создании Сасыкского водохранилища не были проработаны важные экологические вопросы его существования. Так и не

были достигнуты проектные показатели ирригационного качества воды. Подача на поля солоноватой воды привела к засолению почвы на значительных участках, часть земель была выведена из севооборота. Дунайская вода, в отличие от морской, кроме дополнительного притока питательных веществ, несет с собой и минеральную взвесь с адсорбированными на ней токсичными загрязняющими веществами. Увеличился объем дренажных вод, которые поступают в реки Когильник и Сарата с орошаемых массивов. При этом произошло замыкание стока на водоисточник. Водохранилище стало постепенно превращаться в накопитель загрязняющих веществ и токсикантов как дунайского, так и местного происхождения.

В конце 80-х гг. у изученных видов рыб Сасыкского водохранилища было обнаружено превышение предельно допустимых уровней накопления металлов в большинстве органов и тканей. Отмечалось, что подобные уровни загрязнения были свойственны не только Сасыку, но и Дунаю и другим придунайским водоемам.

С 2004 г. рыбохозяйственное использование оз. Сасык осуществляется в режиме специального товарного рыбного хозяйства (СТРХ). Действующий «Режим СТРХ» предусматривает формирование в водоеме продуктивного пресноводного ихтио-комплекса путем проведения рыбоводно-мелиоративных мероприятий. В настоящее время на оз. Сасык осуществляют промысел 9 частных предприятий, объединенных в Ассоциацию «Рыболовецкие хозяйства оз. Сасык». В промысле задействовано более 500 рыбаков, 194 лодки. Ежегодные затраты ассоциации по организации промысла на оз. Сасык с 2005 по 2007 гг. составляли от 715 до 660 тыс. грн., из них затраты на зарыбление – от 455 до 476 тыс. грн., на мелиорацию, установку искусственных нерестилищ и ремонт рыбозаградителей – 17-21 тыс. грн.

Согласно Протоколу Рабочего совещания по вопросам дальнейшего использования водохранилища Сасык (г. Одесса, 26 августа 2008 г.), Одесской областной государственной администрацией принято предварительное решение о восстановлении естественного состояния Сасыка как соленого лимана.

Решением областного научно-технического совета № 7/1 от 8 апреля 2009 г. Институту проблем рынка НАН Украины рекомендовано подготовить предложения по разработке и финансированию проекта восстановления экосистемы озера Сасык.

Распоряжением Одесского облсовета и Одесской областной государственной администрации № 615/А-2009 от 10 августа 2009 г. создана рабочая группа по реализации проекта «Восстановление экосистемы морского лимана Сасык путем строительства соединительного канала и реабилитация прилежащих территорий».

Действующий «Режим СТРХ», учитывающий специфику данного водоема, предусматривает возможность возникновения ситуации, связанной с восстановлением естественного состояния Сасыка как соленого лимана.

Очевидно, что это нанесет значительный ущерб рыбному хозяйству в его существующем виде в результате гибели пресноводной ихтиофауны, приведет к коренной перестройке дальнейшего рыбохозяйственного использования водоема, потребует затрат на переоснащение материально-технической базы рыболовства.

Пока конкретные проектные решения и сроки реализации проекта остаются неопределенными. Подобная ситуация не позволяет осуществлять эффективную рыбохозяйственную эксплуатацию водоема. Так в 2008 г. были существенно сокращены объемы зарыбления ценными промысловыми видами рыб, а в 2009 г. зарыбление вообще не проводилось. Уже сейчас рыболовецкие хозяйства несут убытки в

виде упущеной выгоды. В будущем соединение Сасыка с морем и придание ему статуса морского лимана создаст для хозяйств новые существенные проблемы. Мероприятия по соединению оз. Сасык с морем неизбежно повлекут за собой и необходимость коренного пересмотра действующего «Режима СТРХ» с учетом изменения условий обитания водных живых ресурсов.

Характер ведения рыбного хозяйства в водоеме будет зависеть от характера и способа организации водообмена лимана с морем и близлежащими водотоками.

Имеет значение, сохранится ли подача воды по каналу Дунай-Сасык и в каких объемах, каковы будут объемы коллекторных сбросов ДДОС, каким будет число каналов, соединяющих Сасык с морем, их параметры, режим работы, ведомственная принадлежность; будут ли учитываться интересы рыбного хозяйства при управлении водным режимом лимана. Крайне важно знать, как быстро будет происходить рост солености воды и в каких пределах он будет колебаться. От этого зависит:

- сохранится ли пресноводный ихтиокомплекс в отдельных частях лимана, и будет ли возможна его рыбохозяйственная эксплуатация;
- возможно ли будет создание в Сасыке лиманно-пастбищного (кефалевого) рыбного хозяйства.

При раздамбовании водохранилища возможны различные варианты развития гидрологического состояния соленого лимана Сасык:

- a) образование закрытого гиперсоленого водоёма (каналы на пересыпи не работают; пресная вода поступает только со стоком рек Когильника и Сараты; аналогичное состояние лимана наблюдалось в начале XX в. – этот вариант абсолютно непригоден для ведения рыбного хозяйства);
- b) образование периодически открытого, с переменной соленостью водоёма (водообмен осуществляется через соединительные (оловно-запускные) каналы, которые открывают весной и осенью для поступления воды и обеспечения захода мигрирующих видов рыб в лиман для нагула и их последующего облова; каналы (один или более) принадлежат рыбохозяйственным организациям и обслуживаются ими; аналог – период, включающий 40-е-начало 60-х гг. ХХ в., – оптимален с рыбохозяйственной точки зрения, но не обеспечивает значительного водообмена в лимане. В силу слабости рыбных хозяйств и нестабильности их работы, с учетом произошедших экологических и техногенных изменений в бассейне лимана он малоперспективен и маловероятен для выбора. Также следует учитывать низкую эффективность работы аналогичных лиманно-пастбищных хозяйств в Украине в современных условиях);
- b) водоём открытый, с переменной соленостью (водообмен с морем осуществляется через (вероятнее всего один) широкий и глубокий, капитальный, постоянно действующий соединительный канал; пресная вода поступает со стоком рек Когильник и Сарата и в виде коллекторных сбросов оросительных систем; аналог – период с конца 60-х-70-е годы ХХ в. Обеспечивает наибольший уровень водообмена и общее благоприятное состояние экосистемы лимана. Для рыбного хозяйства имеет определенный минус, поскольку исключает возможность пастбищно-нагульного использования водоёма).

В настоящее время очевидно, что выбор сделан в пользу «открытого» варианта состояния лимана. При этом лиман будет характеризоваться следующими основными особенностями:

- поступление пресной воды по каналу Дунай-Сасык практически прекратится;

- пресный сток будет относительно незначительным и будет поступать в вершину лимана, где на небольшой площади сохранится пресноводный ихтиокомплекс. Однако, поскольку вершина Сасыка является запретной зоной для промысла и входит в состав Дунайского биосферного заповедника, рыбохозяйственное использование пресноводного ихтиокомплекса будет практически невозможно (за исключением случаев выхода пресноводных рыб из вершины в среднюю часть лимана при периодических колебаниях солености);
- солёность воды, учитывая близость к периодически опресненной Жебриянской бухте, будет колебаться от 2 до 8 ‰ в вершине и от 8-10 до 17,5 ‰ (как в 1970-х гг.), что, с одной стороны, периодически создает хорошие условия для нагула здесь довольно широкого спектра рыб, с другой – неблагоприятно для нереста и зимовки большинства видов;
- при подобных значениях солёности существование рыб пресноводного комплекса практически на всей акватории лимана (за исключением вершины и водоподающего канала) окажется невозможным, произойдет гибель не только пресноводных рыб, но и других гидробионтов (в т. ч. кормовых организмов рыб), неприспособленных к обитанию в условиях повышенной и переменной солёности;
- колебания уровня воды будут достигать 1 м на протяжении относительно коротких промежутков времени (что не всегда благоприятно для существования многих видов рыб; затрудняет использование причальных сооружений);
- через постоянно действующий канал круглый год может осуществляться перемещение морских мигрирующих видов рыб. Эффективный промысел рыбы непосредственно в канале вряд ли будет возможен, поскольку при отсутствии статуса рыбохозяйственного обловно-запускного канала лов в нем запрещен Правилами промыслового рыболовства (1998). К тому же, высокие скорости потока воды в канале вероятнее всего и не позволят применять здесь какие-либо стационарные обловные устройства.

Близким аналогом «открытого» Сасыка является Березанский лиман (имеет постоянный водообмен с морем; незначительный пресный сток в вершинах; сходные размеры и глубины, колебания солености; близость к опресненной зоне Днепро-Бугского лимана). Березанский лиман в его современном состоянии характеризуется крайне малой рыбопродуктивностью – всего 1-3 кг/га.

Следует отметить, что рыбохозяйственное использование Сасыка в 1970-е гг. в открытом варианте было гораздо более продуктивным – в среднем здесь добывалось 50 кг/га.

Прогноз вылова водных живых ресурсов (ВЖР) в соленом лимане Сасык

Объёмы. Наибольшие уловы в соленом Сасыке были отмечены в 1970-х гг. – в среднем 1 тыс. т. рыбы в год. Максимальный годовой улов был зарегистрирован в 1970 г. – 1792 т (85 кг/га). Однако экологическая ситуация в Северо-Западном Причерноморье с той поры существенно изменилась, и гарантей достижения уровня рыбопродуктивности 30-40-летней давности нет.

В последние годы вылов во всех солёных лиманах Причерноморья (общая площадь около 50 тыс. га) колеблется от 250 до 400 т/год (5-8 кг/га). Для сравнения, в соседних с Сасыком Тузловских лиманах (20 тыс. га) вылов в 2002-2007 гг. изменялся от 5 до 30 т (0,25-1,5 кг/га), а в пресноводном Сасыке в 2006-2007 гг. он составил 944 т/год (47 кг/га).

Прогнозируемые объемы вылова:

- а) период проведения тотального облова пресноводной ихтиофауны, 6-12 мес. – 2 тыс. т;
- б) период становления солоноватоводного ихтиоценоза, около 1 года – 50-100 т;
- в) период устойчивой эксплуатации солоноватоводного ихтиоценоза – 250-500 т/год.

Даже по оптимистическим оценкам ожидается снижение среднегодовых объемов вылова в соленом лимане по сравнению с пресным водохранилищем в 2-3 раза.

Качественный состав уловов. В период достижения наибольшей рыбопродуктивности соленого Сасыка (1970-е гг.) 97 % уловов составляла атерина, на бычков приходилось около 2 %, доля всех прочих видов была ничтожно мала.

В последние годы в уловах в соленных лиманах Причерноморья атерина составляет 70-85 %, бычки – 8-20, черноморские кефали – 5-8, пиленгас – 0,5-1 %. Прочие виды вылавливаются в крайне незначительных количествах. Ожидается, что видовой состав и структура уловов в солёном Сасыке будут близки к тем, что сейчас регистрируются в других солёных лиманах (доля пиленгаса предполагается более высокой).

Стоимость уловов. Достаточно очевидно, что суммарная стоимость уловов в соленом Сасыке по сравнению с пресноводным упадет в несколько раз. Так, в настоящее время оптовая цена атерины при осуществлении её массового лова составляет всего 0,5-1 грн./кг. При этом существует острыя проблема сбыта этого вида рыбы. Основная ее масса перерабатывается на рыбную муку. При падении цены на атерину ниже 70 коп./кг лов в большинстве случаев становится нерентабельным и прекращается.

В последние годы суммарный вылов атерины в Чёрном море вместе с лиманами составляет 450-650 т/год. Если в соленом Сасыке ее будет добывать еще 400-450 т/год, это неизбежно приведет к еще большему осложнению сбыта и падению рентабельности лова этого вида рыбы. Гарантировать неограниченный сбыт атерины даже по бросовым ценам, как в советские времена, невозможно.

По оптимистическим оценкам общая стоимость годового улова в соленом Сасыке прогнозируется на уровне 1,0-1,5 млн. грн. (в ценах 2009 г.). Стоимость среднегодового улова в пресноводном Сасыке в настоящее время оценивается около 6 млн. грн.

Таким образом, ожидается снижение объектов вылова в 2-3 раза и снижение их стоимости в 4-5 раз.

В связи с коренным изменением видового состава промысловых ВЖР в солёном Сасыке потребуется практически полная замена орудий лова. Применяемые в настоящее время частиковые закидные невода (30 шт.) и крупноячеистые частиковые сети (1000 шт.) должны быть заменены на ставные невода, каравы, мелкоячеистые закидные невода и волокушки. Ориентировочная стоимость замены материально-технической базы рыболовства составит 0,5-0,7 млн. грн.

Определенные затраты должны быть также осуществлены по переносу рыболовецких причалов в связи с изменением уровня воды в лимане.

Специфические экологические условия, которые будут сформированы в Сасыке после его соединения с морем, предполагают ограниченный набор рыбоводно-мелиоративных мероприятий, направленных на интенсификацию его рыбохозяйственного использования. Зарыбление лимана мигрирующими видами, такими как черноморские кефали, пиленгас при наличии постоянного свободного сообщения с

морем нецелесообразно, т. к. это равносильно зарыблению Черноморского бассейна в целом.

Может быть рекомендовано зарыбление лимана камбалой глоссой, для которой в лимане будет сформирована хорошая кормовая база. Однако следует учесть, что промышленная технология воспроизводства глоссы и в Украине, и в других причерноморских странах не разработана, действующие рыбопитомники отсутствуют.

Для увеличения численности бычков целесообразно проведение установки искусственных нерестилищ. Дефицит субстратов для нереста является одним из важнейших факторов, ограничивающих воспроизводство бычков в лимано-лагунах Северо-Западного Причерноморья.

Рассматривая перспективы раздамбования Сасыка для рыбной отрасли, можно прогнозировать снижение промысловых уловов в открытом морском лимане по сравнению с пресноводным водохранилищем вдвое-втрое по объёму и в 4-5 раз в стоимостном выражении. Учитывая снижение объемов вылова и изменение методов лова (смещение акцента на ставные невода и каравы), численность рыбаков, занятых промыслом на Сасыке, должно сократиться с 500 в настоящее время до 150-200 чел., что повлечет необходимость решения вопроса о трудоустройстве высвободившихся рыбаков и компенсации понесенных ими затрат в результате потери рабочих мест.

В случае начала работ по соединению Сасыка с морем в 2009-2010 гг., входящие в ассоциацию «Рыболовецкие хозяйства озера Сасык» предприятия не компенсируют свои затраты на зарыбление водоема в связи с тем, что выпущенная молодь пресноводных рыб не успеет достичь товарного размера к началу периода тотального облова и практически будет потеряна.

Предприятиям и рыбакам, которые останутся продолжать лов в открытом морском лимане Сасык, предстоят затраты на переоснащение материально-технической базы рыболовства в размере 0,5-0,7 млн. грн.

Специфические экологические условия морского Сасыка предполагают ограниченный набор рыбоводно-мелиоративных мероприятий, направленных на интенсификацию его рыбохозяйственного использования. В основном это зарыбление лимана камбаловыми. Согласно требованиям природоохранного законодательства Украины и действующим нормативным актам потери рыбопродукции в результате коренного изменения статуса водоема (минимум 500 т/год) должны быть компенсированы. Ориентировочная величина компенсационного платежа, в ценах 2009 г., составляет около 100 млн. грн., которые целесообразно направить на строительство рыбоводных питомников соответствующей мощности по воспроизводству морских видов рыб.

**СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА В РАЙОНЕ
О. ТУЗЛА В КЕРЧЕНСКОМ ПРОЛИВЕ
В ОСЕННИЙ ПЕРИОД 2003, 2005, 2007 И 2008 ГГ.**

Н. Б. Заремба

ЮгНИРО

Керченский пролив – один из наиболее продуктивных районов Азово-Черноморского бассейна, богатая кормовая база которого используется как бентофагами, так и планктоноядными рыбами в период миграции, нереста и нагула молоди.

Материалом для исследования состояния зоопланктона сообщества в районе о. Тузла в Керченском проливе послужили результаты мониторинговых исследований, выполненных в осенний период (ноябрь) 2003, (октябрь) 2005, 2007 и (сентябрь) 2008 гг.

Зоопланктон в районе исследования был представлен обычными черноморскими видами, характерными для осеннего периода: холодноводными *Calanus helgolandicus*, *Pseudocalanus elongatus*, *Oithona similis*, *Sagitta euxina*, эвритеrmными – *Acartia clausi*, *Paracalanus parvus*, *Oikopleura dioica*, представителями отряда *Harpacticoida*, тепловодными – *Centropages kroyeri*, *Pleopis polyphemoides*, *Podon leuckarti*, *Penilia avirastis*, *Pseudevadne tergestina*, а также личиночными формами бентосных животных *Cirripedia*, *Mollusca*, *Polychaeta* и *Decapoda*. Кроме них, в пробах изредка встречалась прибрежная форма циклопоид *Cyclopina gracilis*, единично присутствовала *Oithona nana*. В целом состояние зоопланктона соответствовало сезонной динамике развития организмов в осенний период.

Количественные показатели кормового зоопланктона приведены ниже в таблице.

В ноябре 2003 г. кормовой зоопланктон был представлен восемью видами копепод и десятью видами сопутствующих таксонов. Видовой состав и количественное развитие соответствовали сезонной динамике развития зоооценов в осенний период. Развитие кормового зоопланктона находилось на уровне среднемноголетней величины (62 мг/м³) [1]. Средняя численность составляла 6889 экз./м³, а средняя биомасса – 74,2 мг/м³. Доминирующей группой являлись копеподы, на их долю приходилось 61 % численности и 70 % биомассы кормового зоопланктона. Среди копепод наиболее массовыми были *A. clausi* (42 %), *P. parvus* (6 %) и *P. elongatus* (8 % численности кормового зоопланктона). Значительный вклад в его биомассу вносили копеподы *A. clausi* (52 %) и *C. helgolandicus* (7 %). Из других групп кормовых организмов в этот период наиболее массовыми были личинки усоногих раков *N. cirripedia* (на их долю приходилось 30 % численности и 16 % биомассы кормового зоопланктона) и щетинкочелюстные *S. euxina* (11 % биомассы кормового зоопланктона).

В октябре 2005 г. количественные показатели кормовых организмов и качественный состав зоопланктона были такими же, как и в ноябре 2003 г. Средняя численность кормового зоопланктона равнялась 10295 экз./м³, а средняя биомасса – 78,5 мг/м³. Зоопланктон был представлен семью видами копепод и десятью видами сопутствующих таксонов. Высокие показатели численности кормового зоопланктона в этот период формировали веслоногие раки (43 %) и личинки двустворчатых мол-

Видовой состав и средние показатели численности (экз./м³) и биомассы (мг/м³) зоопланктона в слое дно-0 м в районе о. Тузла в Керченском проливе в осенний период 2003-2008 гг.

Название вида	2003 г.		2005 г.		2007 г.		2008 г.	
	числен- ность	биомасса	числен- ность	биомасса	числен- ность	биомасса	числен- ность	биомасса
<i>Acartia clausi</i>	2092	38,58	3415	14,72	3976	12,18	17025	47,88
<i>Paracalanus parvus</i>	402	3,53	912	4,84	1928	6,55	682	2,51
<i>Pseudocalanus elongatus</i>	592	3,40	<1	<0,01	21	0,09	<1	<0,01
<i>Calanus helgolandicus</i>	160	5,19	3	0,26	12	0,40	-	-
<i>Cyclopina gracilis</i>	3	0,06	-	-	-	-	-	-
<i>Harpacticoida</i>	18	0,41	29	0,68	10	0,23	27	0,62
<i>Centropages kroyeri</i>	3	0,06	55	0,71	511	3,49	230	1,53
<i>Oithona similis</i>	150	0,41	3	<0,01	21	0,03	<1	<0,01
<i>Oithona nana</i>	-	-	-	-	<1	<0,01	-	-
Всего Сорепода	4230	51,64	4417	21,22	6479	22,97	17966	52,54
<i>Foraminifera</i>	16	0,04	-	-	7	0,02	<1	<0,01
<i>L. Polychaeta</i>	40	0,24	616	3,69	465	2,79	1384	8,30
<i>L. Gastropoda</i>	6	0,02	369	0,92	132	0,33	989	2,47
<i>L. Lamellibranchiata</i>	20	0,06	3515	10,55	1331	3,99	5810	17,43
<i>L. Decapoda</i>	3	0,33	2	0,17	7	0,73	44	4,38
<i>L. Mysidae</i>	-	-	-	-	-	-	<1	0,02
<i>Synchaeta</i>	459	1,08	-	-	12	0,03	1	<0,01
<i>Oikopleura dioica</i>	25	0,17	596	4,17	2239	15,67	266	1,86
<i>Sagitta euxina</i>	54	8,35	603	32,36	640	24,25	862	38,54
<i>Cirripedia cipris</i>	3	0,03	4	0,03	13	0,06	12	0,14
<i>N. Cirripedia</i>	2033	12,20	61	0,36	188	1,13	1656	9,93
<i>Pseudevadne tergestina</i>	-	-	-	-	4	0,16	-	-
<i>Penilia avirostris</i>	-	-	112	5,01	92	4,39	6	0,29
<i>Pleopis polyphemoides</i>	-	-	-	-	13	0,12	23	0,32
<i>Podon leuckarti</i>	-	-	<1	<0,01	-	-	-	-
Всего кормово-го зоопланктона	6889	74,16	10295	78,49	11622	76,64	29021	136,24
<i>Noctiluca miliaris</i>	4	0,29	<1	0,01	24	1,81	<1	0,03
<i>Coryne tubulosa</i>	1	0,03	1	0,03	19	0,76	<1	0,01
Всего зоопланктона	6894	74,48	10296	78,53	11665	79,21	29022	136,28

люсков *Lamellibranchiata* (34 %). Среди копепод наиболее массовыми видами были эвритечные *A. clausi* (33 %) и *P. parvus* (9 % численности кормового зоопланктона). Уровень биомассы кормового зоопланктона, как и в 2003 г., определяли щетинокочельстные *S. euxini* (41 %); из копепод эвритечные *A. clausi* (19 %) и *P. parvus* (6 %). Значительный вклад в его биомассу в этот период вносили и личинки двусторчатых моллюсков, на долю которых приходилось 13 % биомассы кормового зоопланктона.

Представители холдингового комплекса *C. helgolandicus*, *P. elongatus* и *O. similis* в этот период играли незначительную роль в планктоне, на их долю приходилось менее 1 % биомассы кормового зоопланктона.

В октябре 2007 г. качественный состав и уровень развития кормового зоопланктона были практически такими же, как и в осенний период 2003 и 2005 гг. Качественный состав зоопланктона соответствовал сезонной динамике развития организмов в осенний период. Зоопланктон был представлен восемью видами копепод и тридцатью видами сопутствующих таксонов. Средняя численность кормового зоопланктона

планктона равнялась 11622 экз./м³, а средняя биомасса – 76,6 мг/м³. Как и в октябре 2005 г., высокие показатели численности кормового зоопланктона формировали веслоногие раки (56 %), среди которых доминировали эвритечные *A. clausi* (34 %) и *P. parvus* (17 %). Из других групп кормовых организмов наиболее массовыми были аппендикулярия *O. dioica* (19 %) и личинки двустворчатых моллюсков (11 % численности кормового зоопланктона). Уровень биомассы в период исследования определяли те же виды: щетинкочелюстные *S. euxina* (32 %), копеподы *A. clausi* (16 %), *P. parvus* (9 %) и аппендикулярия *O. dioica* (20 %). Представители холодноводного комплекса *C. helgolandicus*, *P. elongatus* и *O. similis* также существенной роли в планктоне не играли, составляя менее 1 % биомассы кормового зоопланктона.

Исследования, проведенные в сентябре 2008 г. (спустя 10 месяцев после аварии) в районе о. Тузла в Керченском проливе, показали, что видовой состав зооценов был практически таким же, как и в период 2003-2007 гг. Кормовой зоопланктон представляли шесть видов копепод и четырнадцать видов сопутствующих таксонов, это соответствовало сезонной динамике развития организмов в осенний период. В период исследования в планктоне наблюдалось массовое размножение веслоногих раков и бентосных животных, которые в основном обусловили высокие показатели численности и биомассы кормовых организмов. В пробах мезопланктона в больших количествах отмечались науплиусы и ювенальные стадии копепод и личиночные формы бентосных животных *Cirripedia*, *Polychaeta*, *Mollusca* и *Decapoda*. Средняя численность кормового зоопланктона равнялась 29021 экз./м³, а средняя биомасса – 136,2 мг/м³. Высокие показатели численности кормового зоопланктона, как и в предыдущие годы, формировали копеподы (62 %), среди которых доминировали эвритечные *A. clausi* (52 %), *P. parvus* (17 %) и личинки *Lamellibranchiata* (20 %). Уровень биомассы определяли те же виды: из копепод *A. clausi* (35 %), личинки *Lamellibranchiata* (13 %) и щетинкочелюстные *S. euxina* (28 %). Представители холодноводного комплекса *P. elongatus* и *O. similis* в пробах встречались единично.

Таким образом, исследования, проведенные в осенний период 2003, 2005, 2007 и 2008 гг. в районе о. Тузла в Керченском проливе, показали высокий уровень развития кормового зоопланктона. Видовой состав зоопланктона был представлен обычными черноморскими видами, характерными для осеннего периода. В ноябре 2003 и октябре 2005, 2007 гг. развитие кормовых организмов в районе о. Тузла находилось практически на одном уровне. Средняя биомасса в 2003 г. равнялась 74,2 мг/м³, в 2005 г. – 78,5 мг/м³, в 2007 г. – 76,6 мг/м³. Интенсивное развитие веслоногих раков и бентосных животных в сентябре 2008 г. обусловили высокий уровень развития кормового зоопланктона. Средняя биомасса равнялась 136,2 мг/м³.

Высокие показатели численности и биомассы в течение всего периода исследования формировали веслоногие раки, среди которых доминировали эвритечные *A. clausi* и *P. parvus*, щетинкочелюстные *S. euxina* и личиночные формы бентосных животных *Cirripedia*, *Mollusca*.

Литература

- Характеристика кормовой базы планктоноядных рыб в промысловых районах Черного моря, рацион питания хамсы, ставриды, шпрота и мерланга, прогноз состояния кормового зоопланктона на 1991 год : отчет о НИР / ЮгНИРО; рук. Серобаба И. И.; исп. Шляхов В. А. – Керчь, 1989. – 108 с. – № ГР 01890029698.

СОСТОЯНИЕ ФИТОПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА В РАЙОНЕ КЕРЧЕНСКОГО ПРОЛИВА В АВГУСТЕ 2009 ГОДА

Ю. В. Брянцева, М. И. Силаков, Д. Я. Слипецкий, О. Н. Данилова

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАНУ (ИнБЮМ)

В рамках хоздоговорной темы «Оценка и прогноз состояния морских биоценозов Керченского пролива и прилегающих районов Черного и Азовского морей» с целью осуществления государственного экологического мониторинга за уровнем загрязнения окружающей природной среды в зоне чрезвычайной ситуации, произошедшей 11-12 ноября 2007 г. в Керченском проливе, были проведены исследования состояния фитопланктональных сообществ указанной акватории.

В период с 26 по 28 августа во время экспедиции на судне МЧС г. Керчи были собраны 22 пробы фитопланктона, из которых в настоящее время обработано 10. В данной статье приводятся предварительные результаты (рис. 1).

Собранные с приповерхностного горизонта пробы объемом 1 л сгущали методом обратной фильтрации через нуклеопоровые фильтры с диаметром пор 2 мкм до объема 75-80 мл. Фиксировали раствором Люголя, обрабатывали под световым микроскопом в камере Нажотта объемом 0,1 мл. Все расчеты выполнены с помощью оригинальной программы «Планктон» и программы-надстройки «M-Shaper», разработанных в отделе биофизической экологии ИнБЮМ (Ю. В. Брянцева, С. А. Кокшаров, А. М. Лях, М. И. Силаков).

Для оценки состояния фитопланктона использовали следующие индексы:

1. Индекс сферичности, который отражает степень отклонения конкретной формы клетки от формы шара. Его можно выразить как отношение «минимальной» поверхности объекта, которую он бы имел в форме шара при данном объеме, к реальной:

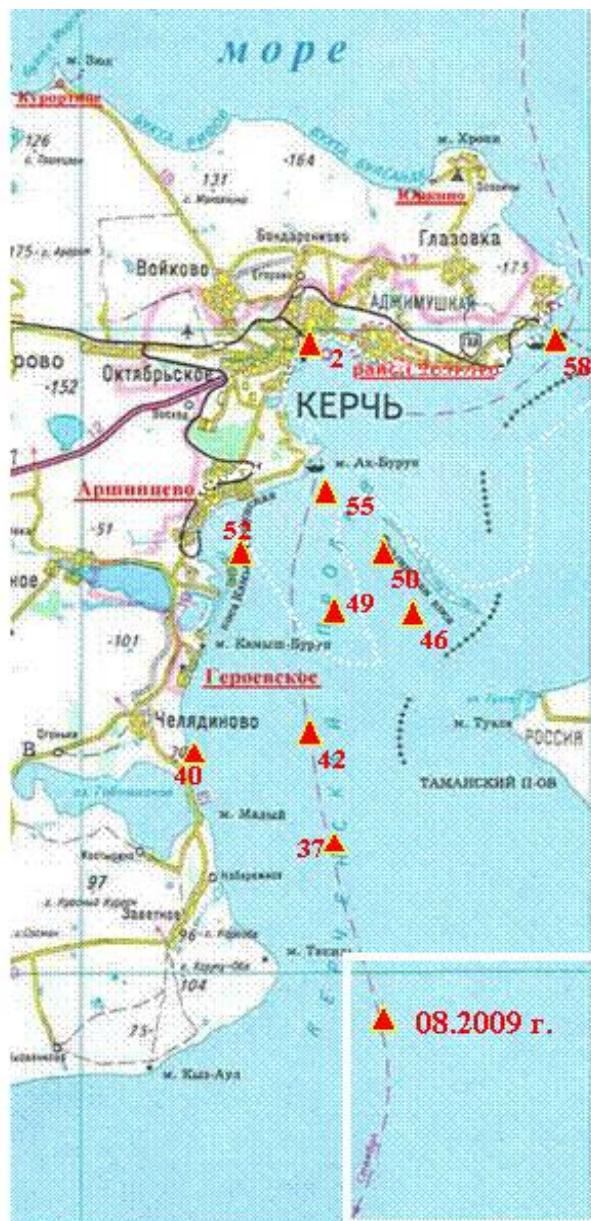


Рисунок 1 – Схема расположения станций отбора проб фитопланктона в августе 2009 г. (предварительные данные)

$$\omega = \frac{S_1}{S}, \quad (1)$$

где S_1 – «минимальная» и S – реальная поверхности.

Обобщенная формула имеет вид:

$$\omega = \frac{4,836 \cdot V^{0.667}}{S}. \quad (2)$$

Имея такой безразмерный показатель, характеризующий разнообразие форм микроводорослей, при расчете информационной энтропии Шеннона-Уивера можно использовать вместо значений обилия видов величины индекса сферичности. Тогда морфометрическое разнообразие может рассматриваться как одно из понятий «биоразнообразие»:

$$H = -\sum p_i \cdot \log_2 \cdot p_i. \quad (3)$$

Для корректного статистического сопоставления выборок, имеющих разные по длине ряды, используют индекс выравненности (по определению Ллойда и Геларди), который является отношением индекса разнообразия к его максимально возможному значению.

Поскольку эти два индекса связаны между собой прямой корреляционной связью, то достаточно использовать индекс выравненности по форме для сопоставления с другими характеристиками фитопланктона.

Таксономический состав фитопланктона насчитывал 42 наименования (табл. 1), среди них наибольшим разнообразием отличались диатомовые водоросли – 22,

Таблица 1 – Таксономический состав проб фитопланктона в августе 2009 г.

Классы	Виды	Классы	Виды
Prymnesiophyceae	<i>Emiliania huxleyii</i>	Fragilariophyceae	<i>Thalassionema nitzschiooides</i>
Bacillariophyceae	<i>Cocconeis sp.</i>	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas sp.</i>
Bacillariophyceae	<i>Cylindrotheca closterium</i>	Cyanophyceae	<i>Anabaena spiroides</i>
Bacillariophyceae	<i>Navicula sp.</i>	Cyanophyceae	<i>Anabaenopsis sp.</i>
Bacillariophyceae	<i>Nitzschia tenuirostris</i>	Cyanophyceae	<i>Lingbia limnetica</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Chaetoceros affinis</i>	Cyanophyceae	<i>Merismopedia glauca</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	Cyanophyceae	<i>Nodularia spumigena</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Chaetoceros sp.</i>	Dinophyceae	<i>Prorocentrum cordatum</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Chaetoceros simplex</i>	Dinophyceae	<i>Prorocentrum micans</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Coscinodiscus sp.</i>	Dinophyceae	<i>Prorocentrum sp.</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Coscinodiscus janischii</i>	Dinophyceae	<i>Protoperidinium crassipes</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Cyclotella caspia</i>	Dinophyceae	<i>Protoperidinium sp.</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Ditylum brightwellii</i>	Dinophyceae	<i>Scrippsiella trochoidea</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Hyalodiscus scoticus</i>	Dinophyceae	<i>Gymnodinium sp.</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Leptocylindrus danicus</i>	Dinophyceae	<i>Gymnodinium wulffii</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Melosira moniliformis</i>	Euglenophyceae	<i>Eutreptiella sp.</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Proboscia alata</i>	Euglenophyceae	<i>Eutreptiella Lanowii</i>
Coscinodiscophyceae	<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	Prymnesiophyceae	*
Coscinodiscophyceae	<i>Skeletonema costatum</i>		
Coscinodiscophyceae	<i>Thalassiosira sp.</i>		
Coscinodiscophyceae	<i>Thalassiosira parva</i>		

из которых преобладали центрические формы класса Coscinodiscophyceae – 17. Диnofлагеллят было сравнительно мало – 9, зато цианобактерии насчитывали 6 видов. Остальные таксоны были представлены единично.

По частоте встречаемости и по биомассе преобладали диатомовые водоросли с вытянутой формой клетки *Pseudosolenia calcar-avis*, *Proboscia alata*, которые обуславливали II стадию развития сезонной сукцессии (табл. 2). «Вспышка» развития мелкоклеточной вытянутой формы диатомей *Leptocylindrus danicus* наблюдалась в северной части района у мыса Белый. Из динофлагеллят в массе развивался типичный представитель 3 стадии сукцессии – *Prorocentrum micans* с максимальной численностью 316,5 млн. кл./м³ на станции 49, расположенной в зоне гибели судна во время аварии 2007 года.

По частоте встречаемости и по биомассе преобладали диатомовые водоросли с вытянутой формой клетки *Pseudosolenia calcar-avis*, *Proboscia alata*, которые обуславливали II стадию развития сезонной сукцессии (табл. 2). «Вспышка» развития мелкоклеточной вытянутой формы диатомей *Leptocylindrus danicus* наблюдалась в северной части района у мыса Белый. Из динофлагеллят в массе развивался типичный представитель 3 стадии сукцессии – *Prorocentrum micans* с максимальной численностью 316,5 млн. кл./м³ на станции 49, расположенной в зоне гибели судна во время аварии 2007 года.

Таблица 2 – Наиболее значимые виды в фитопланктоне Керченского пролива в августе 2009 г.

Встречаемость, %	Вид	Максимальная численность, млн. кл./м ³	Биомасса, мг/м ³	№ станции
100	<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	61,8	509	46
80	<i>Proboscia alata</i>	139,7	674	46/50
80	<i>Prorocentrum micans</i>	316,5	6635	49
40	<i>Lingbia limnetica</i>	8309	8,6	37
40	<i>Leptocylindrus danicus</i>	733	317,6	58

В работе Л. И. Рябушко [1] указывается, что ...«сигнотоксины *Prorocentrum micans* физиологически влияют на человека в диапазоне от легкой диареи до серьезных неврологических дисфункций» [Bagnis, 1993, цит. по 1] и оказывают токсическое воздействие на моллюски.

Учитывая высокую биомассу этого вида в августе 2009 г., приближающуюся к уровню «красного прилива», можно говорить о неблагоприятной экологической обстановке в зоне аварии 2007 г. возле Тузлинской косы.

Наиболее массовые виды, которые локально обуславливали «вспышки» преимущественно в южной части пролива (напротив Тобечикского озера), относились к цианобактериям. Эта группа представляет опасность для биоты, поскольку их метаболиты относятся к категории высокотоксичных природных соединений [1]. В частности вид *Nodularia sputigena* Mertens указан как вид, ...«продуцирующий яд нодуларин, который влияет на плавниковую рыбу и тормозит развитие икры. Токсин часто аккумулируется в моллюсках, особенно, в мидиях» [Кондратьева, Коваленко, 1975; Runnegar et al., 1988; Falconer et al., 1992; Burkholder, 1998, цит. по 1].

Указанный вид был встречен в небольших количествах в районе Тобечикского озера и на станции 37, где отмечена также максимальная для всего района численность микроводорослей (8,3 млрд. кл./м³) за счет развития вида *Lingbia limnetica*.

При рассмотрении пространственного распределения исследуемых параметров (табл. 3) наблюдалась их высокая неоднородность, что связано с комплексом разнообразных факторов воздействия: особенности гидрологического режима вод, связанные с преобладанием ветров определенных направлений и, соответственно, усилением (ослаблением) течений из Азовского или Черного морей; антропогенные источники и т. д.

В период исследований распределение значений солености свидетельствовало о преобладании вдольберегового юго-западного течения из Азовского моря, которое обусловило разнообразие стадий развития сезонной сукцессии (рис. 2).

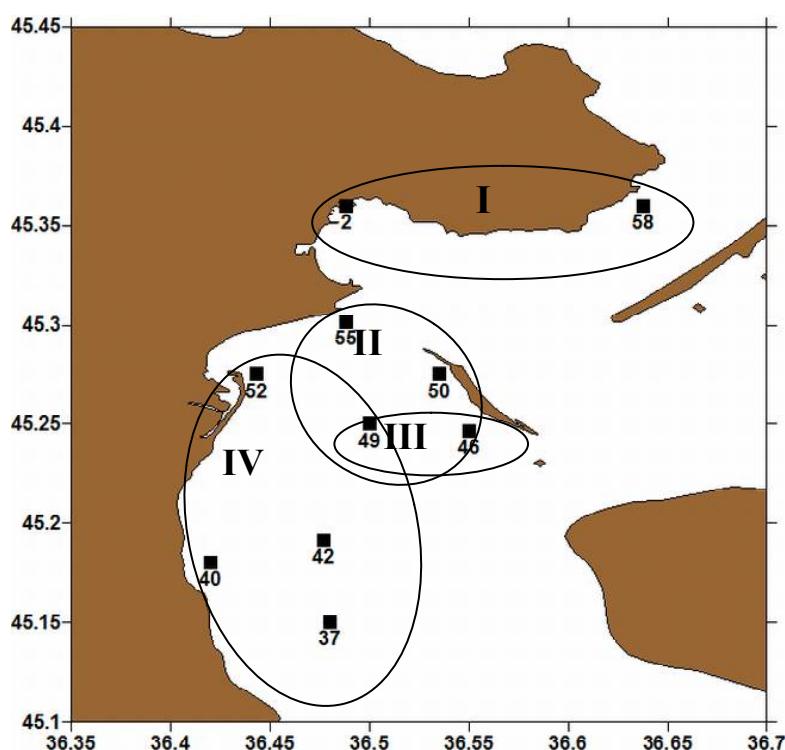


Рисунок 2 – Пространственное распределение доминирующих стадий сукцессии в районе Керченского пролива в августе 2009 г.

В самой распресненной части района от Керчи до мыса Белый сообщество находилось на I стадии с доминированием мелких диатомовых водорослей.

Сообщество на 2-х станциях в районе Павловской узости (55 и 50) находилось на II стадии развития с доминированием диатомовых водорослей 3 комплекса – *Proboscia alata*, а по биомассе – *Pseudosolenia calcar-avis*. На этих станциях отмечены максимальные для района соленость воды, минимальные значения численности и индекса сферичности за счет преобладания крупноклеточных вытянутых форм 3-го комплекса, который составлял от 48,3 до 75,8 % от суммарной численности. Все это обусловило максимальную для района степень разнообразия.

Следующие две станции, 49 и 46, интересны тем, что располагались в точках, где в 2007 г. затонули корабли. Несмотря на то, что эти точки контрастировали по

Таблица 3 – Основные характеристики фитопланктона по станциям в августе 2009 г.

№ станции	Координаты		S, %	Домин. стадия	Суммарная численность, КП./М ³	Суммарная биомасса, МГ/М ³	Индекс с (выправн.)	Средний объем клетки, МКМ ³	Средняя площадь поверхности, МКМ ²	Средний индекс сферичности
с.ш.	в.д.									
58	45°21,7	36°38,2	10,074	I	1735,02	2131,23	0,14	1228,36 ± 285,82	495,62 ± 30,66	0,762 ± 0,013
2	-	-	-	I	129,21	162,21	0,143	1255,39 ± 285,82	491,14 ± 111,82	0,836 ± 0,03
55	45°18,1	36°29,3	-	II	40,01	1042,92	0,229	26064,91 ± 10750,76	11414,37 ± 4707,98	0,457 ± 0,114
50	45°16,5	36°32,1	13,882	II	96,12	1643,54	0,231	17098,79 ± 4518,75	7676,16 ± 2028,6	0,600 ± 0,083
49	45°15,1	36°30,2	11,933	III	643,28	8992,19	0,052	13978,66 ± 1421,07	3316,81 ± 337,19	0,922 ± 0,016
46	45°14,8	36°28,9	13,752	III	373,98	9887,55	0,129	26438,43 ± 3530,85	7409,69 ± 989,56	0,742 ± 0,039
52	45°16,5	36°26,6	11,803	IV	2240,6	5901,34	0,086	2633,82 ± 143,38	718,24 ± 39,10	0,793 ± 0,005
40	45°11,3	36°25,1	13,131	IV	5701,96	4223,10	0,046	740,64 ± 25,27	312,81 ± 10,67	0,760 ± 0,003
42	45°11,5	36°28,6	13,105	IV	2271,26	3635,67	0,061	1600,68 ± 86,54	738,77 ± 39,94	0,763 ± 0,007
37	46°09,1	36°28,9	12,924	IV	9754,42	3657,43	0,044	374,95 ± 9,78	491,14 ± 111,82	0,797 ± 0,002

Примечание: данные отсутствуют.

солености (49 ст. – 11,93 %, 46 ст. – 13,75 %), фитопланктон находился здесь на III стадии развития с доминированием мелких динофлагеллят 6 комплекса, составлявшего 59,3 % на обеих станциях. Здесь развивался в массе *Prorocentrum micans*, округлая форма клеток которого и обусловила максимум индекса сферичности на этой станции. Станция 46 характеризовалась наиболее высокими для района значениями среднего объема клетки и, соответственно, суммарной биомассы фитопланктона, что обусловило достаточно высокое разнообразие.

И, наконец, оставшиеся 4 станции к юго-западу от Тузлинской косы находились на завершающей IV стадии развития с доминированием цианобактерий 11 комплекса, вклад которых в суммарную биомассу составлял от 82 до 90 %, в целом вклад IV стадии был еще выше – от 88 до 96 %. Доминантой первого порядка был вид *Lingbya limnetica*, численность достигала 8309 млн. кл./м³ на станции 37 – самой крайней точке исследованного района. Здесь отмечена пониженная соленость вод (12,92 %), минимальные значения среднего объема клетки (374,95), что и определило самое низкое разнообразие по району (0,044).

Поскольку для августа типичными являются III и IV стадии развития, то доминирование I и II стадий в районе выше Павловской узости указывает на прерывание естественного хода сукцессии в результате вторжения вод с Азовского моря.

В целом для акватории уровень развития микроводорослей был высоким как по численности, так и по биомассе, с широким диапазоном колебания параметров и низкой степенью разнообразия в сообществе (рис. 3 и табл. 4).

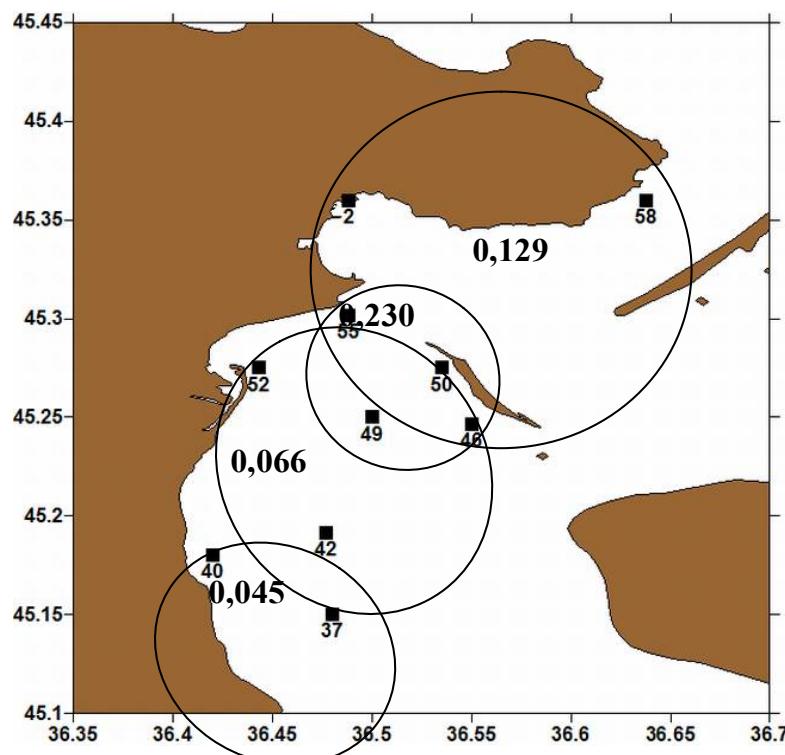


Рисунок 3 – Зоны с различным уровнем морфометрического разнообразия фитопланктона в августе 2009 г., соответствующие его различному экологическому состоянию. Цифрами обозначены средние для зоны значения разнообразия

Таблица 4 – Средние для исследованного района структурные характеристики фитоценозов в августе 2009 г.

Параметры	Средние значения	Max	Min
Численность, млн. кл./м ³	2298,59 ± 1944,62	96,12	9754,4
Биомасса, мг/м ³	4127,71 ± 2022,72	162,2	9887,55
Объем клеток, мкм ³	9141,46 ± 6674,60	374,95	26438,43
Индекс выравненности	0,113 ± 0,04	0,044	0,231
Индекс сферичности	0,743 ± 0,08	0,457	0,922

Заключение

Сопоставление с уровнем развития в Севастопольской бухте в августе 2009 г. показало, что здесь значения численности и биомассы были почти на порядок ниже, чем в Керченском проливе, хотя средний объем клеток и индекс сферичности различались незначимо. Однако степень разнообразия сообщества была гораздо выше в Севастопольской бухте, что свидетельствует о более стабильной экологической обстановке здесь, несмотря на то, что Севастопольская бухта также испытывает повышенную антропогенную нагрузку. По предварительным результатам Керченский пролив можно отнести к эвтрофному району с пониженным уровнем устойчивости.

Проведенный сукцессионный анализ и морфометрическое разнообразие, рассчитанное на основе индекса сферичности, позволили выявить 4 зоны с различным состоянием фитоценозов. В зону неблагоприятного состояния попали 5 станций, располагающихся к юго-западу от Тузлинской косы (индекс выравненности меньше 0,1). Наиболее благоприятная обстановка отмечена в Павловской узости (средний индекс 0,230). Таким образом, предложенные индексы могут служить критерием для оценки состояния фитопланктона и быть использованы для оперативного мониторинга в различных акваториях.

Литература

1. Рябушко Л. И. Потенциально опасные микроводоросли Азово-Черноморского бассейна // Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – С. 32, 220.

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ РУКАВА БИСТРИЙ В ПЕРІОД ПРОВЕДЕННЯ РОБІТ ПО ВІДНОВЛЕННЮ ГЛИБОКОВОДНОГО СУДНОВОГО ХОДУ «ДУНАЙ-ЧОРНЕ МОРЕ»

Н. В. Мельникова

Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УкрНДІЕП)

В рамках Програми комплексного екологічного моніторингу довкілля при відновленні та експлуатації глибоководного суднового ходу (ГСХ) «Дунай-Чорне море» проводився гідрохімічний моніторинг української частини дельти р. Дунай, в тому числі й рук. Бистрий.

Дельта Дунаю – динамічна природно-антропогенна система, масштабні зміни в якій відбуваються як в результаті діяльності людини, так і під впливом природних факторів. Активізація рук. Бистрий – це наслідки, перш за все, природних процесів розвитку дельти, на фоні якого повинен розглядатися та оцінюватися вплив ГСХ [1].

Екологічна оцінка якості води в рук. Бистрий виконана на основі екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України [2]. Комплекс показників екологічної класифікації якості поверхневих вод включає загальні та специфічні показники.

Для екологічної оцінки якості води рук. Бистрий використані дані, отримані в ході регулярних спостережень та експедиційних обстежень за період 2004-2008 рр. Регулярні спостереження на рук. Бистрий виконувалися Дунайською гідрометобсерваторією на 2-х станціях: 0 та 1 км по трасі ГСХ. В результаті регулярних спостережень отримана помісячна статистична інформація щодо стану водного об'єкту за гідрохімічними показниками. Експедиційні обстеження, які проводив УкрНДІЕП, носили сезонний характер; відбір проб на рук. Бистрий здійснювався в пунктах 0, 0,5 та 1 км по трасі ГСХ.

Визначення екологічної оцінки якості води рук. Бистрий проводилося за трьома групами гідрохімічних та гідрофізичних показників:

- компоненти сольового складу: сума іонів, хлориди, сульфати;
- показники трофо-сапробіологічного стану: завислі речовини, прозорість, pH, розчинений кисень, азот амонійний, азот нітратний, азот нітритний, ортофосфати, біологічне споживання кисню за 5 діб (BCK_5), перманганатна та біхроматна окислюваності;
- специфічні речовини: нафтопродукти, СПАР, феноли, важкі метали (залізо загальне, цинк, марганець, мідь, свинець, никель, кадмій, ртуть, миш'як).

Екологічна оцінка якості води рук. Бистрий виконувалася за середніми та найгіршими величинами показників та складалася з таких етапів:

- групування та обробка вихідних даних;
- визначення категорій якості води за окремими показниками;
- узагальнення категорій окремих показників по блоках;
- визначення об'єднаної оцінки якості води (екологічного індексу).

Крім цього, для визначення превалюючих показників кожного блоку визначалися максимальні блокові індекси шляхом вибору найгіршої у блокі категорії. Узагальнені дані екологічної оцінки якості води рук. Бистрий представлена в табл. 1.

Таблиця 1 – Загальна екологічна оцінка якості води рукава Бистрий (2004-2008 рр.)

Період спостережень	Індекс сольового складу		Індекс трофо-сапробності		Індекс специфічних показників		Екологічний індекс	
	C	Г	C	Г	C	Г	C	Г
2004 р.	5,7	7,0	4,0	6,0	3,9	4,6	4,5	5,9
2005 р.	6,7	7,0	4,2	5,9	4,0	4,8	5,0	5,9
2006 р.	2,0	2,3	3,5	4,5	3,3	4,7	2,9	3,8
2007 р.	7,0	7,0	3,9	5,5	4,4	4,8	5,1	5,8
2008 р.	6,7	7,0	3,8	5,3	3,4	4,6	4,6	5,6
2004-2008 рр.	6,7	7,0	4,0	6,4	3,8	5,1	4,8	6,1

Примітка: С – за середніми значеннями; Г – за найгіршими значеннями.

За сольовим складом вода рукава Бистрий відповідно даним, усередненим за період 2004-2008 рр., є *дуже брудною*.

Це пояснюється тим, що для рук. Бистрий, як і для всіх водотоків дунайської дельти, характерне періодичне проникнення морської води в придонні горизонти, що могло бути викликано маловодістю і/або ж проведеним робіт по розчистці рукава в період нагонних явищ. Наслідком цього є значне збільшення основних іонів у воді водотоку. За мінералізацією вода рук. Бистрий відповідає 1-4 категоріям I-II класу (табл. 2).

Таблиця 2 – Класифікація якості води рук. Бистрий за критерієм мінералізації

Клас якості вод	I (Прісні води)		II (Солонуваті води)	
Категорія якості вод	1 (гіпогалинні)	2 (олігогалинні)	3 (β-мезогалинні)	4 (α-мезогалинні)
Величина мінералізації, г/л	<0,5	0,51-1,0	1,01-5,0	5,01-18,0
% від загальної кількості визначень	в цілому	65,7	10,4	6,0
	в поверхневому горизонті	73,1	16,4	7,5
	в придонному горизонті	59,6	3,8	5,8

Аналіз середньорічних даних, отриманих за період 2004-2008 рр., вказує на зміну концентрацій компонентів сольового складу води рук. Бистрий в межах всіх категорій екологічної класифікації. Винятком є 2006 рік, коли навіть за максимальними значеннями концентрації хлоридів та сульфатів не виходили за межі 3 категорії. За таких умов максимальне значення індексу забруднення компонентами сольового складу визначають хлориди.

Індекс трофо-сапробності, обчислений за середніми величинами показників, що отримані в період 2004-2008 рр., відповідає 4 категорії екологічної класифікації, тобто якість води водотоку може бути оцінена як *задовільна* (вода є *слабко забрудненою*).

Максимальний індекс трофо-сапробності за середніми величинами показників в період 2004-2008 рр. визначають завислі речовини та прозорість (7 категорія).

За найгіршими показниками цього блоку вода рук. Бистрий в цей період є *брудною* (6 категорія). Найгірші за період 2004-2008 рр. значення окремих показників блоку трофо-сапробності відповідають 5-7 категоріям екологічної класифікації. Величину максимального індексу трофо-сапробності за найгіршими значеннями, окрім гідрофізичних показників, визначають також азот нітратний, розчинний кисень, перманганатна та біхроматна окислюваності.

Рук. Бистрий відзначається високим вмістом у воді специфічних речовин токсичної дії. Значення **індексів специфічних показників токсичної дії** за їх середніми та найгіршими концентраціями в період 2004-2008 рр. відповідають III класу екологічної класифікації та характеризують воду рук. Бистрий як *забруднену*.

Приоритетним в групі специфічних показників токсичної дії є залізо загальне, середні та найгірші значення якого визначають величину максимального індексу цього блоку, що відповідають 6 та 7 категоріям відповідно.

Величина **екологічного індексу** якості води рук. Бистрий за середніми значеннями, отриманими за період 2004-2008 рр., дозволяє віднести річку до III класу якості поверхневих вод. Згідно екологічної класифікації стан водного об'єкту є *задовільним*, вода в ньому характеризується як *забруднена*.

За найгіршими значеннями показників якості води величина екологічного індексу водотoku за весь період спостережень відповідає 6 категорії IV класу, тобто характеризує стан водного об'єкту як *поганий*, а якість води – як *брудна*.

Для з'ясування ступеню впливу днопоглиблювальних робіт на рук. Бистрий є доцільним порівняння даних екологічної оцінки якості його води за окремими показниками в різні періоди спостережень. В рамках Міжнародної програми моніторингу Дунаю (TNMN) отримані дані щодо показників якості води р. Дунай біля м. Вилкове за період 1998-1999 рр., які опубліковані на веб-сайті Дунайської комісії (<http://www.icpdr.org>). Для можливості співставлення результатів екологічної оцінки якості води рук. Бистрий з даними TNMN проведено визначення категорій якості води за окремими показниками в період 1998-1999 рр. (табл. 3).

Таблиця 3 – Порівняння даних екологічної оцінки якості води за окремими показниками в різні періоди спостережень

Пункт та період спостереження	Категорії якості води за відповідними показниками												
	Хлориди	Сульфати	Завислі речовини	pH	Розчинений	Азот амонійний	Азот нітратів	Азот нітратів	БПК ₅	Залізо	Марганець	Цинк	Мідь
р. Дунай – Вилкове, 1998-1999 рр.	3	2	6	3	1	3	5	6	3	4	4	4	4
рук. Бистрий, 2004-2008 рр.	7	6	7	3	1	3	5	6	3	6	5	5	5

Аналіз даних табл. 3 показав, що за період проведення робіт на рук. Бистрий спостерігалося погіршення якості його води за вмістом хлоридів, сульфатів, завислих речовин та важких металів. Однак треба зауважити, що для рук. Бистрий характерний своєрідний просторовий розподіл цих показників якості води, що склався ще до початку робіт по відновленню ГСХ внаслідок дії комплексу факторів природного та антропогенного впливу.

Необхідно також підкреслити те, що використання «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» має певні обмеження. У випадку з оцінкою якості води рук. Бистрий її використання для тієї частини, що знаходиться під суттєвим впливом морської води, потребує окремих уточнень.

Література

1. Васенко О. Г., Станкевич П. П. Программа комплексного экологического мониторинга окружающей природной среды при возобновлении глубоководного судового хода Дунай – Черное море: опыт реализации современных принципов мониторинга качества вод в Украине // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення : зб. наук. статей Міжнародної науково-практичної конференції у 2 томах, м. Алушта, АР Крим, Україна, 12-16 вересня 2005 р. – Харків, 2005. – С. 237-246.
2. Романенко В. Д., Жукинський В. М, Оксюк О. П. та інш. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. – К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.

УРОВЕНЬ РАЗВИТИЯ ДОННЫХ БИОЦЕНОЗОВ В РАЙОНЕ ПЕРЕГРУЗОЧНОГО РЕЙДА КЕРЧЕНСКОГО ПРОЛИВА

Н. М. Литвиненко, О. В. Евченко
ЮгНИРО

Природные и антропогенные воздействия являются факторами, определяющими и сезонные и многолетние циклы развития бентоса. Наложение соответствующих трендов усиливает или, наоборот, ослабляет реакцию бентоса на антропогенное воздействие.

Керченский пролив испытывает постоянную антропогенную нагрузку, вызванную как прессом со стороны рекреационных зон, так и интенсивным судоходством. Необходимость мониторинга состояния гидробионтов этой акватории является обязательным условием контроля качества морской среды.

Исходным материалом послужили бентосные сборы осеннего сезона 2008 г. (сентябрь) в южной части Керченского пролива на акватории перегрузочного рейда. Глубина района исследований составляла 11-20 м, грунты были представлены ракушевым песком с примесью ила.

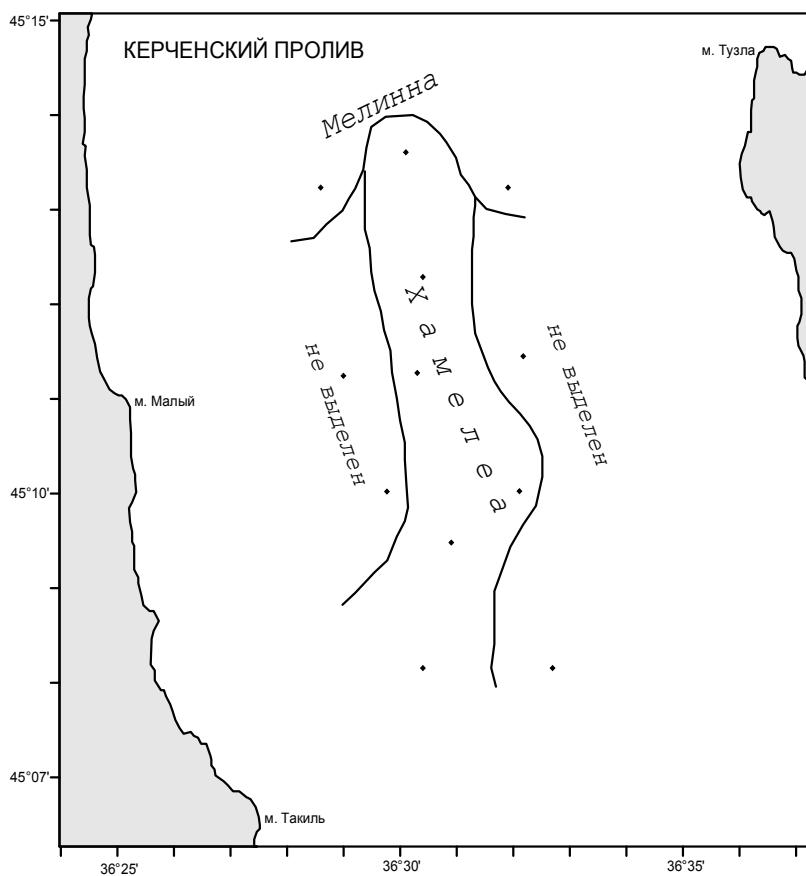
Сбор бентоса осуществлялся дночерпателем «Петерсена», площадью раскрытия 0,1 м². Поднятый грунт промывали через сито с ячей 0,5 мм. Животных извлекали из грунта и фиксировали 4 %-ным формалином. Таксономическую идентификацию проводили с использованием определителей фауны Черного и Азовского морей [3]. Взвешивание организмов выполнялось на торсионных весах с точностью до 0,001 г. Полученные значения численности и биомассы каждого таксона пересчитывали на 1 м². Биоценозы выделяли по доминирующему виду [1].

В 2008 г. в районе исследования в донном сообществе было обнаружено 35 видов макрозообентоса, включающих 13 видов моллюсков (9 – двустворчатых и 4 – брюхоногих), 8 – полихет, 7 – ракообразных, 2 – асцидий, 2 – олигохеты и по 1 виду форонид, актиний и мшанок. Численность бентосных животных на станциях колебалась от 240 до 18400 экз./м², в среднем равнялась 2905,7 экз./м². Биомасса изменилась от 0,48 до 1755,16 г/м², в среднем – 202,84 г/м². Плотность видов – от 5 до 14 вида/м².

На исследуемой акватории было выделено 2 биоценоза: двустворчатого моллюска *Chamelea* и полихеты *Melinna* (рисунок).

Биоценоз *Chamelea* располагался в центре изучаемого района и пространственно был вытянут с севера на юг.

В биоценозе *Chamelea* определено 23 вида макрозообентоса, включающих 10 видов моллюсков, 7 – полихет, 4 – ракообразных и по 1 – форонид и асцидий. Уровень развития биоценоза достаточно высокий (табл. 1). Средняя численность зообентоса равнялась 1940 экз./м², а биомасса – 40,71 г/м². Биомасса биоценоза образующего вида *C. gallina* равнялась 26,6 г/м², а численность – 113,3 экз./м², что составляло 65,3 и 5,8 % суммарного бентоса соответственно. Субдоминантом была полихета *M. palmata*, составлявшая 6,8 % биомассы и 49,8 % численности бентоса. Субдоминантом второго порядка – моллюск *Parvicardium exiguum*, составлявший 11,4 % биомассы и 5,8 % численности суммарного бентоса. Встречаемость всех этих видов



Пространственное распределение донных биоценозов в районе перегруженного рейда Керченского пролива в осенний период 2008 г.

была 100 %. Следует отметить высокую численность асцидий, которая равнялась 253 экз./м². Данные животные были представлены молодью, в связи с чем биомасса их оказалась невысокой – 2,7 г/м². Эти организмы крайне требовательны к качеству воды, поэтому их можно считать индикаторами чистоты вод.

Доминировали в биоценозе пелофильные виды, составлявшие 69,7 % видового богатства, 77,3 % – численности и 25,4 % биомассы бентоса.

В трофической структуре биоценоза сестонофаги составляли 89,1 % биомассы и 31,6 % численности бентоса. Детритофаги составляли 10,1 % биомассы и 67,0 % – численности, хищники соответственно 0,6 % и 1,4 %.

Биоценоз полихеты *Melinna* располагался в северной части исследуемого района и был представлен 14 видами, включающими 4 вида полихет, по 2 вида моллюсков и ракообразных, 3 вида олигохет и по 1 виду актиний, асцидий, форонид. Уровень развития биоценоза был невысоким [3]. Средняя численность зообентоса равнялась 2280,8 экз./м², а биомасса – 25,68 г/м² (табл. 2).

Средняя численность биоценоз образующего вида *Melinna palmata* составляла 52,0 % численности и 18,1 % биомассы суммарного зообентоса. Субдоминантом был моллюск *Hydrobia acuta*, средняя численность которого равнялась 493,3 экз./м², биомасса – 2,40 г/м² или 21,6 % численности и 9,3 % биомассы суммарного зообентоса. Наиболее высокая биомасса была у моллюска *Abra nitida*, однако численность и встречаемость этого вида были низкими.

Таблица 1 – Видовой состав и средние показатели уровня развития биоценоза *Chamelea* на акватории перегруженного рейда в осенний период 2008 г.

Название вида	Численность, экз./м ²	Биомасса, г/м ²	Встречае-мость, %
<i>Abra nitida</i>	13,3	0,82	33
<i>Ampelisca diadema</i>	26,7	0,08	33
<i>Balanus improvisus</i>	40,0	0,79	33
<i>Calyptraea chinensis</i>	6,7	0,03	33
<i>Chamelea gallina</i>	113,3	26,6	100
<i>Ctenicella appendiculata</i>	253,3	2,69	33
<i>Diogenes pugilator</i>	6,7	0,1	17
<i>Heteromastus filiformis</i>	93,3	0,11	33
<i>Hydrobia acuta</i>	33,3	0,03	33
<i>Iphinoe maeotica</i>	13,3	0,02	17
<i>Melinna palmata</i>	966,7	2,73	100
<i>Mytilaster lineatus</i>	13,3	0,02	17
<i>Nephtys</i> sp.	6,7	0,01	17
<i>Nephtys hombergii</i>	13,3	0,14	17
<i>Odostomia pallida</i>	26,7	0,05	33
<i>Olygochaeta</i>	6,7	0,01	17
<i>Paraonis</i> sp.	46,7	0,04	83
<i>Paraonis fulgens</i>	60,0	0,14	17
<i>Paricardium exiguum</i>	113,3	4,63	100
<i>Phoronis psammophila</i>	60,0	0,05	67
<i>Polititapes aurea</i>	13,3	1,41	33
<i>Spisula subtruncata</i>	6,7	0,1	17
<i>Theodoxus pallasii</i>	6,7	0,07	17
Всего:	1940,0	40,71	

В трофической структуре биоценоза наиболее значимую роль играли детритофаги, составлявшие 78,6 % видового богатства, 87,7 % численности и 48,6 % биомассы суммарного зообентоса. Сестонофаги были представлены 2 видами, численность этой группы составляла 11,7 % суммарной, а биомасса – 12,1 %. Хищников представлял 1 вид, численностью 5,8 %, а биомассой – 39,3 % суммарного зообентоса.

По периферии, на западе и востоке, располагались участки с доминированием мидии, мелинны и асцидии *Ctenicella*, на которых биоценозы не выделялись. Площадь разрушенных участков в сравнении с 2007 г. сократилась в 1,9 раза и составила 14 % исследованной акватории.

Таким образом, в 2008 г. на большей части акватории южной части Керченского пролива развился биоценоз *Chamelea*, частично заместив расположенный на этом участке в 2007 г. биоценоз *Melinna* [2]. Как и в прошлые годы, высокая численность

Таблица 2 – Видовой состав и средние показатели уровня развития биоценоза *Melinna* на акватории перегрузочного рейда в сентябре 2008 г.

Название вида	Численность, экз./м ²	Биомасса, г/м ²	Встреча- емость, %
<i>Abra nitida</i>	40,0	5,06	33,3
<i>Actinothoe clavata</i>	13,3	10,1	33,3
<i>Apseudeopsis ostroumovi</i>	13,3	0,06	33,3
<i>Ctenicella appendiculata</i>	13,3	2,98	33,3
<i>Heteromastus filiformis</i>	26,7	0,03	33,3
<i>Hydrobia acuta</i>	493,3	2,40	66,7
<i>Iphinoe maeotica</i>	80,0	0,08	66,7
<i>Melinna palmata</i>	1186,7	4,64	100
<i>Paraonis fulgens</i>	66,7	0,08	100
<i>Paraonis</i> sp.	53,3	0,07	66,7
<i>Phoronis</i> sp.	254,3	0,13	66,7
<i>Spionidae</i> sp.	13,3	0,01	33,3
<i>Gmelina costata</i>	13,3	0,03	33,3
<i>Tubificoides heterochaetus</i>	13,3	0,01	33,3
Всего:	2280,8	25,68	

полихеты *Melinna palmata* в биоценозах косвенно указывает на значительное поступление в изучаемый район органического детрита.

Присутствие в донном сообществе большого количества асцидий, крайне требовательных к качеству воды, косвенно указывает на хорошее качество вод в период исследования.

Состояние донных биоценозов акватории перегрузочного рейда в Керченском проливе соответствует уровню развития для районов с усиленной антропогенной нагрузкой.

Литература

1. Воробьев В. П. Бентос Азовского моря // Труды АзЧерНИРО, 1949. – Вып. 13. – 193 с.
2. Евченко О. В. Трансформация донного сообщества в районе перегрузочного рейда в южной части Керченского пролива // Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона : материалы IV Междунар. конф., Керчь, 8-9 октября 2008 г. – Керчь: ЮГНИРО, 2008. – С. 67-71.
3. Киселева М. И. Бентос рыхлых грунтов Черного моря. – К.: Наукова думка, 1981. – 162 с.
4. Определитель фауны Черного и Азовского морей. – К.: Наукова думка. – Т. 1. – 1969. – 536 с.; Т. 2. – 1972. – 340 с.; Т. 3. – 1972. – 435 с.

ОЦІНКА СТАНУ ДОВКІЛЛЯ ПІВДЕННОГО РЕГІОNU УКРАЇНИ

К. Р. Хачатрян, Д. Ю. Верниченко-Цвєтков

Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УкрНДІЕП)

Український науково-дослідний інститут екологічних проблем за завданням Мінприроди України виконує роботи зі створення єдиної системи збору, обробки й інтерпретації екологічної інформації в Україні. Система спрямована на:

- здійснення інтегральної оцінки стану довкілля на території країни;
- проведення аналізу можливих транскордонних загроз довкіллю;
- інформування громадськості про екологічну ситуацію в країні та її регіонах;
- інформаційну підтримку й наукове обґрунтування прийняття управлінських рішень у галузі охорони довкілля;
- широке коло інших питань щодо науки, освіти, управління й громадської діяльності природоохоронної галузі.

Провідним питанням функціонування систем моніторингу є чітке визначення інформаційних вимог та цілей програм моніторингу, що має включати принаймні п'ять блоків:

- визначення інформаційних вимог управління;
- визначення інформації, яка повинна і може бути одержана в результаті моніторингу;
- розробка схеми мережі моніторингу;
- підготовка документів, що регулюють процедури збору даних;
- підготовка документів, що регулюють процедури генерування інформації та представлення інформаційних звітів.

Все це зумовлює актуальність та значимість робіт із підготовки інформаційно-аналітичного огляду „Стан довкілля в Україні».

При підготовці інформаційно-аналітичного огляду «Стан довкілля в Україні» аналізується стан атмосферного повітря, вод і геологічного середовища, а також радіаційний стан об'єктів довкілля України [4].

Спостереження за станом об'єктів довкілля здійснюється у всіх регіонах України, зокрема у Південному регіоні.

Аналіз стану атмосферного повітря здійснювався на основі даних організацій Державної гідрометеорологічної служби Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи (МНС України).

Оцінка стану атмосферного повітря у містах України здійснюється шляхом порівняння середніх концентрацій забруднюючих речовин з відповідними середньодобовими гранично допустимими концентраціями. Пріоритетними забруднюючими речовинами вважаються ті речовини, які вносять найбільший внесок в забруднення атмосферного повітря міст і контролюються на більшості стаціонарних постів спостережень за забрудненням атмосферного повітря. Приклад представлення цієї інформації наведено на рис. 1.

У Південному регіоні спостереження за забрудненням атмосферного повітря проводились у 11 містах на 34 стаціонарних постах.

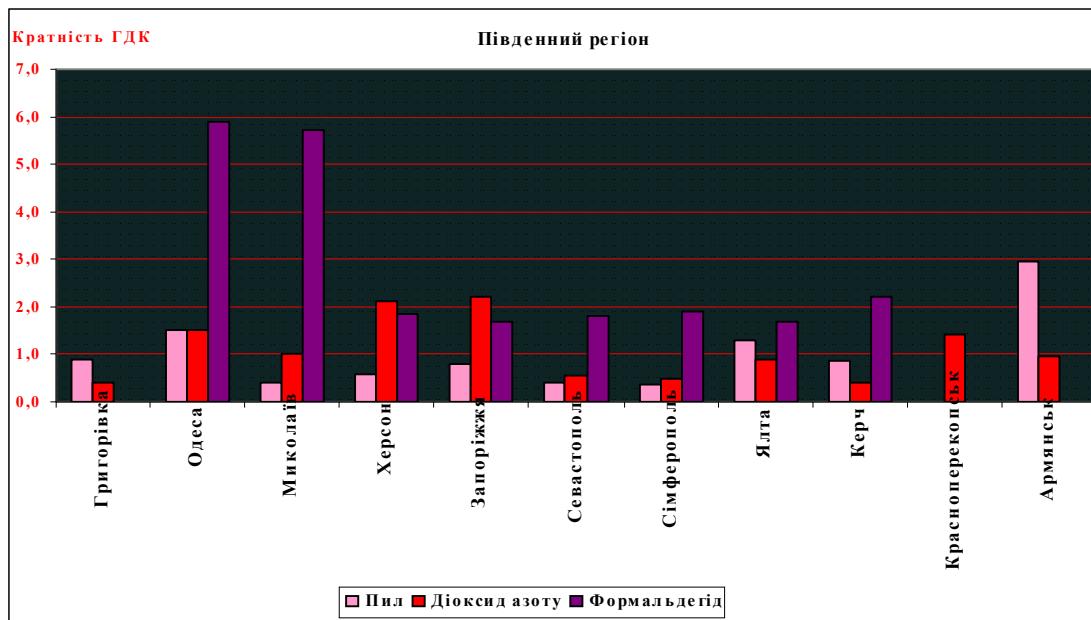


Рисунок 1 – Значення середньомісячних концентрацій забруднюючих речовин у атмосферному повітрі міст Південного регіону України, липень 2009 року

Оцінка якості поверхневих та прибережних морських вод України здійснюється на основі аналізу інформації щодо екологічного стану вод по областях України, яка надається Мінприроди, МНС, МОЗ, Мінжитлокомунгоспом, Держводгоспом та іншими суб'єктами моніторингу.

Основний аналіз гідроекологічної інформації виконується з використанням «Методики екологічної оцінки...» [3].

Ця методика знайшла широке застосування при визначенні екологічного стану річок і водоймищ України [1, 2].

Оцінка здійснюється по окремих пунктах спостережень на водних об'єктах із визначенням категорій якості вод за показниками, по яких відзначенні максимальні рівні забруднення.



Рисунок 2 – Кратність перевищення показників якості води граничної межі 3 категорії екологічної оцінки, річки Криму, 2 квартал 2009 року

Виконується також оцінка за показниками перевищення середньобасейнових концентрацій найбільш розповсюджених компонентів забруднення вод відносно граничної межі 3 категорії. За «Методикою екологічної оцінки...» верхня межа 3 категорії є переходом між водами, що розглядаються як чисті та такими, що вважаються забрудненими. Приклад графічного представлення цієї оцінки наведено на рис. 2.

Екологічна оцінка стану вод річкових басейнів здійснюється шляхом усереднення результатуючих та блокових індексів по окремих пунктах басейну. Блокові індекси по кожному

пункту мають отримуватися за двома схемами: шляхом усереднення категорій показників у блоці (основна оцінка за «Методикою...») і шляхом вибору найгіршої у блоці категорії (додаткова оцінка). Індекс загальної екологічної оцінки знаходиться, як середнє блокових індексів по кожному пункту. Після цього індекси осереднюються по пунктах басейну. Таким чином, оцінка проводиться за середніми величинами й за середніми з найгірших величин по пунктах басейну. Приклад графічного оформлення такої оцінки наведено на рис. 3.

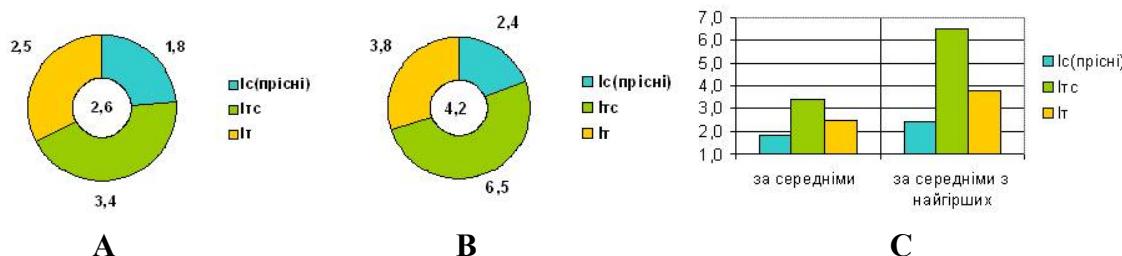


Рисунок 3 – Індекси екологічної оцінки якості води річок Криму: А – за середніми рівнями, В – за середніми з найгірших, С – порівняння

Виходячи з досвіду обробки й аналізу екологічної інформації, що надається, можна стверджувати, що її склад та якість у цілому прийнятні для цілей підготовки й видання інформаційно-аналітичних оглядів. Проте, для більшої оперативності обробки інформації та для підвищення можливостей аналізу доцільне удосконалення структури її надання та розширення її переліку.

Література

1. Васенко О. Г., Карабаш Г. О. Екологічна оцінка якості води річки Дністер, сучасний стан та ретроспектива // Вода: проблеми и решения : мат. VII Межд. научно-практ. конференции. – Дніпропетровськ: Гамалія, 2004. – С. 10-11.
2. Васенко О. Г., Карабаш Г. О. Екологічна оцінка якості води річки Сів. Донець, сучасний стан та ретроспектива // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення : Міжнародна науково-практична конференція, 12-16 вересня 2005 р., м. Алушта, АР Крим, Україна : зб. наук. статей у 2-х т. – Харків, 2005. – С. 225-227.
3. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксюк О. П. та інш. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.
4. Хачатрян К. Р. Досвід підготовки аналітичного огляду «Стан довкілля в Україні» // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення : V Міжнародна науково-практична конференція : зб. наук. ст. у 2-х т. – Харків: Райдер, 2009. – Т. 2. – 376 с.

**СУКЦЕССИЯ БИОЦЕНОЗА *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*
В БИОЦЕНОЗ *TEREBELLIDES STROEMI* В РЕЗУЛЬТАТЕ
ЗАИЛЕНИЯ КЕРЧЕНСКОГО ПРЕДПРОЛИВЬЯ ЧЕРНОГО МОРЯ**

А. С. Терентьев
ЮгНИРО

Биоценоз *Mytilus galloprovincialis* располагается на глубине 20-68 м, преимущественно на заиленной ракушке, образуя пояс мидийных илов. Это один из самых больших Черноморских биоценозов. В начале 90-х годов акватория Керченского предпроливья подверглась сильному заиению, что не замедлило сказаться на состоянии донных биоценозов. В том числе и биоценозе *M. galloprovincialis*.

Материал и методика

В настоящей работе были использованы материалы ЮгНИРО, собранные в 5 экспедициях, проводившихся в мае-июле 1986-90 гг. Бентосные пробы отбирались дночерпателем «Океан», площадью охвата 0,25 м². В течение всего периода исследований выполнено 340 станций. Сбор материала осуществлялся по общепринятым методикам [2]. На каждой станции оценивалось количество видов, их численность и биомасса. Таксономическая обработка проб осуществлялась по трехтомному определителю фауны Черного и Азовского морей [6]. По встречаемости выделялись следующие категории видов: более 50 % – постоянные, 25-50 % – добавочные, менее 25 % – редкие [10, 11]. Виды, встреченные единично, выделялись в категорию очень редких видов. Биоценозы выделялись по виду, имеющему наибольшую биомассу [1].

В качестве меры сходства использовались широко распространенные индексы Чекановского-Серенса и Синкевича-Симпсона. Первый показывает отношение количества общих видов к среднему арифметическому количеству видов в двух списках, а второй – отношение числа общих видов к числу видов в меньшем списке. Эти индексы хорошо дополняют друг друга [7].

При изучении трофической структуры использовалась классификация Е. П. Турпаевой [8] и А. П. Кузнецова [3, 4].

Сложность трофической структуры оценивалась с помощью индекса однообразия пищевой продукции [5, 9].

Результаты и обсуждения

В составе биоценоза *M. galloprovincialis* обнаружено 80 видов животных. Из них полихет 25 видов, двустворчатых моллюсков 21, ракообразных 10, брюхоногих моллюсков 6, ацидии 5, губок 4, иглокожих, кишечнополостных по 3 вида, панцирных моллюсков, немертин и щупальцевых – по одному. Наиболее часто встречались: *Amphiura stepanovi*, *Ascidia aspersa*, *Calyptera chinensis*, *Gouldia minima*, *Modiolus adriaticus*, *Modiolus phaseolinus*, *M. galloprovincialis*, *Nephthys hombergii*, *Pitar rudis*, *Polititapes aurea*, *Stereoderma kirchbergii*, *Terebellides stroemii*, *Tritia reticulata*.

Доминировал двустворчатый моллюск *M. galloprovincialis*. На его долю приходилось 35 % численности и 85 % биомассы биоценоза.

Общая численность зообентоса в среднем равнялась 337 ± 36 экз./м², а его биомасса 650 ± 100 г/м².

В трофической структуре преобладают сестонофаги, на долю которых приходилось 36 % видового богатства, 81 % численности и 99 % биомассы биоценоза. На втором месте стоят животные, собирающие детрит с поверхности грунта. Их доля соответствовала четверти видового богатства, 14 % общей численности и 0,69 % биомассы. Плотоядные виды по своему видовому богатству почти аналогичны предыдущей трофической группировке, однако очень сильно уступали им по численности. Роль безвыворочных глотальщиков верхнего слоя грунта, безвыворочных глотальщиков в толще грунта, фитофагов и полифагов крайне мала.

В результате сильнейшего антропогенного прессинга, выразившегося в том числе в заилиении дна, биоценоз мидии оказался сильно разрушенным. В период с 1986 по 1987 гг. площадь биоценоза уменьшилась в 1,4 раза – с 1,2 до 0,9 тыс. км² (рис. 1).

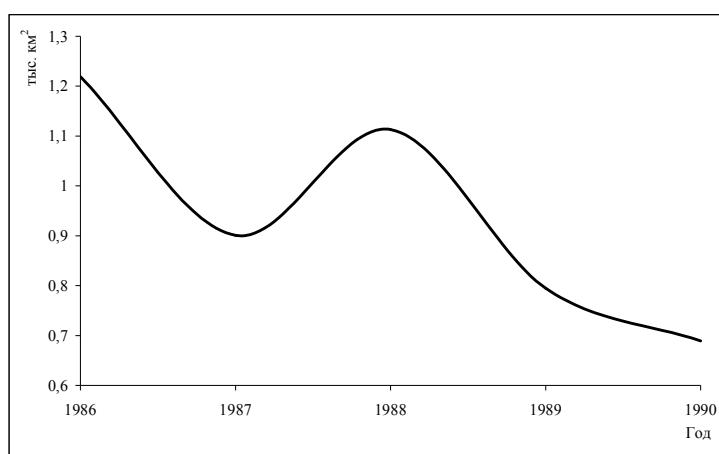


Рисунок 1 – Динамика площади *M. galloprovincialis* Керченского предпроливья Черного моря

шегося биоценоза преобладают полихеты и двустворчатые моллюски. Полностью исчезли брюхоногие и панцирные моллюски, ракообразные, губки, кишечнополостные, немертины и щупальцевые (рис. 2).

Из 25 видов полихет сохранились только *Nephthys longicornis* и *T. stroemi*. Из 21 вида двустворчатых моллюсков остались *Acanthocardia paucicostata* и *Modiolus phaseolinus*, из 5 видов асцидий – *Ctenicella appendiculata*. Меньше пострадали иглокожие, у которых из 3 видов, встреченных в исходном биоценозе, сохранились змеевостка *A. stepanovi* и голотурия *S. kirchbergi*.

Биоценоз *T. stroemi* по видовому составу сильно отличался от биоценоза *M. galloprovincialis*. Индекс их сходства по Чекановскому-Серенсу равнялся 0,16. Однако в то же время индекс их сходства по Синкевичу-Симпсону составлял 1. Таким образом, трансформация произошла только в результате обеднения видового богатства, при этом новых, по сравнению с исходным биоценозом видов не добавилось.

В результате сукцессии численность двустворчатых моллюсков снизилась в 70 раз, асцидий в 4,7 раза. Численность иглокожих уменьшилась в 2 раза. Меньше всего изменилась численность полихет – она сократилась в 1,3 раза. Остальные таксономические группы, как говорилось выше, на данной акватории практически полностью исчезли. В целом общая численность зообентоса уменьшилась в 11 раз.

В 1990 г. она уменьшилась до 0,69 тыс. км². Таким образом, за рассматриваемый период площадь биоценоза мидии сократилась в 1,8 раз.

На месте нижней части разрушенного биоценоза, на глубине более 40 м, сформировался биоценоз *T. stroemi*. Видовое богатство которого насчитывало 7 видов животных, уменьшившихся по сравнению с исходным биоценозом в 11 раз. В видовом богатстве вновь образовав-

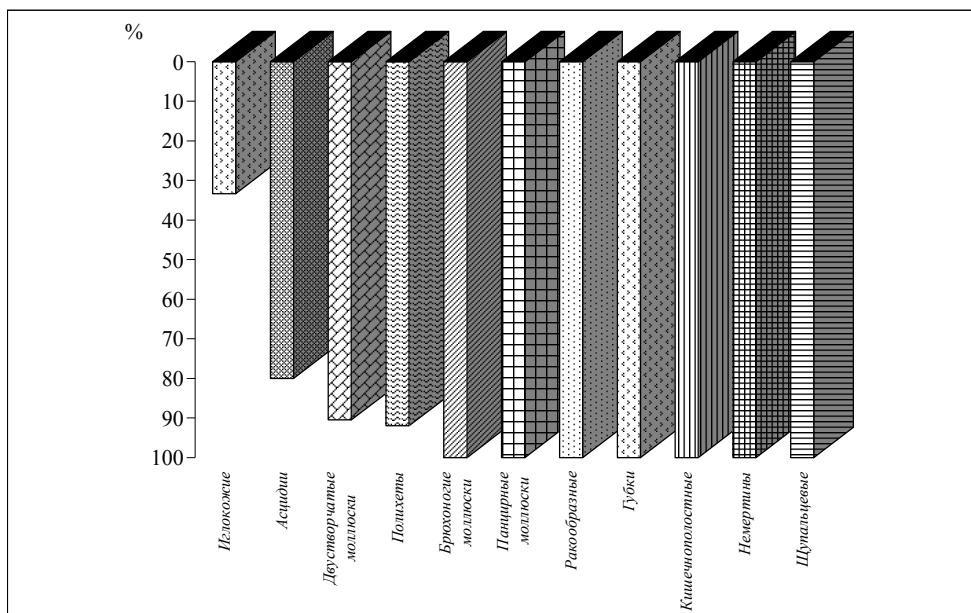


Рисунок 2 – Потери видового богатства при трансформации биоценоза *M. galloprovincialis* в биоценоз *T. stroemi* в результате заилиения Керченского предпроливья Черного моря

При образовании биоценоза *T. stroemi* теряется 99 % биомассы исходного биоценоза. По сравнению с биоценозом *M. galloprovincialis* биомасса двустворчатых моллюсков уменьшилась в 450 раз, ацидий – в 42 раза, полихет и иглокожих – в 1,5 раза. Большинство массовых видов выпадает из вновь образовавшегося биоценоза. Полностью исчезли *A. aspersa*, *C. chinensis*, *G. minima*, *M. adriaticus*, *M. galloprovincialis*, *N. hombergii*, *P. rudis*, *P. aurea*, *S. subtruncata* и *T. reticulata* (рис. 3).

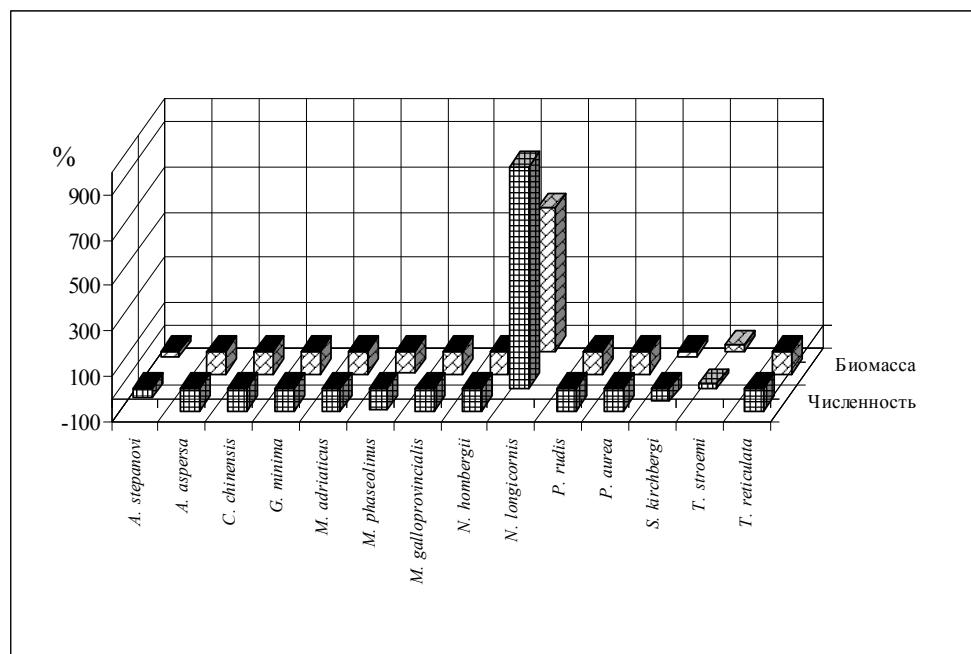


Рисунок 3 – Динамика численности и биомассы массовых видов зообентоса при сукцессии биоценоза *M. galloprovincialis*, разрушенного в результате заилиения, в биоценоз *T. stroemi*

Почти полностью исчез *M. phaseolinus*. Численность *A. stepanovi* уменьшилась на 44 %, а его биомасса на 22 %. *S. kirchbergi* соответственно на 17 и 30 %. При этом очень сильно выросли численность (в 11 раз) и биомасса *N. Longicornis* (в 7,3 раза).

Во вновь образовавшемся биоценозе роль доминанта перешла от двустворчатых моллюсков к полихетам (табл. 1).

Таблица 1 – Состав и средний уровень развития биоценоза *T. Stroemi*, образовавшегося в результате заиления биоценоза *M. galloprovincialis* в районе Керченского предпроливья Черного моря

Вид	Средняя численность, экз./м ²	Средняя биомасса, г/м ²
Постоянные: <i>Terebellides stroemi</i>	17,20 ± 5,20	2,440 ± 0,960
Сумма	17,20 ± 5,20	2,440 ± 0,960
Добавочные: <i>Nephthys longicornis</i>	2,80 ± 1,90	0,066 ± 0,048
Сумма	2,80 ± 1,90	
Редкие: <i>Amphiura stepanovi</i> <i>Modiolus phaseolinus</i>	4,00 ± 1,80 3,00 ± 1,30	0,100 ± 0,045 0,500 ± 0,220
Сумма	7,00 ± 2,20	0,600 ± 0,230
Очень редкие: <i>Acanthocardia paucicostata</i> , <i>Ctenicella appendiculata</i> , <i>Stereoderma kirchbergi</i>		
Сумма	3,00 ± 0,77	1,800 ± 0,490
Общая сумма	30,00 ± 13,00	4,900 ± 1,800

В биоценозе доминировала полихета *T. stroemi*. На ее долю приходилось 57 % численности и половина биомассы зообентоса. Численность и особенно биомасса *N. longicornis* были намного ниже. В целом на долю полихет приходилось 67 % численности и 51 % общей биомассы сообщества. Доля двустворчатых моллюсков в общей численности сократилась до 13 %, а в биомассе до 29 %. Довольно высокую роль в численности и биомассе биоценоза *T. stroemi* играли иглокожие. На их долю приходилось 17 % общей численности и 12 % биомассы. На долю асцидий приходилось всего 3 % численности и 8 % биомассы биоценоза.

В трофической структуре большее видовое богатство сохраняется за сестонофагами. Однако как по численности, так и по биомассе доминируют виды, собирающие детрит с поверхности грунта (табл. 2).

В эту группу, кроме доминанта, входила еще и *A. stepanovi*. Сестонофаги были представлены двумя видами двустворчатых моллюсков и асцидией. Причем все три вида относились к категории редких или очень редких видов. Безвыборочные глотальщики верхнего слоя грунта были представлены редко встречающейся голотурией *S. kirchbergi*. Ее биомасса и особенно численность были небольшими. Плотоядных представлял *N. longicornis*. Он часто встречался в биоценозе, но имел низкую

Таблица 2 – Трофическая структура биоценоза *T. stroemii*, образовавшегося в результате заилиения биоценоза *M. galloprovincialis* в районе Керченского предпроливья Черного моря

Трофическая группировка	Доля, в %		
	видовое богатство	численность	биомасса
Сестонофаги	43	16,67	36,72
Собирающие детрит с поверхности грунта	29	70,67	51,73
Безвыборочные глотальщики верхнего слоя грунта	14	3,33	10,20
Плотоядные	14	9,33	1,35

численность и биомассу. Полностью исчезли безвыборочные глотальщики в толще грунта, фитофаги и полифаги.

В биоценозе *T. stroemii* произошла смена трофической структуры. Преобладающей группировкой стали виды, собирающие детрит с поверхности грунта, а преобладающий тип питания сестоном сменился на детритный. Особенно сильно детритофаги доминируют в численности. В биомассе еще довольно сильную роль продолжают играть сестонофаги. В результате индекс однообразия пищевой структуры по численности оказался выше, чем по биомассе. При этом по сравнению с исходным биоценозом индекс пищевого разнообразия уменьшился по численности с 0,47 до 0,29, а по биомассе с 0,81 по 0,16. Сообщество по трофической структуре стало более упрощенным и однообразным.

Выводы

1. В период с 1986 по 1990 гг. биоценоз *Mytilus galloprovincialis* сократился с 1,2 до 0,69 тыс. км², т. е. в 1,7 раза. В его нижней части на заиленных участках сформировался биоценоз *Terebellides stroemii*.

При формировании биоценоза *T. stroemii* видовое богатство исходного биоценоза уменьшилось в 11 раз. При этом сукцессия произошла только за счет обеднения видового состава. Новые виды, по сравнению с исходным биоценозом, в биоценозе *T. stroemii* обнаружены не были.

2. После сукцессии общая численность зообентоса уменьшилась в 11 раз, и сохранилось не более 1 % биомассы исходного биоценоза.

3. В трофической структуре ведущая роль перешла от сестонофагов к видам, собирающим детрит с поверхности грунта. Исчезли такие группы, как безвыборочные глотальщики в толще грунта, фитофаги и полифаги. Трофическая структура стала более однообразной и упрощенной.

Литература

1. Воробьев В. П. Бентос Азовского моря // Тр. АзЧерНИРО, 1949. – Вып. 13. – 193 с.
2. Жадин В. И. Методы гидробиологических исследований – М.: Высшая школа, 1960. – 191 с.

3. Кузнецов А. П. Закономерности распределения пищевых группировок донных беспозвоночных в Баренцевом море // Экология и распределение морской донной фауны и флоры : Труды института океанологии АН СССР. – М.: Наука, 1970. – Т. 88. – С. 5-80.
4. Кузнецов А. П. О трофической структуре и зональности распределения донной фауны Азовского и Балтийского морей // Экология и распределение морской донной фауны и флоры : Труды института океанологии АН СССР. – М.: Наука, 1970. – Т. 88. – С. 81-97.
5. Несис К. Н. Некоторые вопросы пищевой структуры морских биоценозов // Океанология. – 1965. – № 5, вып. 4. – С. 701-704.
6. Определитель фауны Черного и Азовского морей. – К.: Наукова думка, 1968. – Т. 1. – 437 с.; 1969. – Т. 2. – 536 с.; 1972. – Т. 3. – 340 с.
7. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – М.: Наука, 1982. – 287 с.
8. Турпаева Е. П. Питание и пищевые группировки морских донных беспозвоночных // Труды Института океанологии АН СССР, 1953. – Т. 7. – С. 259-299.
9. Черепанов В. В. Несколько замечаний к работе К. Н. Несиса «Некоторые вопросы пищевой структуры морских биоценозов» // Океанология. – 1967. – № 7, вып. 3. – С. 536-538.
10. Balogh J. Lebensgemeinschaften der Landtiere. – Berlin, 1958. – 560 s.
11. Bodenheimer F. S. Precis deecologie animal. – Paris, 1955. – 315 p.

**СТРУКТУРА И ДИНАМИКА ЗООПЛАНКТОНА
ГИПЕРСОЛЕНОГО ТОБЕЧИКСКОГО ОЗЕРА В 2007-2009 ГГ.
(КРЫМ, КЕРЧЕНСКИЙ П-ОВ)**

Н. Шадрин, А. Копейка, Е. Батогова

Керченский государственный морской технологический университет (КГМТУ)

Гиперсоленые озера, широко распространенные в аридных и субаридных зонах, в том числе и на Крымском п-ове, являются уникальными водоемами. Первая ревизия гиперсоленых озер сделана Г. Федченко в середине 19 века, который насчитал 116 таких водоемов [4, 9]. Сейчас в Крыму насчитывается около 50 относительно крупных озер и большое количество мелких гиперсоленых водоемов. Существуют озера 2 типов, различающиеся своим генезисом: континентальные и морские [5]. Одним из крупнейших озер морского происхождения в Крыму является Тобечикское озеро.

Озеро Тобечикское ($45^{\circ}11'16''$; $36^{\circ}19'33''$) расположено на восточном берегу Керченского полуострова и отделено от него пересыпью шириной около 250 м. До 1925 г. озеро через пересыпь соединялось с морем протокой, которая сейчас завалена. Длина озера около 9 км, ширина у моря достигает 5 км, постепенно сужаясь к западу. Северный и южный берега озера довольно высоки и местами обрывисты, под ними в озеро происходит просачивание грунтовых вод. На разных участках этих берегов на значительном протяжении идет активный оползневой процесс. Постоянных, больших водотоков, впадающих в озеро, нет, исключение – один небольшой, впадающий с юга, есть несколько временных, не очень больших, часть из них несут в озеро соленую воду (до 36 %) [10]. Соотношение ионов несколько отличается от такового в море и испытывает изменения (табл. 1).

Как видно из табл. 1, с 1933 г. доля сульфат-ионов увеличилась, что может свидетельствовать об уменьшении доли морских вод в питании озера после ликвидации протоки [10]. Глубина иловых отложений достигает 20 м, под илом – пласт

Таблица 1 – Соотношение ионов в озере Тобечикское

Месяц, год	Σ/Cl	$\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}$	Na/Cl	Ca/Cl	Mg/Cl	$\text{HCO}_3^{-}/\text{Cl}$	Соленость, %
Октябрь, 1957	1,85	17,22	57,51	2,2	6,96	0,77	50,5
Декабрь, 1958	1,87	19,42	57,19	2,16	7,91	0,76	51,9
Июль, 1933	1,93	20,79	$57,63 \div 57,78$	3,98	$8,69 \div 8,79$		147 \div 199
Апрель, 2004	2,29	33,15	69,09	4,67	10,27	-	49,00
Август, 2004	2,04	32,17	65,05	3,22	10,00	0,75	57,00
Август, 2005	2,55	30,83	59,79	3,49	10,45	-	95,00

донной соли толщиной до 1,5 м [5]. В юго-западной части озера происходит просачивание нефти. Озеро характеризуется очень значительными колебаниями уровня и солености, в отдельные годы летом оно полностью пересыхает. В первичном производстве большую роль играют кладофоровые маты, в отдельные годы летом основным компонентом в матах становятся аноксигенные фототрофы – пурпурные бактерии, развивающиеся с нижней стороны кладофоровых матов и на дне нередко в массовом количестве. В биопленках, в зависимости от солености, пурпурные бактерии могут создавать от 10 до 60 % от общей первичной продукции [10]. Были, однако, зафиксированы годы, когда маты практически отсутствовали, основным производителем был фитопланктон. В августе 2004 г. 78 % суммарной численности составляли мелкие диатомовые водоросли, а 99 % суммарной биомассы давала цианобактерия *Gleocapsa* sp. В апреле 2005 г. при суммарной биомассе 3,5 мг/л доминировали динофитовые водоросли, а субдоминирующим видом была *Gleocapsa* sp. В августе 2005 г. суммарная биомасса фитопланктона была низкой из-за чрезвычайно интенсивного развития кладофоровых матов (6 видов с биомассой 4 мг/л); доминировали *Peridinium* sp., *Clorella vulgaris*, *Gleocapsa minor*, *Microcystis salina*. В декабре 2005 г. суммарная биомасса оставалась низкой (6 видов с биомассой 6 мг/л), доминировали *Rhisolenia minima*, *Peridinium* sp., *Amphidinium rhynchocephalum*, *Clorella* sp. [8].

Изменчивость абиотических параметров (концентрация ионов водорода, температура, Eh и соленость) озера Тобечикского представлена в табл. 2 [10].

Таблица 2 – Изменчивость абиотических параметров в озере Тобечикское

Месяц, год	EH			pH			S, ‰			T°		
	middle	min	max	middle	min	max	middle	min	max	middle	min	max
Август, 2001	22			7,7			222,5	212,9	240,3	23,9		
Август, 2003				7,4	7,2	7,6	163,5	47	280	29,6	21,4	37,8
Ноябрь, 2003	85			8,0			73,7	69,5	87,5	8,5	8,1	8,9
Апрель, 2004	106			8,3			49,7			20,3		
Август, 2004				8,7			57,0			24,4	23,8	25,5
Апрель, 2005							60					
Август, 2005	102			9,13			94	88	100	30		
Декабрь, 2005				9,12			84,2	82,5	86,0	6,0		
Сентябрь, 2006				8,56			110			12,2		
Август, 2007							193,5	182	205	30,4	29,4	31,5

Характерной особенностью зоопланктона гиперсоленых водоемов является наличие ограниченного видового состава организмов, приспособленных к существованию в условиях высокой солености; отсутствие врагов и конкурентов. Как правило, они населены видами зоопланктона пресноводного происхождения, которые приспособились к жизни в воде с высокими значениями солености [7]. В течение года условия существования зоопланктона в водоемах подобного типа сильно меняются [6]. Показатели солености в озерах морского происхождения зависят от следующих факторов: 1 – поступление воды: фильтрация морской воды, атмосферные осадки, грунтовые воды и поверхностные стоки; 2 – испарение воды и обратная фильтрация в море. От этого также зависит и уровень воды в озерах, но в значительной степени на него влияет уровень моря, колебания которого определяются различными факторами [2].

В гиперсоленых озерах отсутствуют грани между бентосом и зоопланктоном, что связано с мелководностью водоемов, с низкой концентрацией кислорода в придонных слоях озера и высокой плотностью гиперсоленых вод, из-за которой бентосные формы не тонут, а постоянно находятся во взвешенном состоянии. Эта особенность характерна для всех изученных гиперсоленых озер Крыма [10]. Наибольшим видовым разнообразием и обилием животных по сравнению с другими участками в озере характеризуются маты *Cladophora*, в которых сосредоточена максимальная биомасса животных – не менее 90 % от общей в озере [1].

Наши исследования по изучению зоопланктона выполнялись в период с 2007 по 2009 гг. на Тобечикском озере. Взятие проб проводилось путем концентрирования зоопланктона. Через сеть Апштейна, оснащенную капроновым ситом с шириной ячей 110 мкм, профильтровывали 50 л воды. Пробы фиксировались 4 %-ным раствором формалина. Численность животных определяли методом прямого счета с последующим пересчетом на объем профильтрованной воды. Параллельно со взятием проб осуществляли и измерения глубины, солености, температуры. Всего было отобрано 24 пробы и определено 14 видов беспозвоночных животных.

В 2007 г. пробы зоопланктона отбирали на 6 станциях, в 2008 г. – на 6-и, в 2009 – на 2-х (в 2009 г. пробы брались один раз в неделю в двух точках 6 раз).

В результате исследования в составе зоопланктона Тобечикского озера были обнаружены следующие виды: жаброногий рак *Artemia parthenogenetica*, кладоцера *Moina mongolica*, несколько видов гарпактицид (*Cletocamptus retrogressus*, *Canuella perpleca* и *Nitocra* sp.), остракода *Eucypris inflata*, разные стадии развития (личинки и куколки) хирономид [3]. Присутствовали в планктоне озера нематоды, личинки полихет, а также взрослые насекомые р. *Ephydra* (Diptera). Наряду с пелагическими видами, встречались бентопелагические формы (артемия, гарпактициды) и бентосные (хирономиды, остракоды). О видовом составе и уровне количественного развития отдельных групп зоопланктона в Тобечикском озере в период исследования можно судить по данным, приведенным в табл. 3-5.

Видовой состав зоопланктона в августе 2007 г. был представлен такими видами, как *Chironomidae*, *Copepoda* Нагрacticoidae, взрослые и науплиальные формы *A. parthenogenetica*. Но необходимо отметить, что наибольшее количество особей (в среднем 5863 экз./м³) присутствовало в пробах с минимальной соленостью (160 %), а в пробах, где соленость повышалась до 200-205 %, видовой состав резко уменьшался в 14 раз (415 экз./м³). Доминирующим видом по численности является артемия – 3953 экз./м³, а субдоминирующим – хирономиды – 2563 экз./м³. Такое снижение численности наблюдалось во всех группах зоопланктона Тобечикского озера в

Таблица 3 – Качественный состав и количественные показатели зоопланктона Тобечинского озера в 2007 г.

Дата	Точка	т воды, °C	S, %	Artemia (взрос.), ЭКЗ./М ³	Artemia (наусплии), ЭКЗ./М ³	Artemia (метагнаупл.), ЭКЗ./М ³	Artemia (ювенильная), ЭКЗ./М ³	Нарпаст., ЭКЗ./М ³	Calan., ЭКЗ./М ³	Chirannomidae, ЭКЗ./М ³
16.08.07	2, гл. 17 см, от ур. 70 м	29,4	205	-	-	20	-	80	-	620
16.08.07	8, гл. 27 см, от ур. 50 м	30	160	3160	120	440	700	460	-	4480
16.08.07	3, гл. 30 см, от ур. 100 м	30,1	200	20	40	-	-	40	-	1300
17.08.07	6, гл. 30 см, от ур. 50 м	30	205	140	-	-	-	20	20	1700
17.08.07	7, гл. 20 см, от ур. 30 м	29	160	19820	6860	-	-	660	-	6780
17.08.07	8, гл. 20 см, от ур. 30 м	30,1	205	580	560	-	-	820	-	560
Средние значения		29,8	189	3953	1263	77	117	347	3	2573

Таблица 4 – Качественный состав и количественные показатели +зоопланктона Тобечинского озера в 2008 г.

Дата	Точка	т воды, °C	S, %	Artemia (взрос.), ЭКЗ./М ³	Artemia (науспл.), ЭКЗ./М ³	Artemia (метагнаупл.), ЭКЗ./М ³	Нарпаст., ЭКЗ./М ³	Calan., ЭКЗ./М ³	Foraminifera, ЭКЗ./М ³	Ostracoda, ЭКЗ./М ³
10.03.08	-	9	160	200	-	-	60	-	-	-
10.03.08	-	11	160	-	-	-	60	-	-	-
01.05.08	C-в угол	14	190	40	60	120	-	20	-	100
01.05.08	C-3 угол, кач. пробы	15	170	-	-	-	900	680	-	80
01.05.08	№ 5 (с. Огоньки)	10	190	40	100	80	400	-	40	-
01.05.08	-	17	150	-	-	-	3900	60	-	-
Средние значения		12,7	170	47	27	33	887	127	7	30

Таблица 5 – Качественный состав и количественные показатели зоопланктона Тобечинского озера в 2009 г.

Дата	Точка	t воды, $^{\circ}\text{C}$	t воздуха, $^{\circ}\text{C}$	S, % ₀₀	Artemia (взрос.), ЭКЗ./М ³	Artemia (науп.), ЭКЗ./М ³	Artemia (метанауп.), ЭКЗ./М ³	Награст., ЭКЗ./М ³	Calan., ЭКЗ./М ³	Ostracoda, ЭКЗ./М ³
19.03.09	1	8	6	203	120	40	-	200	-	80
19.03.09	3	8	6	175	320	1440	-	400	80	-
26.03.09	1	8	4	165	40	120	-	40	160	-
26.03.09	3	8	4	170	120	19280	80	4960	-	-
02.04.09	1	18	11	165	680	840	-	360	80	-
02.04.09	3	21	13	173	40	1040	40	200	160	-
09.04.09	1	16	19	184	-	600	-	80	40	-
09.04.09	3	17	18	185	40	1880	-	400	40	-
16.04.09	1	20	23	195	80	1680	-	440	-	-
16.04.09	3	22	23	200	40	3200	-	280	120	-
23.04.09	1	17	25	210	40	480	40	120	40	-
23.04.09	3	17	17	175	40	1640	40	440	160	-
Средние значения		15	14	183	130	2687	17	660	73	7

2007 г. А ювенильные стадии артемии вообще отсутствовали при солености 200-205 ‰.

В 2008 г. изменился весь облик озера. Соленость была в диапазоне от 150 до 190 ‰, резких колебаний не наблюдалось. Мутная вода свидетельствовала о высокой численности фитопланктона. В зоопланктоне по численности доминировали *Copepoda* Наргастикоиды, они составляли 887 экз./м³. По сравнению с предыдущим годом численность артемии уменьшилась в 47 раз (с 3953 до 47 экз./м³), а гарпактицид – увеличилась в 2,5 раза (с 347 до 887 экз./м³).

В 2009 г. соленость колебалась в диапазоне от 165 до 210 ‰, вода была мутной, а мощная биопленка покрывала практически все дно озера. В 2009 г. в пробах доминировали науплии артемии (2687 экз./м³). Их количество в среднем по сравнению с 2007 г. возросло в 2 раза, а с 2008 г. – почти в 100 раз. Субдоминирующим видом являются гарпактициды, их численность составляет в среднем 660 экз./м³, это в 2 раза больше чем в 2007 г. и в 1,3 раза меньше, чем в 2008 г. Количество особей взрослой артемии по сравнению с 2007 г. было меньше в 30 раз, а с 2008 г. – увеличилось в 1,5 раза.

Доминирующая в 2009 г. *A. parthenogenetica* была представлена в основном науплиями. Другие стадии развития артемии в планктоне отсутствовали. Популяция взрослой артемии вся находилась в мертвом состоянии.

Таким образом, проведенные на протяжении трех лет исследования Тобечиского озера показали, что его соленость подвержена значительным колебаниям. В свою очередь изменения солености приводят к резкой смене количественного видового состава фитопланктона и изменению его продуктивности. При опреснении или осолонении озера, а также при изменении состава фитопланктона происходят трансформация зооценов и изменения на популяционном уровне, что видно на примере артемии.

Характерны выраженные суточные ритмы изменения под воздействием биоты физико-химических параметров среды (pH, Eh, t °C).

Литература

- Батогова Е. А., Герасимова О. В., Шадрин Н. В. Кладофоровые маты как уникальные сообщества гиперсоленых озер // Актуальные проблемы ботаники и экологии : мат. межд. конф. молодых ученых (11-15 августа 2009 г., г. Кременец). – Тернополь: Учебники и Справочники, 2009. – С. 17-19.
- Горячкин Ю. М., Иванов В. О. Уровень Черного моря: прошлое, современное и будущее. – Севастополь: МГИ НАНУ, 2006. – С. 210.
- Загородня Ю. А., Батогова Е. А., Шадрин Н. В. Многолетние трансформации планктона в гипергалинном Бакальском озере (Крым) при колебаниях солености // Морской экологический журнал. – 2008. – Т. 7, № 4. – С. 41-50.
- Кулагин Н. М. К фауне Крымских соленых озер // Известия Императорского общества любителей естествознания, антропологии и этнографии : т. 1, вып. 2. – М., 1888.
- Курнаков Н. С., Кузнецов В. Г., Дзенс-Литовский А. И., Равич М. И. Соляные озёра Крыма. – М.-Л.: АН СССР, 1936. – 278 с.
- Литвинчук Л. Ф., Шадрин Н. В., Бельмонте Дж. Зоопланктон Крымских гиперсоленых озер морского происхождения // Наук. Записки Тернопол. нац. педунивер. – 2006. – Серия биология. – 2 (29). – С. 74-77.

7. Проссер Л. Сравнительная физиология животных. – М.: Мир, 1977. – Т. 1. – С. 27-57.
8. Сеничева М. И., Губелит В., Празукин А. В., Шадрин Н. В. Фитопланктон гиперсоленых озер Крыма // Микроводоросли Черного моря: проблемы сохранения биоразнообразия и биотехнологического использования / Под ред. Ю. Н. Токарева, З. З. Финенко, Н. В. Шадрина : ИнБЮМ НАНУ. – Севастополь: ЭКОСИ – Гидрофизика, 2008. – С. 93-100.
9. Федченко Г. П. О самосадочной соли и соляных озерах каспийского и азовского бассейнов // Известия Императорского общества естествознания, антропологии и этнографии : № 5. – М., 1873.
10. Шадрин Н. В. Гиперсоленые озера Крыма: общие особенности // Микроводоросли Черного моря: проблемы сохранения биоразнообразия и биотехнологического использования / Под ред. Ю. Н. Токарева, З. З. Финенко, Н. В. Шадрина : ИнБЮМ НАНУ. – Севастополь: ЭКОСИ – Гидрофизика, 2008. – С. 85-93.

СТРУКТУРА И СОСТАВ ФИТОБЕНТОСА У ПОБЕРЕЖЬЯ БОТАНИЧЕСКОГО ЗАКАЗНИКА «КАНАКА» (КРЫМ, ЧЕРНОЕ МОРЕ)

С. Е. Садогурский, Т. В. Белич, С. А. Садогурская

Никитский ботанический сад – Национальный научный центр УААН (НБС-ННЦ)

Заповедные объекты Южного берега Крыма, являющиеся ключевыми элементами формирующейся региональной (как части Национальной) экосети, всегда привлекали внимание гидроботаников. Но если проанализировать все имеющиеся публикации, посвящённые фитобентосу – важнейшей составляющей прибрежных экосистем, – то становится очевидным, что соответствующие исследования в этом флористически богатом регионе до сих пор достаточно фрагментарны. Типична ситуация, когда территориально-аквальный комплекс признан приоритетным для сохранения биологического разнообразия или уже получил заповедный статус, а уровень его биоты не изучен, либо сведения устарели. В особенности это касается аквальной части таких комплексов. К ним следует отнести и акваторию, прилегающую к ботаническому заказнику общегосударственного значения «Канака» (160 га, зап. пост. № 2 СМ УССР от 07.01.1987), который расположен в границах одноимённого участка (958 га), имеющего I-й уровень приоритетности для сохранения биологического разнообразия Крыма [1, 3]. Морская акватория до настоящего времени заповедным статусом не защищена, и гидроботанические исследования здесь не проводились.

Балка Канака (и одноимённое урочище), имеющая длину 2,6 км, берёт начало на юго-восточных склонах горного массива Караби-яйла и открывается в Чёрное море в четырёх километрах северо-восточнее пос. Рыбачье (рис. 1). На относитель-

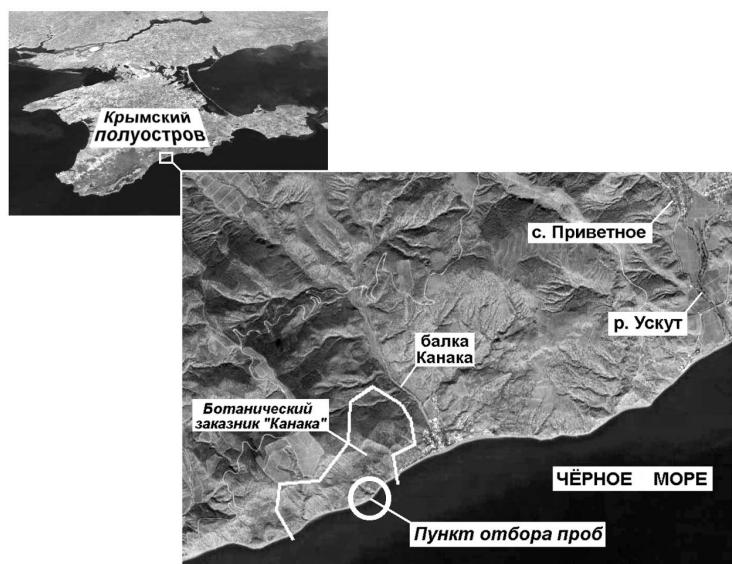


Рисунок 1 – Схематическая карта района исследований

около 3 км. Она окаймлена песчаногравийно-галечным пляжем, который питается твёрдым материалом, поступающим во время паводков из русла балки. К пляжу спускаются оползневые, размываемые поверхностным стоком крутые склоны – отроги

но труднодоступном западном склоне балки сохранилась уникальная роща реликтового можжевелово-дубового редколесья с фисташкой туполистной [4, 7]. Отдельные экземпляры можжевельника высокого имеют возраст около семисот лет. Сегодня правобережный мелкогорно-балочный склон долины реки Канака, а также пологие склоны и водораздел горы Янтуру занимает ботанический заказник «Канака». В устье балки располагается обширная бухта шириной

горных гряд. Суглинки подстилаются таврической толщей переслаивающихся песчаников и глинистых сланцев. Морское дно у берега в вершине бухты покрывают валунно-галечные отложения, ближе к мысам их сменяют валунно-глыбовые отложения, которые местами чередуются со сплошными выходами песчаника и сланцев в виде крупных плоских плит. Глубже доминируют грунты, где в различной пропорции представлены валунная и глыбовая фракции.

Материал отбирался в июле 2006 г. по общепринятой гидроботанической методике [5, 6]. Предварительное визуальное обследование прибрежной акватории (общая протяжённость побережья в районе ботанического заказника более 2 км) показало, что растительный покров достаточно однороден и результаты исследования вполне representative для всего указанного участка. В центральной его части был заложен гидроботанический профиль с шестью станциями (I-VI): одна в супра-(СПЛ), одна в псевдо- (ПСЛ) и четыре в сублиторали (СБЛ) (рис. 2). Супралиторальная станция I расположена на высоте $h \approx +0,5\text{--}0,75$ м н. у. м., определяемой размерностью валунного навала; псевдолиторальная станция II – непосредственно в зоне прибоя: высота н. у. м. – глубина $h \approx \pm 0,25$ м. Сублиторальные станции имеют параметры: III – расстояние от берега $l \approx 3\text{--}5$ м и глубина $h \approx -0,5$ м; IV – $l \approx 15\text{--}20$ м и $h \approx -1$ м; V – $l \approx 60\text{--}80$ м и $h \approx -3$ м; VI – $l \approx 150\text{--}200$ (300) м и $h \approx -5\text{--}8$ м. Объект исследования – альгофлора и растительный покров прибрежной зоны моря. Номенклатура Cyanophyta (супралитораль) и макроводорослей отделов Chlorophyta, Phaeophyta и Rhodophyta (псевдо- и сублитораль) дана по [8] с уточнением по [13], что (во избежание номенклатурных разнотечений) целесообразно до опубликования нового национального чеклиста в полном объёме.

В районе исследований водорослевая растительность развивается на твёрдом субстрате (валунном и глыбово-валунном навале), локальные участки с рыхлыми

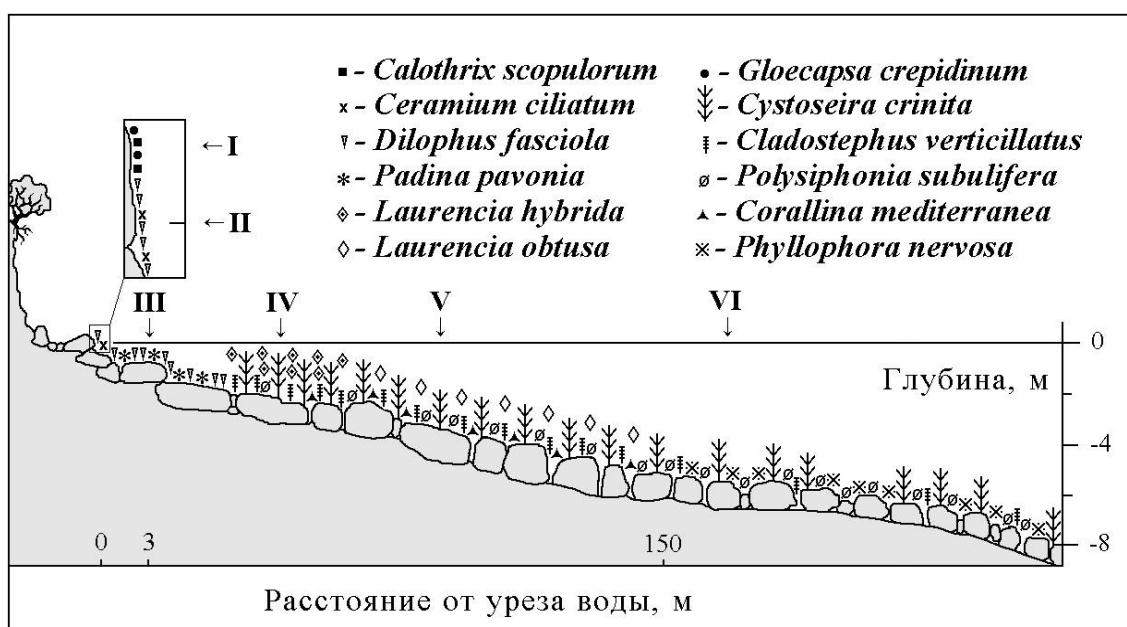


Рисунок 2 – Схема гидроботанического профиля и распределения доминантов в сообществах фитобентоса у побережья ботанического заказника «Канака» (масштаб глубин и расстояний не соблюден): ←, ↓ – месторасположения и номера станций

грунтами лишены растительного покрова. В СПЛ зарегистрировано 22 вида и формы Cyanophyta, доминируют *Calothrix scopulorum* (Weber et H. Mohr) C. Agardh и *Gloecapsa crepidinum* Thur. [*Gloeocapsopsis crepidinum* (Thur.) Geitler ex Komarek] – встречаемость 100 %, для других видов значения показателя колеблются в пределах 20-80 %. Классы Chroococcophyceae и Hormogoniophyceae представлены практически поровну: 50 и 46 % соответственно. Ведущими семействами являются Gloeocapsaceae (36 %), Oscillatoriaceae и Homoeotrichaceae (по 14 %). В ПСЛ и СБЛ (станции II-VI) на всём спектре обследованных глубин от зоны прибоя до $h \approx -8$ м, $l \approx 300$ (визуально до $h \approx -15$ -20 м, $l \approx 500$ -600 м) отмечается водорослевая растительность, представленная сообществами Phaeophyta и Rhodophyta (см. рис. 2). Биомасса растительности колеблется в пределах 0,5-10,7 кг/м², при этом минимальные значения показателя регистрируются в прибрежной части СБЛ (чуть более 0,5 кг/м²), в то время как в ПСЛ они достаточно велики (более 1,6 кг/м²) (рис. 3) и превышают значения, полученные для большинства участков в пределах Южного берега Крыма (ЮБК). На мелководье (0-0,5 м) сообщества одноярусные, глубже – двухъярусные. На глубинах до 3 м по биомассе доминируют Phaeophyta (6-98 %), образующие верхний (на мелководье единственный) ярус сообществ: в ПСЛ и наиболее мелководных участках СБЛ сообщества с доминированием *Dilophus fasciola* (Roth) M. Howe, *Ceratium ciliatum* (Ell.) Ducluz. и *Padina pavonia* (L.) J. Gaillard [*P. pavonica* (L.) J. V. Lamour.]; глубже – *Cystoseira crinita* (Desf.) Bory, *Cladostephus verticillatus* (Lightf.) C. Agardh [*C. spongiosis* (Huds.) C. Agardh] и др. От 5 м и глубже на фоне изреживания верхнего яруса (наблюдаемого уже с 3-метровой глубины) доминирование переходит к Rhodophyta нижнего яруса, в первую очередь за счёт массового развития *Phyllophora nervosa* (DC) Grev. [*Ph. crispa* (Huds.) P. S. Dixon] и *Polysiphonia subulifera* (C. Agardh) Harv. (от 2-20 % на мелководье, до 65 % – на 5 м и глубже). На глубинах 1-3 м существенный вклад в аспект сообществ вносит *Corallina mediterranea* F. Aresch. [*C. elongata* Ell. et Sol.]. Биомасса Chlorophyta незначительна на всём спектре глубин (0-8 %).

Всего в альгофлоре обследованного участка зарегистрировано 64 вида макроводорослей: Chlorophyta – 12 видов (19 %), Phaeophyta – 13 (20 %), Rhodophyta – 39 (61 %). В ПСЛ отмечен 31 вид, в СБЛ – 61 вид. Количество видов с ростом глубины увеличивается на всём спектре глубин в основном за счёт водорослей нижнего яруса, что обусловлено высокой прозрачностью воды и уменьшением лимитирующего

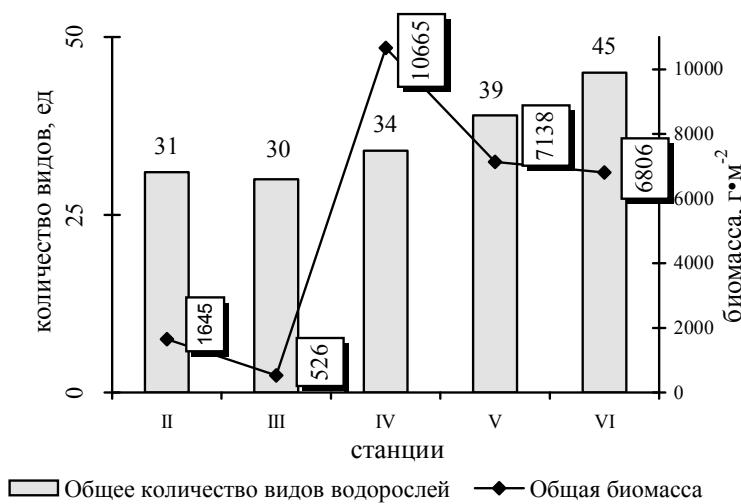


Рисунок 3 – Изменение количества видов и биомассы макрофитов в ПСЛ и СБЛ с глубиной у побережья ботанического заказника «Канака». Биомасса микроводорослей на станции I не определялась

влияния со стороны доминантов верхнего яруса сообществ. В этом же направлении в общем количестве видов возрастает доля Chlorophyta (до 21 %), доли Phaeophyta и Rhodophyta не проявляют определённой тенденции к изменению (до 22 и 74 % соответственно). По количеству видов (62-73 %) и биомассе (91-100 %) на всём спектре глубин, включая и наиболее мелководные участки, доминируют олигосапробные водоросли, что наиболее показательно при анализе биомассы сапробиологических группировок.

Многолетние и коротковегетирующие водоросли в обследованной акватории по количеству видов представлены примерно поровну (45 и 56 % соответственно), при этом с глубиной доля многолетних видов возрастает в два раза (от 26 до 53 %). В ПСЛ и наиболее мелководной части СБЛ практически вся биомасса образована коротковегетирующими водорослями (99 %), но глубже картина изменяется на противоположную, и доминирование переходит к многолетним видам (67-99 %).

Таким образом, общий характер растительного покрова обследованной акватории определяется типом субстрата. Особенности пространственной структуры, качественного и количественного состава сообществ макрофитобентоса обусловлены степенью эвтрофикации и гидродинамическим фактором, оказывающим механическое воздействие на растительность. Результаты исследования свидетельствуют, что прибрежная акватория Чёрного моря в районе урочища Канака характеризуется высоким уровнем фиторазнообразия, а значения биомассы макроводорослей ставят её в ряд наиболее продуктивных участков ЮБК. Эти обстоятельства, а также соотношение эколого-флористических группировок по количеству видов и по биомассе свидетельствуют, что на сегодня это одна из наименее эвтрофированных и трансформированных прибрежных акваторий в регионе. В составе фитобентоса участка отмечены: *Laurencia coronopus* J.Agardh – эндемик, *Laurencia hybrida* (DC.) Lenorm. [*Osmundea hybrida* (DC.) K.W.Nam in K.W.Nam, Maggs et Garbary] – внесенная в Красную книгу Украины [12], *Gloecapsa lithophila* (Erceg.) Hollerb. [*Chroococcus lithophilus* Erceg.] и *Lyngbya gardneri* (Setch. et N. L. Gardner) Geitler – виды новые для территории Украины [10], а также ряд таксонов, относящихся к категории редких. Эти обстоятельства, учитывая относительно низкий для ЮБК уровень рекреационной нагрузки, свидетельствуют о высокой созологической ценности акватории, а с учётом заповедного статуса и приоритетности прилегающей суши – всего территориально-аквального комплекса.

Ранее мы указывали, что наиболее прогрессивной концепцией охраны биологического разнообразия крупных регионов, характеризующихся, с одной стороны, высоким ландшафтным и биотопическим разнообразием, с другой – широким спектром форм и интенсивности антропогенного влияния (от полного заповедания, до масштабного хозяйственного использования), является создание крупных национальных природных парков [10, 11]. Для Южнобережья этот подход разработан в ряде специальных публикаций [2]. Однако следует добавить, что до настоящего времени морские акватории в составе заповедных объектов чаще всего играют роль буфера по их периферии (шириной не более 50-100 м), либо акватория и прилегающая суши представляют собой два отдельных заповедных объекта, как правило, низкого ранга и с неясными границами [3]. Поэтому считаем, что в перспективе единый территориально-аквальный комплекс, включающий урочище Канака и прилегающий участок Чёрного моря, целесообразно было бы ввести в перечень заповедных ядер национального природного парка. Сегодня же, учитывая темпы хозяйствен-

ного освоения региона, обследованную акваторию необходимо включить в состав существующего заказника, расширив его границы в море на расстояние не менее 500-1000 м от берега.

Литература

1. Выработка приоритетов: новый подход к сохранению биоразнообразия в Крыму // Результаты программы: Оценка необходимости сохранения биоразнообразия в Крыму. – Вашингтон: BSP, 1999. – 257 с.
2. Ена В. Г., Ена Ал. В., Ена Ан. В., Ефимов С. А., Слепокуров А. С. Научно-прикладные основы создания природного национального парка «Таврида» и Большой эколого-этнографической тропы в Крыму. – Симферополь: Сонат, 2000. – 104 с.
3. Ена В. Г., Ена Ал. В., Ена Ан. В., Новосад В. В., Поповчук Е. С., Таракюк Е. Е., Чепурко М. Л. Ныне существующие особо охраняемые территории // Вопросы развития Крыма. Биологическое и ландшафтное разнообразие Крыма: проблемы и перспективы. – Симферополь: Сонат, 1999. – Вып. 11. – С. 145-154.
4. Иванов С. П., Кобечинская В. Г., Иванов С. П., Попов В. Н., Дулицкий А. И., Киселева Г. А. Приоритетная территория 11: Канака. – Симферополь, 2000. – 21 с.
5. Калугина А. А. Исследование донной растительности Чёрного моря с применением легководолазной техники // Морские подводные исследования. – М., 1969. – С. 105-113.
6. Калугина-Гутник А. А. Фитобентос Чёрного моря. – К.: Наукова думка, 1975. – 248 с.
7. Кобечинская В. Г., Отуриня И. П. Роль заказника «Канака» в сохранении Растительности Крыма // Заповедники Крыма на рубеже тысячелетий : мат. республиканской конф., Симферополь, Крым, 27 апреля 2001 г. – Симферополь, 2001. – С. 54-56.
8. Разнообразие водорослей Украины / Под. ред. С. П. Вассера, П. М. Царенко // Альгология. – 2000. – 10, № 4. – 295 с.
9. Садогурская С. А Новые для Украины таксоны Cyanophyta (Cyanoproctaryota) морской каменистой супралиторали Крыма // Альгология. – 2007. – Т. 17, № 2. – С. 254-261.
10. Садогурский С. Е., Садогурская С. А., Белич Т. В. Морской фитобентос у берегов Керченского полуострова: современное состояние и пути сохранения // XII з'їзд УБТ : мат. з'їзду, Одеса, 15-18 травня 2006 р. – Одеса, 2006. – С. 161.
11. Садогурский С. Е., Садогурская С. А., Белич Т. В. О стратегии охраны территориально-аквальных комплексов // Проблемы биологической океанографии XXI века : Междунар. науч. конф., посв. 135-летию ИнБЮМ, Севастополь, 19-21 сентября 2006 г. – Севастополь, 2006. – С. 81.
12. Червона Книга України. Рослинний світ / Під ред. Ю. Р. Шеляг-Сосонко та ін. – К.: Укр. енциклопедія, 1996. – 608 с.
13. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography / Edited by P. M. Tsarenko, S. P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: A. R. A. Gantner Verlag K.G., 2006. – 713 p.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЭКЗОГЕННАЯ СУКЦЕССИЯ ПРИБРЕЖНОГО ФИТОЦЕНОЗА БУХТЫ ПЕСОЧНАЯ (КРЫМ, ЧЕРНОЕ МОРЕ)

И. К. Евстигнеева

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАНУ (ИнБЮМ)

Возрастающее антропическое воздействие на биоценозы прибрежных вод заставляет обратить внимание на проблему их сохранения и возможности восстановления. Одной из причин нарушения устойчивости природных сообществ являются перемены в абиотической среде, нередко вызванные гидротехническим преобразованием берегов [2], строительством вдоль береговой линии моря промышленных комплексов, портов, расширением рекреационной зоны[4]. Кроме того, в природе ни одна экосистема не существует вечно и в силу внутренних причин сменяется другой.

Для выявления механизмов сукцессии часто искусственно применяют те же воздействия, которые явились факторами изменений растительности, но при дозированной нагрузке [6]. На основе этого была проведена экспериментальная работа, позволившая не только изучить макрофитобентос рекреационной зоны г. Севастополя, но и особенности его восстановления после целенаправленного вмешательства извне в разной дозировке.

Цель работы: исследовать состав и структуру макрофитобентоса бухты Песочная до и во время экзогенной сукцессии при ежемесячном и текущем вмешательстве, определить степени восстановления исходной растительности.

Материал и методы

Материалом послужили пробы фитобентоса, собранные в бухте Песочная на глубине 0,2 м с июля по декабрь 2003 г., летом 2004 и 2005 гг. Место сбора (экспериментальное поле) – горизонтальная поверхность бетонной берегоукрепительной стены в районе пляжа. Рядом располагается волнорез и выходы труб для терригенных стоков. В июле 2003 г. с учетных площадок площадью 25 x 25 см были тщательно срезаны все растения, разобраны по видам и взвешены. Эти данные приняты за исходные. В последующем с первой площадки водоросли скашивали ежемесячно, со второй по шестую – пробы отбирали поочередно: со второй – в августе, с третьей – в сентябре и т. д. (*первый этап* работы). Для определения степени восстановления фитоценозов после экзогенного вмешательства в 2004 г. были взяты пробы с первой площадки после годичной экспозиции и с шестой – после полугодичной (*второй этап*), а в 2005 г. – со всех шести (*третий этап*). Для сравнения флористического состава на разных площадках и в разные месяцы применяли коэффициент Жаккара K_j [3]. При фитоценологическом анализе учитывали видовой состав, встречаемость видов ($R, \%$), на основе данных о биомассе выделяли виды-доминанты, рассчитывали степень доминирования (D_i).

Результаты и обсуждение

В коренном фитоценозе обнаружены 13 видов водорослей 9 родов, 4 семейств, 5 порядков и 3 отделов. Из них Chlorophyta и Rhodophyta представлены 6 видами

каждый, а Phaeophyta – одним. Число видов на площадках варьирует от 5 до 10 с максимумом на площадке 6, наиболее удаленной от волнореза. Высокой встречаемостью в пробах отличаются виды рода *Cladophora* Kutz., *Ulva rigida* C. Ag., и особенно *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link. Этот показатель у Rhodophyta ниже, а единственный представитель Phaeophyta обнаружен лишь на двух площадках (табл. 1).

Таблица 1 – Видовой состав и встречаемость (R, %) водорослей на искусственном субстрате в бухте Песочная (исходные данные)

Таксон	Номер площадки						R
	1	2	3	4	5	6	
Chlorophyta							
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	+	+	+	+	+	+	100,0
<i>Enteromorpha torta</i>	-	-	+	+	+	+	66,7
<i>Cladophora sericea</i>	+	+	-	+	+	+	83,3
<i>Cladophora albida</i>	-	+	+	+	+	+	83,3
<i>Cladophora vadorum</i>	+	+	-	+	+	+	83,3
<i>Ulva rigida</i>	+	+	+	+	+	-	83,3
Всего: число видов/доля, %	4/50	5/62,5	4/66,6	6/66,6	6/60,0	5/100,0	100,0
Rhodophyta							
<i>Callithamnion corymbosum</i>	+	+	-	+	+	-	66,7
<i>Ceramium rubrum auctorum</i>	+	+	+	-	-	-	50,0
<i>Chondrophycus papillosum</i>	-	-	-	-	+	-	16,7
<i>Gelidium crinale</i>	+	+	+	-	-	-	50,0
<i>Gelidium latifolium</i>	+	-	-	-	-	-	16,7
<i>Polysiphonia opaca</i>	-	-	-	+	+	-	33,3
Всего: число видов/доля, %	4/50	3/37,5	2/33,3	2/22,2	3/30,0		83,3
Phaeophyta							
<i>Cystoseira crinita</i>	-	-	-	+	+	-	33,3
Всего: число видов/доля, %	-	-	-	1/11,1	1/10,0	-	33,3

Chlorophyta произрастают на поле повсеместно, изменяясь от 4 до 6 видов с максимумом на участке, удаленном от волнореза. Rhodophyta зарегистрированы на всех площадках, кроме последней. Их разнообразие, наоборот, максимально вблизи волнореза, а доля видов в обрастании вдвое-втрое ниже, чем у Chlorophyta. Доля Phaeophyta равна 10-11 %. Значения K_j изменяются широко с максимумом на смежных площадках и минимумом – на удаленных.

Растительность относится к кладофоро-энтероморфовой ассоциации, характерной для загрязненных и опресненных участков черноморских бухт. Фитоценозы двухъярусные, простые, сомкнутые, однолетние, монодоминантные со средним развитием покрова. Фитомасса варьирует от 176 до 848 г·м⁻², возрастая с удалением от волнореза (табл. 2).

Фитомасса Chlorophyta составляет 84-100 % таковой у фитоценоза и чаще возрастает в месте выхода пресных вод. Фитомасса Rhodophyta и ее доля в сообществе ниже и совсем малы у Phaeophyta. Доминанты представлены 4 видами Chlorophyta. Степень доминирования наиболее велика у *U. rigida* (60 %).

Макрофитообрастание после удаления растений на субстрате разных сроков экспозиции. Фитообрастание субстрата *месячной* экспозиции за весь экспери-

Таблица 2 – Качественная характеристика коренного фитоценоза на искусственном субстрате в бухте Песочная

Сравниваемый показатель	Номер площадки					
	1	2	3	4	5	6
Фитомасса ценоза, $\text{г}\cdot\text{м}^{-2}$	310,9	176,0	419,2	428,0	746,4	848,0
Доминант и его фитомасса, $\text{г}\cdot\text{м}^{-2}/\%$	<i>U. rigida</i>			<i>C. sericea</i> , 320/72,8	<i>E. intestinalis</i> , 400/52,7	<i>C. sericea</i> , 688/81,1
	240/8	96/54,5	400/95,5			
Фитомасса Chlorophyta, $\text{г}\cdot\text{м}^{-2}/\%$	310,4/99,8	147,2/83,8	406,4/96,9	427,2/99,8	737,6/98,8	848,0/100
Фитомасса Phaeophyta, $\text{г}\cdot\text{м}^{-2}/\%$	-	-	-	0,75/0,2	0,8/0,1	-
Фитомасса Rhodophyta, $\text{г}\cdot\text{м}^{-2}/\%$	0,5/0,2	28,8/16,2	12,8/3,1	0,03/0,0	8,0/1,1	-

мент включало 9 видов Chlorophyta и Rhodophyta. Phaeophyta не выдержали такой нагрузки и выпали из обрастания бетонного сооружения. Несмотря на малый срок восстановления среди растений высокой встречаемостью отличались *E. intestinalis* и *U. rigida*, а также *Enteromorpha torta* (Mert.) Reinf. Известно, что многие виды рода *Enteromorpha* Link. в Черном море – первопоселенцы разных субстратов [5]. Встречаемость Rhodophyta при данном вмешательстве меньше, чем у Chlorophyta.

По месяцам число видов меняется от 1 до 6 с минимумом зимой. Осенью структура альгообрастания максимально разнообразная, как на естественном субстрате бухты [1]. Величина K_j в коренном фитоценозе и на субстрате месячной экспозиции свидетельствует о сходстве половины видов. Ежемесячное удаление растений привело к сокращению видовой структуры на 4 вида, среди которых и многолетняя *Cystoseira crinita* (Desf.) Bory. Вместо них появились *Cladophora laetevirens* (Dillw.) Kutz. и *Polysiphonia subulifera* (C. Ag.) Harv. Значения K_j на разных площадках и между месяцами чаще малы. Низким оказалось значение K_j при сопоставлении видов в исходном фитоценозе и после ежемесячного изъятия растений на площадке 1. Исключением стала видовая структура в смежные осенние месяцы, проявившая высокое сходство ($K_j = 60–73\%$). Такие результаты позволяют судить о том, что только Chlorophyta могут быть ежемесячными компонентами обрастания. Их число видов колеблется от 1 в декабре до 4 осенью при неизменно высокой доле в фитоценозе. Rhodophyta не всегда входят в сообщество, а их доля не превышает 40 %. Фитомасса обрастителей на субстрате месячной экспозиции варьирует от 2 до 46 $\text{г}\cdot\text{м}^{-2}$, сохраняя исходный размах. Ее среднее значение вдвое меньше ($17,1 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$), чем в исходных фитоценозах. Этот факт согласуется с мнением о том, что биомасса современных фитоценозов и их доминантов часто ниже, чем у исчезнувших в процессе внешних вмешательств [2]. Максимум фитомассы обрастителей совпадает с таким же уровнем их видового разнообразия в октябре. В исходном фитоценозе на площадке 1 доминировала *U. rigida*, которая после первого же вмешательства уступает эту позицию *C. albida*, еще через месяц сменяющуюся на *E. torta*. В конце осени ульва вновь господствует, но при вдвое низкой доле участия по сравнению с исходными

данными. В конце эксперимента она снова уступает позицию лидера *E. intestinalis*. Фитомасса Chlorophyta почти вдвое ниже, чем исходная, отличается широкими пределами вариации с сохранением размаха, а ее доля среди обрастателей достигает 90-100 %. Rhodophyta не играют большой роли в создании общей фитомассы, хотя этот показатель у них выше исходного.

Видовая структура обрастания субстрата текущей экспозиции однообразна и включает число видов, меньшее, чем в коренных фитоценозах и на субстрате месячной экспозиции. Среди обрастателей по-прежнему доминируют Chlorophyta и появляются 3 вида багрянок. Общее число видов на таком субстрате колеблется в широких пределах с минимумом спустя пять месяцев с момента удаления исходной растительности. На большинстве площадок и особенно на субстрате 4-5-месячной экспозиции число видов снижается. В первые два месяца вмешательства степень сходства видов нарушенных и исходных фитоценозов составляет 62 %. Затем намечается обратная зависимость между сроком экспозиции и разнообразием водорослей, а также снижение сходства видов в таких фитоценозах до 20 %. Невысокий средний коэффициент K_j свидетельствует о видоспецифичности альгоценозов разных сроков экспозиции.

Число видов Rhodophyta в первую половину эксперимента составляет два таксона, ближе к зиме отдел представлен одним видом, а затем вовсе исчезает из фитоценоза. Chlorophyta постоянно присутствуют на искусственном субстрате, достигая максимума видов спустя два месяца после удаления водорослей.

Структура фитоценозов на субстратах *текущей экспозиции*, как и в исходном сообществе, остается двухъярусной, простой, однолетней, монодоминантой со средним развитием растительного покрова. Проективное покрытие достигает 60-100 %. Фитомасса макрофитов изменяется в широких пределах с максимумом в октябре на субстрате 3-месячной экспозиции. Близок к максимуму уровень этого показателя на субстрате месячной экспозиции. Низкие значения фитомассы макрофитов зарегистрированы в конце осени и в начале зимы. Группа доминантов сформирована видами *Enteromorpha* и *Cladophora*. Виды первого рода лидируют на субстрате поздних сроков экспозиции, а второго – ранних. Место ульвы, господствующей в исходных фитоценозах, чаще занимает *E. intestinalis*. Без существенных различий остается количественный вклад водорослей разных отделов. Преобладавшие изначально Chlorophyta по-прежнему отличаются высокими показателями фитомассы, а Rhodophyta не играют большой роли в формировании общей фитомассы на субстрате в разные сроки. При сохранении исходных количественных пропорций у Chlorophyta и Rhodophyta отмечено значимое снижение средней фитомассы.

Результаты первого этапа экспериментальной работы показали, что 1-5-месячного срока экспозиции недостаточно для полной регенерации исходной структуры растительности. На *втором этапе* был проведен анализ материала, собранного с первой и шестой площадок спустя полгода после последнего удаления водорослей. Оказалось, что число видов на площадке 1 осталось прежним, а в фитоценоз по-прежнему входят Chlorophyta и Rhodophyta. Видовое разнообразие Chlorophyta увеличилось, а Rhodophyta – уменьшилось. Величина K_j свидетельствует о сходстве половины видов первой площадки в сравниваемый период. К ним относятся виды с высокой встречаемостью в коренных фитоценозах. Суммарная фитомасса возрастает почти в 2,5 раза, а доминант коренного сообщества *U. rigida* уступает эту позицию *C. rubrum auctorum*. На площадке 6 общее число видов остается прежним, но

их распределение по отделам изменяется. Если в коренном ценозе все водоросли относились к Chlorophyta, тогда на втором этапе обнаружены Rhodophyta и один вид Phaeophyta. Щадящий режим нагрузки стимулирует усиление разнообразия фитоценоза. Коэффициент K_j (25 %) свидетельствует об обособленности видов сравниваемых периодов. Фитомасса на этой площадке снижается почти в 1,5 раза. В качестве доминанта и без изменения доли вновь выступает *C. sericea*.

На *третьем этапе* работ в 2005 г. произведена съемка летней растительности, срок формирования которой после последнего вмешательства составляет: на площадке 1-12 месяцев, 2-5-13 месяцев, 6-12 месяцев. Теперь в фитоценоз входят 17 видов, что на четверть выше, чем в исходном. Все виды относятся к Rhodophyta и Chlorophyta. Число видов Rhodophyta возросло почти вдвое, а Chlorophyta – осталось прежним. Судя по величине K_j , среди Chlorophyta половина общих видов. Встречаемость видов отдела снизилась. Сходство видов Rhodophyta тоже составило 50 %. Возросла встречаемость у *P. oraca*, снизилась у *C. rubrum auctorum* и осталась неизменной у видов *Gelidium* и *Chondrophycus papillosum*. В исходных фитоценозах и на третьем этапе совпало 50 % видов, а удаление водорослей с субстрата способствует появлению среди них новых. На одной из площадок число видов не изменилось, на двух – увеличилось, на трех – сократилось. На третьем этапе Chlorophyta распространялись по всему полю, число их видов на большинстве площадок уменьшилось и менялось в более широких границах. Максимум их разнообразия в 2005 г. сместился на площадку, где ранее был отмечен его минимум. Кривые динамики числа видов в 2000 и 2005 гг. противофазные. Rhodophyta везде сопутствуют Chlorophyta, что отличает фитоценозы на двух этапах. Число видов Rhodophyta колеблется в большей степени и, как правило, увеличивается. Несмотря на более высокое разнообразие Rhodophyta в 2005 г. динамика его снижения на участке от площадки 1 до площадки 4 идентична в сравниваемые сроки. Коэффициент K_j между исходными фитоценозами и на третьем этапе изменяется от 11 до 66 %. Чем дальше площадка от волнореза и внушительнее вмешательство, тем меньше совпадение видов на одних и тех же участках, но в разные годы. Как и ранее, разнообразие видов возрастает с удалением от волнореза.

Фитомасса альгообрастания летом 2005 г. варьирует широко, составляя в среднем 881 г·м⁻². По сравнению с 2000 г. она увеличилась на 56 %. Группа номинантов расширилась за счет *P. oraca*. В роли ведущего вида по-прежнему чаще выступает *U. rigid*. Пределы динамики фитомассы Chlorophyta в 2005 г. превышают таковые в 2000 г. Фитомасса Rhodophyta, ее вклад в фитоценоз намного выше, чем в исходном сообществе.

Заключение

Примененное экзогенное вмешательство привело если не к катастрофическим, то к существенным сукцессионным изменениям структуры растительности. Они выражались в снижении видового разнообразия, встречаемости отдельных видов, в уменьшении количественных показателей некоторых таксонов. При этом состав доминантов почти не меняется. Данные, полученные спустя 6-16 месяцев после последнего удаления водорослей, свидетельствуют о высокой пластичности альгообрастания бухты. Относительное постоянство состава доминантов при всех режимах вмешательства и «отдыха» позволяет рекомендовать скашивание водорослей искусственных сооружений для практической утилизации. Константные компоненты ис-

следованного фитоценоза относятся к водорослям с высокой обрачиваемостью фитомассы и широко используются человеком [7-9].

Литература

1. Евстигнеева И. К. Структура цистозирово- и зостерово-лауренциевых фитоценозов в некоторых районах Крымского побережья Черного моря // Экология моря. – К.: Наукова думка, 1983. – Вып. 12. – С. 35-41.
2. Еременко Т. И. Основные результаты многолетних изменений макрофитобентоса северо-западной части Черного моря в условиях антропогенного воздействия // 1 з'їзд Гідроекологічного товариства України : тези допов., Київ, 16-19 листопада 1993 р. – Київ, 1994. – С. 22.
3. Воронов А. Г. Геоботаника. – М.: Висшая школа, 1973. – 383 с.
4. Гаркавая Г. П., Богатова Ю. И. Формирование качества воды прибрежной зоны Черного моря в условиях антропогенного воздействия // 1 з'їзд Гідроекологічного товариства України : тези допов., Київ, 16-19 листопада 1993 р. – Київ, 1994. – С. 1.
5. Калугина-Гутник А. А. Фитобентос Черного моря. – К.: Наукова думка, 1975. – 246 с.
6. Миркин Б. М. Антропогенная динамика растительности // Итоги науки и техники : ВИНИТИ : Ботаника. – М., 1984. – Т. 5. – С. 140-203.
7. Ткаченко Ф. П., Коваль В. Т. Биохимический состав массовых бентосных водорослей Черного моря // Гидробиол. журнал. – 1990. – Т. 26, № 5. – С. 33-36.
8. Kasutosi N., Hiroyuki N., Ryo K., Tadaharu W. The main seaweed foods in Japan // Hydrobiologia. – 1987. – Vol. 151-152. – P. 5-29.
9. Rao F., Bekheet I. Some seaweeds of economic importance on the Mediterranean coast of Alexandria, Egypt // Salt Res. And Ind. – 1977. – Vol. 13, № 1-2. – P. 31-32.

ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ ОБОЛОЧНИКОВ В СООБЩЕСТВАХ ОБРАСТАНИЯ ИСКУССТВЕННЫХ СУБСТРАТОВ

Л. Б. Далекая¹, А. В. Умянцева²

¹Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАНУ (ИнБЮМ)

²Керченский государственный морской технологический университет (КГМТУ)

Оболочники – перспективный объект для получения биологически активных веществ [9]. Массовое развитие колониальных (*Botryllus schlosseri* (Pallas) и одиночных асцидий (*Molgula eaprocta* Drasche) выявлено в кутовой части Севастопольской бухты [5, 6] и предложен способ их культивирования [7].

Известно, что ежемесячное заселение свободных субстратов обрастателями происходит одновременно большим количеством, несколькими или преимущественно одним видом [2, 3]. При культивировании оболочников важен последний вариант: получение доминирующих поселений с минимальным количеством других макрообрастателей.

Целью данной работы является выявление динамики численности асцидий и определение периодов, оптимальных для их массового развития.

Материал и методы

Систематические наблюдение за развитием сообществ обрастания проводили в кутовой части Севастопольской бухты в 1979-1993 и 2008-2009 гг., выборочные – в 1994-2007 гг. Динамику оседания макрообрастателей выявляли на субстратах короткой экспозиции (30 суток). Закономерности сукцессии в сообществах изучали на ежемесячно устанавливаемой в море серии образцов (4-6 шт. для каждой точки наблюдений) сроком на 1-15 месяцев. Одновременно наблюдали за развитием сообществ разного возраста. Субстратом являлись стеклянные пластины, традиционно используемые для изучения обрастания [1, 8]. Площадь поверхности для оседания организмов составляла 40 см², глубина погружения – 1-1,5 м. Определение видового состава и количественных характеристик сообществ проводили на живом материале в кюветах с морской водой.

Результаты и обсуждение

Многолетние наблюдения (1979-1988 гг.) за развитием обрастания в данном районе выявили массовое развитие *B. schlosseri* на субстратах 30-суточной экспозиции в мае-октябре [5]. Начало развития сообществ в этот период при длительной экспозиции субстратов способствовало формированию стадии доминирования колониальных асцидий [4]. В 1990-1993 гг. одиночная асцидия *M. eaprocta*, которая ранее встречалась в сообществах в единичных экземплярах, формировалась вторую, длительную стадию сукцессии [6]. В настоящее время (2007-2009 гг.) стадия доминирования *B. schlosseri* не выражена. Субстрат интенсивно заселяется одиночной асцидией *M. eaprocta*, составляющей основу биомассы сообществ короткой и длительной экспозиции.

На субстратах короткой экспозиции в мае одновременно оседали баланусы, колониальные асцидии и гидроиды. Численность и биомасса оболочников в этот период незначительна. В сообществах, развивающихся в течение июня, наблюдалось

массовое развитие колониальных асцидий *B. schlosseri*. Их средняя численность достигала 2484 зооидов (рис. 1).

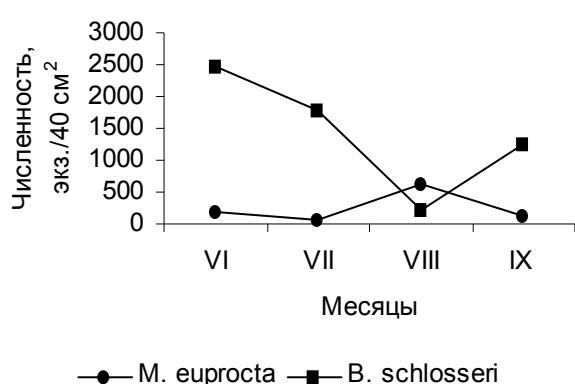


Рисунок 1 – Динамика численности одиночных (*M. eaprocta*) и колониальных (*B. schlosseri*) асцидий в сообществах 30-суточного обрастания в период массового оседания. Здесь и далее приводятся данные средней численности за 2008-2009 гг.

В течение июня, сократилось здесь и количество *B. schlosseri*. Однако развитие колоний происходило в основном на субстрате, что, вероятно, исключает оседание одиночных асцидий. Тонкая пленка колоний *B. schlosseri* в этих сообществах также не составляла значительной биомассы в отличие от *M. eaprocta*, которая, как и в предыдущем случае, создаёт её основу.

В сообществах, развивавшихся в течение августа, *M. eaprocta* доминировала по численности и биомассе. Численность одиночных асцидий в 3 раза превышала количество колониальных. На фоне резкого снижения численности *B. schlosseri* в августе наблюдался пик оседания одиночных асцидий.

Количество *M. eaprocta* в сообществах, развивавшихся в течение сентября, в 5 раз меньше, чем в предыдущем.

Таким образом, средняя численность *Molgula eaprocta* в течение месяца на субстратах, установленных в июне-сентябре, составляла от 59 до 630 экз./40 см², а пик оседания *M. eaprocta* был отмечен в августе.

Для колониальных асцидий *B. schlosseri* характерна иная закономерность развития. В течение 30 суток размах значений численности составлял 216-2484 экз./40 см². Максимальная численность выявлена в сообществах, развивавшихся в июне. Несколько меньшая численность зооидов наблюдалась в 30-суточных сообществах в июле. Установка субстратов в августе способствовала снижению численности до 216 экз./40 см² (в этот период отмечен пик оседания *M. eaprocta*). В сообществах, развивавшихся в течение сентября, отмечено увеличение численности до 1236 зооидов, что в 2 раза меньше максимальных значений на субстратах, установленных в июне.

Таким образом, в сообществах 30-суточного возраста в июне-сентябре отмечены периоды доминирования *B. schlosseri* (июнь) или *M. eaprocta* (август) по численности. Однако во всех рассматриваемых сообществах доминирование по биомассе принадлежало одиночным асцидиям *M. eaprocta*.

В этот период численность *M. eaprocta* в среднем составляла 176 экземпляров. Таким образом, в июне численность колониальных асцидий *B. schlosseri* в 6 раз превышала количество одиночных асцидий, но биомасса их была незначительной. Колониальные оболочники развивались, в основном, в качестве эпибионтов на поверхности одиночных. Доминирование по биомассе принадлежало одиночным асцидиям.

На субстратах, установленных в июле, развивалось в 3 раза меньше *M. eaprocta*, чем в течение предыдущего месяца. Относительно сообщества, развивавшегося в те-

Первоначальное соотношение видов при колонизации поверхности определяет особенности первого и последующих этапов сукцессии.

С увеличением возраста сообществ, развивающихся в период максимального оседания оболочников, численность *M. euprocta* и *B. schlosseri* имеет различную динамику. В сообществах, развивающихся с июня, динамика численности асцидий представлена на рис. 2.

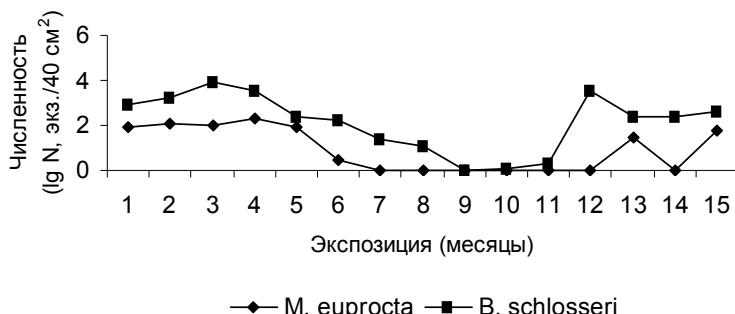


Рисунок 2 – Динамика численности *M. euprocta* и *B. schlosseri* с увеличением экспозиции субстратов в сообществах, развивавшихся с июня

исходило резкое уменьшение численности одиночных асцидий. *M. euprocta* отсутствовала в сообществах. В мае-июле снова происходило включение их в ценозы. Численность колониальных оболочников в течение всего периода наблюдений превышала количество одиночных. На 8-м месяце экспонирования (январь) наблюдалось снижение численности *B. schlosseri*. Через год развития сообществ происходит увеличение количества ботриллюсов в обрастании за счет нового оседания.

В сообществах, развивавшихся с июля, максимальная численность *M. euprocta* отмечена на втором месяце экспонирования субстратов (рис. 3).

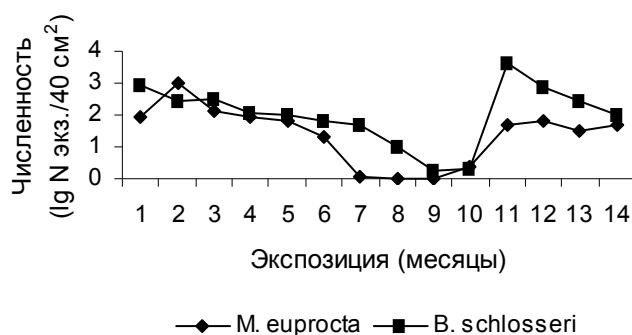


Рисунок 3 – Динамика численности *M. euprocta* и *B. schlosseri* с увеличением экспозиции субстратов в сообществах, развивавшихся с июля

большей численности, а в мае (на 11-м месяце развития сообществ) наблюдалось резкое увеличение численности *B. schlosseri* за счет оседания и роста колоний.

На субстратах, экспонированных с августа (периода максимального оседания *M. euprocta*), численность одиночных асцидий в первый месяц значительно превы-

шает количества колониальных оболочников. В сообществах, развивающихся с июня, с увеличением возраста от 1 до 15 месяцев количество одиночных асцидий составляло 0-154 экз./40 см². Высокие значения численности отмечены на 1-4-м месяцах развития обрастания. Только на 5-м месяце экспонирования субстратов (в ноябре) про-

исходило резкое уменьшение численности одиночных асцидий. В зимние месяцы *M. euprocta* отсутствовала в сообществах. В мае-июле снова происходило включение их в ценозы. Численность колониальных оболочников в течение всего периода наблюдений превышала количество одиночных. На 8-м месяце экспонирования (январь) наблюдалось снижение численности *B. schlosseri*. Через год развития сообществ происходит увеличение количества ботриллюсов в обрастании за счет нового оседания.

В сообществах, развивавшихся с июля, максимальная численность *M. euprocta* отмечена на втором месяце экспонирования субстратов (рис. 3).

В дальнейшем количество одиночных асцидий постепенно уменьшалось, и на 7-9-м месяцах они отсутствовали в сообществах. В апреле обнаружены единичные экземпляры, а массовое включение *M. euprocta* в обрастание происходило в мае-июне. Колониальные асцидии имели аналогичную тенденцию на фоне

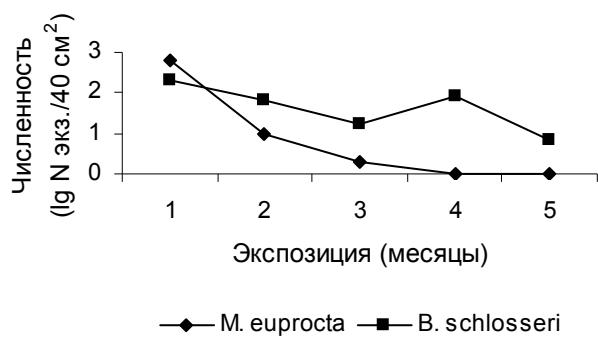


Рисунок 4 – Динамика численности *M. euprocta* и *B. schlosseri* с увеличением экспозиции субстратов в сообществах, развивавшихся с августа

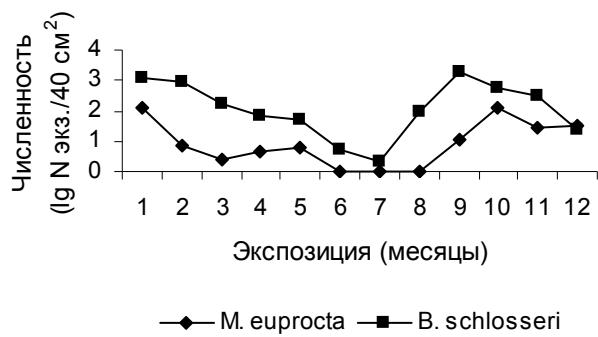


Рисунок 5 – Динамика численности *M. euprocta* и *B. schlosseri* с увеличением экспозиции субстратов в сообществах, развивавшихся с сентября

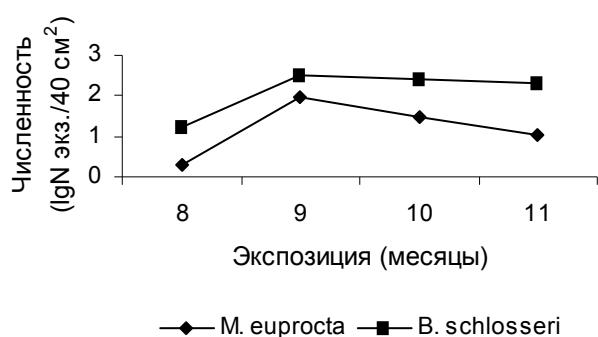


Рисунок 6 – Динамика численности *M. euprocta* и *B. schlosseri* с увеличением экспозиции субстратов в сообществах, развивавшихся с октября

шала их количество в сообществах с других точек развития и достигала $\lg 2,12$ экз./ 40 см^2 (рис. 4).

В дальнейшем происходило более резкое уменьшение численности *M. euprocta* чем в других сообществах. Интенсивное оседание способствовало быстрому увеличению биомассы и отрыву оболочников с субстрата. В ноябре одиночные асцидии отсутствовали в сообществах данного типа. Включение их в ценозы происходило в следующем весенне-летнем периоде.

В обрастании, развивавшемся с сентября, происходило постепенное уменьшение количества оболочников (рис. 5).

Через 6 месяцев количество колониальных и одиночных асцидий уменьшилось до нулевых значений. Затем, в апреле-мае при весеннем включении оболочников в сообщества происходило резкое увеличение численности одиночных и колониальных асцидий.

В сообществах, развивавшихся с октября-января, в первые месяцы оболочники отсутствовали. На субстратах, экспонируемых, например, с октября, появились асцидии в сообществах на 8-м месяце развития, а на 9-м (в июне) они достигали максимальных значений численности (рис.6).

В дальнейшем происходило снижение количества асцидий.

На субстратах, экспонируемых с февраля-мая, одиночные асцидии практически отсутство-

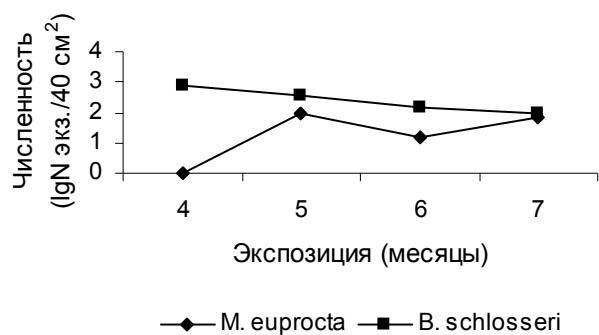


Рисунок 7 – Динамика численности *M. euprocta* и *B. schlosseri* с увеличением экспозиции субстратов в сообществах, развивавшихся с февраля

вали в первые месяцы развития сообществ. Колониальные оболочники встречались в это время в единичных экземплярах. Массовое развитие их в сообществах наблюдалось в мае-июне (рис. 7).

В дальнейшем, после массового развития оболочников в летний период, происходило закономерное уменьшение их численности в холодное время года.

Заключение

Массовое развитие оболочников в кутовой части Севастопольской бухты происходит в июне-сентябре. В сообществах, начало развития которых осуществлялось в различные периоды года, динамика численности и продолжительность функционирования оболочников существенно отличается. В сообществах, развивающихся с июня-сентября, оболочники поселяются на субстрате в первый месяц экспонирования субстратов и функционируют 3-6 месяцев. В холодное время года они отсутствуют в обрастании. В период следующего оседания оболочники включаются в сообщества на 9-12-м месяцах развития.

Начало развития сообществ в октябре-мае исключает присутствие *M. euprocta* в течение 8-1-го месяцев. Массовое включение оболочников в обрастание происходит в летний период. В холодное время года *B. schlosseri*, в отличие от одиночных асцидий, в обрастании присутствует в незначительном количестве.

Колониальные асцидии в целом повторяют динамику развития одиночных, превышая существенно их численность. Однако на всех этапах развития сообществ в 2008-2009 гг. доминирование по биомассе принадлежит *M. euprocta*.

Литература

- Брайко В. Д. Обрастание в Чёрном море. – К.: Наукова думка, 1985. – 250 с.
- Далёкая Л. Б. Роль макрообрастателей в колонизации субстрата // Защита судов от обрастания и коррозии : IV Межотраслевая н.-т. конф. : тез. докл., Мурманск, 1989. – Л.: Судостроение, 1989. – С. 135-137.
- Далёкая Л. Б. Колонизация макрообрастателями искусственных субстратов в Каламитском заливе // Перший з'їзд гідроекологічного товариства України : тез. докл. – К., 1994. – С. 19.
- Далёкая Л. Б. Особенности сукцессии сообществ обрастания на искусственных субстратах // Рибне господарство України. – 2004. – № 7. – С. 182-188.
- Далёкая Л. Б. Развитие оболочников в некоторых районах Крымского побережья // Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона : мат. III Международной конференции. – Керчь, 2008. – С. 68-73.
- Далёкая Л. Б. Культивирование одиночной асцидии в прибрежных водах Крыма // Рибне господарство України. – 2008 а. – № 7. – С. 41-43.

7. Патент на корисну модель № 42754. Спосіб культивування асцидії *Molgula eaprocta* в Чорному морі / Л. Б. Далёкая, В. А. Гринцов, М. В. Нехорошев. Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 27.07.2009.
8. Звягинцев А. Ю. Морское обрастание в северо-западной части Тихого океана. – Владивосток: Дальнаука, 2005. – 431 с.
9. Нехорошев М. В., Гринцов В. А., Апрышко Р. Н. Перспектива создания противоопухолевых препаратов из оболочников, культивируемых в Черном море // Рос. биотерапевтический журнал. – 2006. – Т. 5, № 1. – С. 17.

**МАКРОАЛЬГОБРАСТАНИЕ ТВЕРДЫХ СУБСТРАТОВ
В ПРИБРЕЖЬЕ ЗАПОВЕДНИКА «МЫС МАРТЬЯН»
(ЧЁРНОЕ МОРЕ)**

И. К. Евстигнеева, И. Н. Танковская

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАНУ (ИнБЮМ)

Твердые субстраты естественного и антропогенного происхождения наиболее предпочтительны для поселения макроводорослей черноморской бентали. Альгоценозы субстрата первого типа более изучены, чем второго. Вместе с тем искусственные рифы, как пример субстратов второго типа, служат резервом и способом поддержания природного биоразнообразия Черного моря, а значит и средством обеспечения устойчивого функционирования морской экосистемы [2]. На многих рекреационных участках береговой зоны искусственные субстраты и сооружения зачастую являются единственным экотопом для донных водорослей.

Материалы и методы

В четырехкратной повторности учетной рамкой площадью 25 x 25 см на глубине 0,5 м отбирали пробы макроводорослей в осенний период вегетации. На таком же расстоянии от поверхности воды специальным скребком собирали водоросли, обрастающие волнорез. На волнорезе было заложено 8 станций (по 4 с восточной и западной сторон). На станции, расположенной с восточной стороны волнореза и примыкающей к берегу, растения не были обнаружены. Для фитокомпоненты сообщества обрастання определяли эколого-таксономический состав [3]. При описании ее структуры применяли коэффициенты встречаемости (R) и флористического сходства (K_j) [7, 8], индекс Шеннона в модификации [9]. Вариабельность флористической, эколого-таксономической структур определяли по шкале изменчивости биологических признаков и на основе значений коэффициентов вариации (C) [1].

Результаты и обсуждение

Общая характеристика таксономической структуры и видовой состав водорослей твердых субстратов. Осенью в прибрежье заповедника «Мыс Мартьян» обрастане искусственного рифа и близ расположенных выходов коренных пород включает 30 видов из отделов Rhodophyta (Rh), Phaeophyta (Ph) и Chlorophyta (Ch), 23 родов, 14 семейств и 11 порядков. Сопоставление со структурой макрофитобентоса (МФБ) Крымского прибрежья Черного моря [6] показывает, что доля порядков, семейств и родов осеннего сообщества исследованной акватории заповедника составляет 46, 24 и 18 % таковых во флоре черноморской бентали. Такое же сравнение, но со структурой МФБ заповедника по данным [4, 5] показывает, что осенью здесь произрастает пятая часть видов Ch и Rh, а также треть видов Ph. Самое большое количество видов, родов и семейств встречено среди Rh, который по количеству порядков сравнялся с Ph. Ph ненамного богаче Ch по числу надвидовых таксонов и соответствует таковому по видовому обилию. Соотношение видовых и надвидовых (в порядке возрастания ранга) таксонов у отделов имеет вид 1:1:1 или 2:1:1. Все порядки Ch представлены одним семейством, большинство которых, в свою очередь, включает один род. Единственное семейство Cladophoraceae представлено 2 родами

ми, а род *Cladophora* Kutz, в отличие от остальных, – 3 видами (43 % видового разнообразия Ch осенью). Подобно Ch, в таксономической структуре Ph большинство порядков состоят из одного семейства. Исключение составляет *Spacelariales* (2 семейства). 80 % семейств Ph включают 1 род и только *Dictyotaceae* – 2. Кроме *Cystoseira* C. Ag., все роды Ph – монотипные. Таксономическая структура Rh – не только разнообразнее, но и сложнее, чем у других отделов. Например, половина их порядков представлена двумя семействами. В свою очередь, половина семейств данного отдела включает от 2 до 4 родов. Здесь, по сравнению с другими отделами, среди родов вдвое выше доля политипичных, к которым относятся *Polysiphonia* Grev., *Laurencia* Lamour. и *Ceramium* Roth.

В целом, к наиболее богатым видами родам макрофитоперифитона (МФП) и макрофитобентоса (МФБ) заповедника относятся *Cladophora*, *Cystoseira*, *Ceramium*, *Laurencia* и *Polysiphonia*, включающие 12 видов (40 % всего видового состава). В осенней флоре отсутствуют роды, представленные четырьмя и более видами. К политипичным семействам относятся *Cladophoraceae*, *Dictyotaceae*, *Corallinaceae*, *Rhodomelaceae*, объединяющие 20 видов (67 % всего видового состава). 55 % порядков включают более двух видов, а их суммарное видовое богатство составляет 83 % общего числа видов. К ним относятся *Cladophorales*, *Sytrtonemiales*, *Ceramiales* из Ch и Rh, а также *Spacelariales*, *Dictyotales* и *Fucales* – из Ph. Доминирование одновидовых родов и одновременно отсутствующее лидерство монотипных в видовом отношении порядков и семейств свидетельствуют о среднем уровне систематического разнообразия осенних МФП и МФБ заповедника.

Характеристика таксономической структуры макрофитов на естественном и искусственном субстратах. На искусственном субстрате осенью произрастает 28 видов из 22 родов, 14 семейства и 11 порядков отделов Ch, Ph и Rh. Число порядков, семейств и видов в 1,5 раза, а родов – в 2 раза выше, чем в МФБ. Видовое богатство Ph и Ch в МФП на 25 и 22 %, а Rh – на 54 % (табл. 1).

Таблица 1 – Флористическая структура МФП и МФБ заповедника «Мыс Мартъян» (осень)

Сравниваемый показатель	МФБ	МФП
Флористическая структура*		
Ch	4/21	6/21
Ph	5/26	7/25
Rh	10/53	15/54
Соотношение отделов: Ch:Ph:Rh	1:1:2	1:1:2
Коэффициент видового сходства в отделах, %:		
Ch	43	
Ph	71	
Rh	56	

* в числителе – абсолютное число видов, в знаменателе – относительное.

Соотношение видов в отделах независимо от происхождения субстрата имеет вид 1Ch:1Ph:2Rh и свидетельствует о большом вкладе Rh в структуру сообществ исследованной акватории. Число надвидовых таксонов у Ch на обоих субстратах отличается незначительно, тогда как разница в числе видов достигает 1,5 раз в пользу МФП. В структуре МФП и МФБ соотношение порядков, семейств, родов и видов у

Ch и Ph приблизительно одинаково (1:1:1:2) и заметно отличается от Rh на уровне родов и видов. Эта тенденция сохраняется и при попарном сравнении соотношения таксонов в МФП и МФБ.

Наибольшим своеобразием отличается видовая структура Ch ($K_j = 43\%$) на естественном и искусственном субстратах. Среди Rh в МФП и МФБ более 50 % видов одинаковы. Велика степень подобия видов у Ph. Коэффициент K_j сообществ МФП и МФБ равен 56 % (табл. 2).

Таблица 2 – Таксономическая структура МФП и МФБ заповедника «Мыс Мартыян»

Отдел/ коэффициент Жаккара	Количество таксонов							
	порядок		семейство		род		вид	
	I [*]	II ^{**}	I	II	I	II	I	II
Всего	8	11	9	14	11	22	19	28
Ch	2	3	3	4	3	4	4	6
$K_j, \%$	67		67		75		43	
Ph	3	4	3	5	4	6	5	7
$K_j, \%$	75		60		67		71	
Rh	3	4	4	6	7	12	10	15
$K_j, \%$	75		43		58		56	

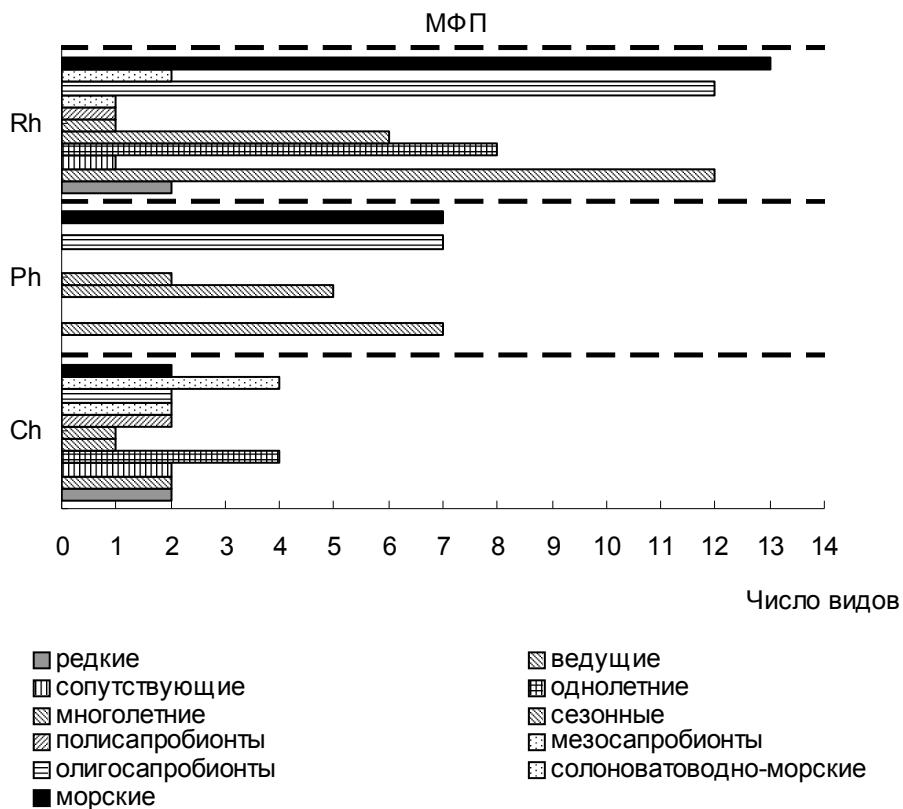
I^{*} – МФБ, II^{**} – МФП.

Степень совпадения порядков на разных субстратах варьирует от 67 % у Ch и до 75 % у Rh и Ph. Сходство семейств в сообществах двух типов ниже, особенно у Rh. Доля общих родов минимальна у Rh и максимальна у Ch. Отсюда таксономический состав Rh, по сравнению с другими отделами, проявляет выраженную эдафозависимость.

Для макрофитов исследованной акватории характерна некоторая повторяемость, поскольку 57 % видов неизменно присутствуют как в МФП, так и в МФБ. Из трех отделов у Ph самое высокое содержание видов с максимальным показателем встречаемости на субстратах. Только в МФБ встречались *Cladophora vadorum* (Aresch.) Kutz. и *Ceramium diaphanum* (Lightf.) Roth, перечень подобных видов, но в МФП шире и включает 3 вида Ch, 2 вида Ph и 6 видов Rh. В зависимости от значений коэффициента встречаемости на разных по происхождению субстратах водоросли исследованной акватории можно разделить на две группы: постоянные и добавочные с преимуществом первых (57 %).

Экологическая структура МФБ и МФП. В экологической структуре осенних МФБ и МФП зафиксированы представители известных для бентали Черного моря групп, за исключением солоноватоводной и пресноводно-солоноватоводной. В этот период года преобладают ведущие, олигосапробные, морские и однолетние виды. Для первых трех групп характерно абсолютное доминирование, тогда как превалирование однолетников выражено меньше за счет мало уступающего им развития многолетников (рисунок).

Экологическая структура, в отличие от таксономической, мало зависит от привязанности сообщества макрофитов к МФП или МФБ. Для большинства экологических групп двух типов сообщества характерна одинаковая или близкая к таковой видовая насыщенность, а в отдельных случаях и сходный флористический состав.



Экологический спектр МФП и МФБ в акватории заповедника «Мыс Мартыян» осенью

Различие экологических спектров проявляется на качественном и количественном уровнях в ведущей, многолетней, олигосапробной и морской группах. Так, количество видов в перечисленных группах на искусственном субстрате в несколько раз выше, чем на естественном. Кроме того, в составе ведущей, многолетней, сезонной и морской групп в бентосе зарегистрированы Rh и Ph, а в перифитоне к ним примыкают еще и Ch.

Для экологического спектра МФБ характерно преимущественное развитие ведущей, однолетней, олигосапробной и морской групп. В МФП господствуют те же группы, но здесь равное с многолетниками развитие получают однолетники.

Заключение

Осенью макроводоросли твердых субстратов заповедника «Мыс Мартыян» относятся к 30 видам из 23 родов, 14 семейств и 11 порядков отделов Rh, Ph и Ch. Доля порядков, семейств и родов в сообществе составляет соответственно половину, четверть и пятую часть таковых во флоре черноморской бентали. Доминирование во флоре родов, представленных 1 видом, и одновременно отсутствие господства монотипных в видовом отношении порядков и семейств свидетельствуют о среднем уровне систематического разнообразия осенних МФП и МФБ заповедника. Число таксонов в МФП почти вдвое выше, чем в МФБ заповедника. Это можно объяснить тем, что рифовые конструкции способствуют накоплению большой массы органики и дают возможность обильному развитию макрофитов, в то время как на фоновых морских участках отмечается обеднённость видового состава флоры. Количествен-

ное соотношение отделов в МФП и МФБ одинаковое и свидетельствует о большом вкладе Rh в их структуру.

Зависимость видовой структуры от типа субстрата уменьшается в ряду Ch, Rh и Ph. Коэффициент K_j на двух типах субстрата достигает 57 %. Это свидетельствует о том, что формирование МФП происходит на фоне исходной донной флоры, хотя он относительно быстро пополняется самостоятельными обрастателями. Среди отделов у Ph самое большое содержание видов с максимальным показателем встречаемости, среди Rh и Ch их меньше.

Многие таксономические компоненты МФП испытывают пространственно детерминированные количественные изменения в пределах «верхней» нормы и соответствуют 3 баллам изменчивости признаков. Чем ниже ранг таксона, тем выше размах его пространственной вариации. Границы изменений таксономической структуры Ch часто уже, чем у других отделов.

Величина коэффициента K_j означает, что лишь треть видов неизменно встречается на всех станциях волнореза. Среди отделов у Ch сходство видов на разных участках волнореза самое высокое. У Ch и Rh совпадение видовой структуры на противоположных станциях выше, чем в пределах отдельно взятой стороны. У Ph эта зависимость обратного характера.

Осенью в изученном фитоценоне преобладают ведущие, олигосапробные, морские и однолетние виды. Первым трем группам присущее абсолютное доминирование. Экологическая структура, в отличие от таксономической, мало зависит от привязанности растений к МФП или МФБ. Для многих экологических групп этих сообществ характерна равная или близкая к таковой видовая насыщенность, а иногда и одинаковый флористический состав. Экологическая структура МФП, в отличие от таксономической, проявляет выраженную пространственную гетерогенность. Фрагменты МФП на восточной стороне волнореза отличаются неполным по набору групп спектром, однако здесь же спектрообразующие группы перифитона имеют преимущественное развитие. Число видов в группах варьирует от станции к станции от уровня «верхней» нормы к аномально изменчивому. Консервативнее выглядит видовое богатство таких лидирующих компонентов МФП заповедника, как морской, многолетней, олигосапробной и ведущей групп. Экологические спектры МФП на станциях противоположных сторон волнореза, но одинаково удаленных от берега, проявляют сходство и отличие.

Изменения доли видов в экологических группах МФП и на разных станциях не всегда соответствуют динамике их абсолютного числа. Максимум доли видов в группах разобщен в пространстве.

Литература

1. Зайцев Г. Н. Математика в экспериментальной ботанике. – М: Наука, 1990. – 296 с.
2. Евстигнеева И. К., Танковская И. Н. Макроводоросли бентоса и перифитона акватории заповедника «Мыс Мартыян» // Современные проблемы альгологии: мат. Междунар. научной конференции и VII Школы по морской биологии, 9-13 июня 2008 г., Ростов-на-Дону. – Ростов н/Д: ЮНЦ РАН, 2008. – С. 137-140.
3. Калугина-Гутник А. А. Фитобентос Чёрного моря. – К.: Наукова думка, 1975. – 248 с.

4. Маслов И. И. Макрофитобентос некоторых заповедных акваторий Чёрного моря (Украина) // Альгология. – 2002. – Т. 12, № 1. – С. 81–95.
5. Маслов И. И. Альгофлора заповедных морских акваторий Крымского полуострова: макрофитобентос // Фундаментальные и прикладные проблемы ботаники в начале XXI века: мат. всероссийской конференции, Петрозаводск, 22-27 сентября 2008 г. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2008. – Ч. 2: Альгология. – С. 60.
6. Мильчакова Н. А. Макрофитобентос // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор) / под ред. В. Н. Еремеева, А. В. Гаевской; НАН Украины, Институт биологии южных морей. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – С. 152-191.
7. Миркин Б. М., Розенберг Г. С., Наумова Л. Г. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. – М.: Наука, 1989. – 223 с.
8. Шенников А. П. Введение в геоботанику. – Л.: ЛГУ, 1964. – 447 с.
9. Wilhm I. Use of biomass units in shannons formula // Ecology. – 1968. – 49, No 1. – P. 153-156.

РАЗМЕРНАЯ СТРУКТУРА ПЛАНКТОННЫХ ИНФУЗОРИЙ АЗОВСКОГО МОРЯ

Н. А. Шляхова

Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства
(АзНИИРХ)

Планктонные инфузории, как известно, являются структурно и функционально значимым компонентом зоопланктона пелагиали водоемов [1, 5-9, 11]. Утилизируя органическое вещество первичной и бактериальной продукции, они вовлекают его в биотический круговорот, создавая кормовую базу для других планктонных консументов [2] и возвращая в круговорот биогенные элементы. Так эти одноклеточные гетеротрофные организмы играют важную роль в формировании органического вещества на низших ступенях гетеротрофной цепи. Состав пищи инфузорий, скорость размножения тесно связаны с их размерами, вследствие чего изучение размерной структуры сообщества инфузорий необходимо для характеристики их питания, определения времени генерации и числа делений в сутки, а также подсчета биомассы и продукции этих организмов.

Основную роль в продукции сообщества цилиат играют виды со средними размерами (35-60 мкм), т.к. мелкие (10-30 мкм), несмотря на высокую численность и темп размножения, из-за малых размеров не могут дать большого прироста биомассы, а крупные – малочисленны и медленно размножаются [4]. Размерное сходство связано со сходством экологических ниш. Как известно, присутствие большого числа экологически близких видов повышает надежность экосистем [8], это касается и протозойного сообщества. У морских инфузорий максимум видов приходится на минимальные размеры (5-30 мкм), далее с увеличением размеров количество видов уменьшается [2]. Размеры большинства планктонных морских инфузорий находятся в диапазоне 10-50 мкм. Преобладающими размерными фракциями для олиготрихид Атлантического и Тихого океанов являются 10-50 мкм, для Средиземного моря – 10-30 мкм [13] и Черного моря 30-45 мкм [4]. Средние размеры домиков тинтинниид в Средиземном море оценивались в 80-120 мкм [3].

Размеры инфузорий имеют большое значение для их питания, поскольку определяющим фактором в потреблении фитопланктона инфузориями являются размеры жертв и диаметр их ротового отверстия, т.е. размерная структура тесно связана с трофической структурой сообщества.

По трофической специализации инфузорий выделено 4 основные группы: «микрофаги» (основа питания – бактериопланктон, детрит, растворённое и взвешенное ОВ (РОВ и ВОВ), «альгофаги» (основа питания – различные микроводоросли), «хищники» (преимущественно потребляющие других инфузорий), «миксотрофы». Такое деление И. В. Бурковский [2] считает условным, поскольку инфузории довольно легко переходят с одного вида пищи на другой. Мы придерживаемся общепринятых представлений о питании цилиат.

Многочисленные исследования показали, что наиболее представительная группа во всех изученных водоемах – альгофаги, которые составляют основу сообщества по количественным показателям и видовому богатству.

Исследования планктонных инфузорий в Азовском море начаты автором в 1995 году и ведутся по настоящее время. В данной работе представлены материалы, полученные в 2004-2008 гг. Отбор проб осуществлялся батометром Молчанова по стандартной сетке станций АзНИИРХ на акватории всего Азовского моря, включая Таганрогский залив. Для обработки проб нами был выбран люминесцентный метод [12] в модификации [10], что позволило обрабатывать пробы в стационарных условиях.

Микроскопирование проводили на люминесцентном микроскопе, осуществляя промеры всех встречаемых инфузорий с учетом их формы, в том числе и тел тинтинниид, отчетливо видных внутри домиков. Благодаря тщательным промерам стало возможным выявление размерного спектра сообщества цилиат Азовского моря. По нашим данным цилиаты Азовского моря имеют размеры от 10 до 200 мкм. Наиболее часто встречаются организмы с размерами клеток 20-50 мкм. Высота домиков тинтинниид изменялась в пределах от 50 до 120 мкм, а тела – от 20 до 70 мкм. Наши данные соответствуют приведенным выше по Атлантическому и Тихому океанам, а также Средиземному и Черному морям.

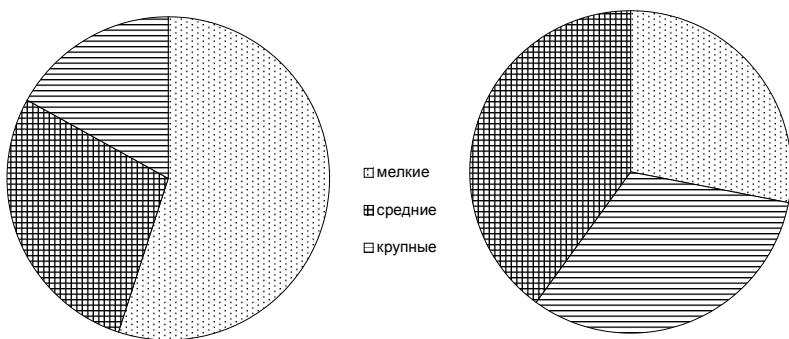
Рассматривая размерную структуру сообщества цилиат, мы прежде всего имели в виду линейные размеры клеток, а именно диаметр, высоту конуса или цилиндра. Для выявления размерной структуры инфузорий, т.е. определения соотношения численности отдельных размерных форм, были выделены размерные фракции цилиат (мелкие – 10-30 мкм, средние – 35-60 мкм и крупные – 65 мкм и более), подсчитано процентное содержание каждой фракции по станциям, а затем в среднем по сезонам для Таганрогского залива и собственно моря.

Средняя масса организмов, которая вычисляется на основе индивидуальных масс, является косвенной размерной характеристикой протозойного сообщества. Индивидуальная масса организмов зависит не только от размеров, но и от конфигурации тела клетки. Для вычисления индивидуальной массы инфузорий Азовского моря рассчитывался объем клеток с учетом проведенных измерений. Формы их тела упрощались и уподоблялись известным геометрическим фигурам – шару, овалу, конусу и цилиндуру (большинство видов имеют шарообразную и конусовидную формы), удельный вес организмов принимали равным единице.

Анализ размерной структуры свидетельствует, что в Таганрогском заливе мелкие организмы (10-30 мкм) преобладали в количественном отношении на протяжении всего вегетационного периода (таблица, рисунок). Значимость средних и крупных организмов в сообществе была почти одинаковой. В собственно море весной мелкая фракция составляла третью часть от численности всего сообщества, от весны к осени доля средних организмов уменьшалась, а крупных наоборот увеличивалась (см. таблицу).

Размерная структура планктонных инфузорий Азовского моря в 2004-2008 гг. (%)

Время года	Таганрогский залив			Собственно море		
	10-30 мкм	35-60 мкм	более 65мкм	10-30 мкм	35-60 мкм	более 65мкм
Весна	48	34	18	40	35	25
Лето	60	21	19	30	25	45
Осень	58	27	15	14	36	50



**Размерные фракции планктонных инфузорий Азовского моря
в среднем за вегетационный период (%)**

Итак, рассматривая размерную структуру в контексте трофических взаимоотношений и не вдаваясь в особенности строения ротового аппарата и видовую принадлежность, можно условно отнести организмы с размерами до 30 мкм к микрофагам, а остальные к альгофагам, среди которых встречаются миксотрофы и хищники, но их численность невелика. Наши данные свидетельствуют о том, что в разных регионах Азовского моря размерная, а значит и трофическая структуры различны. Так, в Таганрогском заливе на протяжении всего вегетационного периода размерная структура довольно стабильна: преобладают микрофаги, т. е. организмы, питающиеся бактериопланктоном и мелкими частицами детрита, значимость средних и крупных организмов, т. е. альгофагов, изменяется незначительно. В собственно море также отмечено преобладание мелкой фракции весной, значимость крупных организмов увеличивается в ходе сезонной сукцессии. Такое разное соотношение размерных групп инфузорий в разных регионах Азовского моря можно объяснить их гидробиологическими особенностями. Например, в Таганрогском заливе на протяжении всего вегетационного периода уровень развития бактериопланктона, фитопланктона, зоопланктона и личинок массовых пелагических рыб значительно выше, чем в собственно море. Вследствие этого – высокий и разнообразный пищевой потенциал и, кроме того, сильнее пресс потребления со стороны зоопланктеров и личинок пелагических рыб, которые выедают прежде всего более крупные организмы. В собственно море увеличение фракции крупных инфузорий от весны к осени – альго- и детритофагов – обусловлено интенсивным развитием диатомовых микроводорослей и формированием большого количества детрита к концу вегетационного периода.

За вегетационные сезоны 2004-2008 гг. величина средней массы цилиат составила в Таганрогском заливе – $3,9 \cdot 10^{-5}$ мг, что в 2 раза ниже, чем в собственно море, где она соответствовала $7,6 \cdot 10^{-5}$ мг. Эти данные согласуются с приведенными выше (см. рисунок), где указывалось на доминирование мелкой фракции в Таганрогском заливе. Минимальные значения средней массы цилиат отмечены в обоих регионах летом, а максимальные – в Таганрогском заливе весной, в собственно море – осенью.

Таким образом, размерная структура планктонных инфузорий Азовского моря характеризуется широким диапазоном колебаний размеров клеток: от 10 до 200 мкм. Преобладающими являются организмы альгофаги с размерами 20-50 мкм. Размерная структура сообщества планктонных цилиат Азовского моря отличается на аква-

тории Таганрогского залива и собственно моря, что связано с биологическими особенностями этих регионов.

Литература

1. Арсланова Т. П. Роль инфузорий в зоопланктоне озер: Автореферат диссертации на соискание уч. степени канд. биол. наук. – Минск, 1983. – 21 с.
2. Бурковский И. В. Экология свободноживущих инфузорий. – М.: МГУ, 1984. – 208 с.
3. Заика В. Е. Результаты изучения планктонных инфузорий Средиземного моря // Экспедиционные исследования в Средиземном море в мае-июне 1968 г. – К.: Наукова думка, 1970. – С. 38-45.
4. Заика В. Е. Сравнительная продуктивность гидробионтов. – К.: Наукова думка, 1983. – 208 с.
5. Курилов А. В. Инфузории планктона прибрежной зоны и лиманов северо-западной части Черного моря : автореферат дисс. ... канд. биол. наук. – Севастополь, 2005. – 26 с.
6. Мамаева Н. В. Инфузории как компонент планктонного сообщества : автореферат дисс. ... д-ра биол. наук. – Л., 1986. – 34 с.
7. Одум Ю. Экология. – М.: Мир, 1986. – Т. 1, 2. – 322 с., 359 с.
8. Сорокин Ю. И. Роль микрогетеротрофов в функционировании морских экосистем // Успехи соврем. биологии. – 1982. – Т. 93, вып. 2. – С. 236-252.
9. Хлебович Т. В. Значение планктонных инфузорий в биологической трансформации вещества и энергии : автореферат дисс. ... канд. биол. наук. – Л., 1986. – 19 с.
10. Шляхова Н. А. Модификация люминесцентного метода исследования инфузорий // XI Всероссийская конференция по промысловой океанологии: тез. докл., Калининград, 14-18 сентября 1999 г. – М.: ВНИРО, 1999. – С. 159.
11. Шляхова Н. А. Планктонные инфузории как компонент экосистемы Азовского моря : дисс. ... канд. биол. наук. – Краснодар, 2000. – 114 с.
12. Caron D. A. Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic monoplancton, using epifluorescence microscopy, and comparison with other procedures appl. // Environ. Microbiol. – 1983. – V. 46. – P. 491-498.
13. Margalef R. Role des ciliis dans le cycle de la vie pelagique en Méditerranée. – Rapp. et proc. verb. reun., 1963. – 17.2.

МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ОСОБЕЙ МОРСКОЙ ТРАВЫ *ZOSTERA MARINA L.* НА РАЗЛИЧНЫХ ГЛУБИНАХ

В. В. Александров

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАНУ (ИнБЮМ)

Глубина произрастания является важнейшим экологическим фактором, влияющим на морские цветковые растения, жизненный цикл которых полностью проходит под водой [25]. Однако морфологические особенности этих растений на различных глубинах изучены еще недостаточно. В настоящей работе представлены результаты исследования средних значений, изменчивости, распределения и взаимосвязи параметров морфоструктуры особей *Z. marina* на глубине 3 м (эколого-фитоценотический оптимум популяций вида) и вблизи нижней границы произрастания в б. Казачья (8-10 м).

Материалы и методы

Материал для морфометрических исследований *Z. marina* собран в правом рукаве бухты Казачья в чистых сообществах зостеры в период активной вегетации морских трав (в июле 1999 и 2001 гг.) на глубине 3, 8, 10 и 12 м.

Изучение количественных морфологических параметров проводили на свежесобранных зрелых вегетативных побегах по общепринятым методикам [6, 7]. Определяли следующие параметры *Z. marina*: Nl – количество листьев, Ll – длина листа, sl – ширина листа, Ls – длина влагалища, Ss – ширина влагалища, Al – площадь поверхности листьев, WI – фитомасса листьев, LWR – вклад листьев в фитомассу побега, LAR – отношение поверхности листьев к фитомассе побега, SLA – удельная поверхность листьев, Nin – количество междуузлий, Lin – длина междуузлий, Lrh – длина корневища, Din – диаметр корневища, Wth – фитомасса корневища, Wr – фитомасса корней, Win – фитомасса одного междуузлия, SrhL – удельная длина корневища, RhWR – вклад корневищ в массу побега, BgAgR – соотношение масс подземных и надземных органов, RWR – вклад корней в массу побега, Wls – масса дочерних побегов, Nls – количество дочерних побегов, WlsWR – отношение массы дочерних побегов к массе материнского, NlsLrh – количество дочерних побегов на единицу длины материнского, NlsNin – количество дочерних побегов на один узел корневища, Lsp – длина спайсера (участка корневища между дочерними побегами). Масса выражена в г воздушно-сухого веса, длина – в см.

На глубинах 3, 8 и 10 м проанализировано по 20-67 особей. В связи с малым размером выборки для нижней границы зарослей (12 м) из всех статистических показателей приводятся только средние значения. Для оценки влияния глубины произрастания на морфоструктуру *Z. marina* использовался дисперсионный анализ (ANOVA) и критерий Крускала-Уоллиса [2, 4]. Достоверность различия средних оценивалась по методу Тьюки (Tukey HSD), а также непараметрическому критерию Уилкоксона [32]. Степень отклонения от нормального распределения определяли с помощью критерия Шапиро-Уилка, коэффициентов асимметрии и эксцесса [4]. Для оценки силы взаимосвязей между морфометрическими признаками использовали коэффициент корреляции Пирсона [4] и его квадрат – коэффициент детерминации R^2 , усредненный для всей матрицы или по каждому признаку [11, 12]. Для сравнения структуры связей использовали факторный анализ [2], а также определяли корреля-

ции между z-преобразованными матрицами с последующим их анализом методом главных компонент [11, 12]. Статистические расчеты выполнены в программном пакете R-2.6.1 [32].

Результаты

Однофакторный дисперсионный анализ и ранговый критерий Крускала-Уоллиса (табл. 1) свидетельствуют о статистической значимости влияния глубины на листья зостеры. Сравнение средних по методу Тьюки и с помощью критерия Уилкоксона (см. табл. 1) подтверждают достоверное снижение большинства размерных параметров листа по отдельным глубинам. Сильнее всего ($p<0,05$) различается морфоструктура растений с глубин 3 и 10 м, а также 3 и 8 м. Между побегами с глубин 8 и 10 м отличия более слабые ($p<0,1$).

Таблица 1 – Дисперсионный анализ влияния глубины на значение морфопараметров *Z. marina* и различия их средних значений на разных глубинах

ANOVA						Tukey HSD**		
Параметры	Df	Sum Sq	Mean	F	p	3-8 м	3-10 м	8-10 м
Ll	2	1784	892	8,73	0,00	0,17	0,00	0,07
sl	2	0,73	0,36	56,63	0,00	0,00	0,00	0,08
* Ls	2	2,10	1,05	14,89	0,00	0,07	0,00	0,01
ss	2	0,99	0,49	59,32	0,00	0,00	0,00	0,09
LWR	2	0,08	0,04	2,62	0,08	1,00	0,08	0,14
* Lin	2	0,16	0,08	1,83	0,16	0,17	0,47	0,93
Din	2	0,02	0,01	3,06	0,05	0,09	0,14	1,00
* Wl	2	0,72	0,36	8,81	0,00	0,10	0,00	0,19
* Wrh	2	0,18	0,09	5,35	0,01	0,01	0,14	0,64
* Wr	2	0,001	0,001	0,17	0,84	0,99	0,83	0,93
* win	2	0,003	0,001	6,59	0,00	0,02	0,01	0,93
RhWR	2	0,06	0,03	3,47	0,03	0,12	0,51	0,03
* NlsNinR	2	0,17	0,08	8,14	0,00	0,00	0,02	0,90
* Nls	2	4,20	2,10	7,61	0,00	0,00	0,13	0,39
* NlsLrhR	2	0,07	0,04	8,24	0,00	0,00	0,01	0,93

Тест Крускала-Уоллиса

Параметры	Df	W	p	Критерий Уилкоксона**		
				3-8 м	3-10 м	8-10 м
Nl	2	10,08	0,01	0,00	0,95	0,12
Al	2	44,08	0,00	0,00	0,00	0,06
LAR	2	4,5	0,11	0,06	0,88	0,88
SLA	2	4,39	0,11	0,23	0,26	0,19
Nin	2	1,19	0,55	1,00	1,00	1,00
Lrh	2	6,34	0,04	0,03	0,88	0,25
BgAgR	2	3,7	0,16	0,82	0,20	0,24
SrhL	2	30,62	0,00	0,00	0,00	0,08
RWR	2	8,6	0,01	0,05	0,04	0,85
Lsp	2	6,96	0,03	0,24	0,03	0,37
Wls	2	17,19	0,00	0,00	0,23	0,04
WlsWR	2	15,87	0,00	0,00	0,23	0,07

Примечание: *данные преобразованы к виду $\ln(1+x)$, так как критерий Шапиро-Уилка показывал отличие распределения параметра от нормального. **Приведен только уровень значимости тестов.

Средние значения большинства признаков листьев снижаются с глубиной, в особенности ширина и площадь листьев (табл. 1, 2). Слабее различия их длины и массы, а значения аллометрических показателей практически не изменяются. Реакция признаков подземной сферы побегов зостеры на глубину менее выражена. Выявлено снижение диаметра, удельной длины, массы корневищ на глубине 8-10 м. Длина и количество междуузлий, соотношение масс подземных и надземных органов, масса корней практически одинаковы на разной глубине, однако вклад корней в массу побега возрастает. Количество дочерних побегов максимально на мелководье по сравнению с 8-10 м, тогда как их масса – на 8 м.

Изменчивость большинства признаков (табл. 2), в особенности массы и количества листьев, возрастает в глубоководных участках. Исключение составили аллометрические параметры корневищ и признаки дочерних побегов, варьирование которых было выше всего на глубине 8 м, а также диаметр корневища, Cv которого снижался. Наиболее сильно возрос Cv массы, количества и удельной поверхности листьев, параметров дочерних побегов (в 2-3 раза), тогда как колебания изменчивости ширины листьев и диаметра корневищ не превышали 3-4 %.

Распределение большинства параметров отличается от нормального согласно тесту Шапиро-Уилка, причем на глубинах 8-10 м это наиболее выражено. Асимметрия (табл. 2) длины, площади и массы листьев, а также диаметра и длины междуузлий возрастает с глубиной, а у аллометрических показателей она, напротив, снижается. У остальных признаков максимальная скошенность обнаружена на глубине 8 м. Эксцесс (табл. 2) большинства параметров листьев, а также длины и диаметра междуузлия, вклада корней в массу побега и соотношения массы дочерних и материнских побегов увеличивается по мере снижения глубины. Коэффициент Е количества междуузлий, вклада корней и корневищ в массу побега и масса дочерних побегов – снижается. У остальных признаков закономерного изменения этого показателя не выявлено. Таким образом, глубина более всего влияет на листья, приводя к остроВершинности и левосторонней скошенности кривых распределения.

В изученных популяциях преобладают (85-87 %) положительные корреляции между параметрами морфоструктуры. Для оценки силы связей использовался усредненный для всей матрицы коэффициент детерминации (табл. 3) [11, 12]. Установлено, что средняя детерминированность матрицы возрастает от 0,24 до 0,30 по мере увеличения глубины. Средние R^2 большинства признаков также возрастают с глубиной (табл. 3), в особенности это характерно для длины листа, количества междуузлий, массы корней. Детерминация массы листьев, диаметра междуузлий, массы дочерних побегов оставалась практически постоянной, а площади листьев – снижалась на 10 м.

Для сравнения структуры связей определяли корреляции между z-преобразованными матрицами с последующим их анализом методом главных компонент

Таблица 2 – Основные статистические показатели морфопараметров *Z. marina* на разных глубинах.
M – среднее арифметическое; **Cv**, **E**, **As** – коэффициенты вариации, эксцесса и асимметрии; **W** – критерий Шапиро-Уилка

Параметры	M			Cv %			E			As			W		
	3 м	8 м	10 м	3 м	8 м	10 м	3 м	8 м	10 м	3 м	8 м	10 м	3 м	8 м	10 м
Nl	5,1	4,7	5,1	4,3	8,5	15,6	1,85	0,05	-0,74	0,59	-0,39	0,20	0,59	0,83	0,87
L1	40,9	37,1	31,1	30,6	25,0	25,7	33,7	-0,68	-0,68	1,19	-0,14	0,07	1,14	0,98	0,91
sl	0,60	0,47	0,43	0,44	14,5	15,1	15,8	-0,10	-0,45	0,49	-0,36	-0,30	-0,45	0,98	0,98
Ls	16,1	14,2	11,4	10,2	24,4	29,8	35,6	-0,95	-0,70	1,27	-0,07	0,37	1,22	0,97	0,94
ss	0,67	0,52	0,47	0,46	14,9	15,7	16,3	-0,45	0,12	0,47	-0,25	-0,27	-0,5	0,98	0,95
Al	179,9	107,5	83,5	73,3	38,4	42,9	49,1	-0,69	-0,59	-0,41	0,08	0,32	0,24	0,98	0,99
Wi	0,74	0,61	0,47	0,35	41,8	60,0	86,1	-0,60	-0,97	4,68	0,11	0,39	2,23	0,98	0,93
LWR	0,69	0,69	0,63	0,72	16,2	21,0	21,5	0,95	-0,11	-0,60	0,66	-0,03	0,02	0,95	0,97
LAR	170,1	150,2	158,9	102,9	18,8	25,3	40,8	4,53	-0,03	-0,44	1,44	0,15	-0,55	0,91	0,98
SLA	253,3	234,6	256,1	152,4	11,7	19,6	31,2	-0,30	-0,30	2,04	0,73	-0,51	-1,28	0,94	0,96
Nin	9,77	9,08	10,30	8,20	28,7	40,8	42,4	0,00	-0,28	-1,21	-0,39	-0,31	0,10	0,97	0,95
Lin	1,52	1,36	1,41	1,21	30,6	40,0	40,6	-0,65	-0,17	0,08	0,24	0,63	0,76	0,98	0,95
Lrh	14,6	11,9	16,2	9,2	39,4	60,9	65,8	-0,64	3,20	-0,33	0,23	1,48	0,82	0,98	0,89
Din	0,33	0,31	0,31	0,32	18,8	17,7	16,8	0,00	-0,34	0,74	-0,08	0,07	0,18	0,99	0,95
Wrh	0,29	0,18	0,22	0,12	59,4	84,9	91,9	0,23	2,59	0,51	0,79	1,48	1,27	0,95	0,86
Wr	0,080	0,079	0,073	0,035	67,9	85,9	88,2	0,23	2,22	-0,92	0,82	1,60	1,05	0,94	0,82
Win	0,030	0,021	0,020	0,020	53,1	59,3	71,7	0,07	-1,00	-0,15	0,86	0,29	1,02	0,93	0,95
SrlL	57,6	76,9	92,6	92,9	29,1	33,9	39,5	2,66	-0,53	0,11	1,15	0,7	0,69	0,93	0,96
RhWR	0,25	0,21	0,27	0,23	35,4	49,7	37,8	0,74	-0,33	-0,40	0,26	-0,07	0,16	0,98	0,97
BgAGR	0,49	0,51	0,66	0,41	46,4	73,9	59,1	2,48	4,33	-0,35	0,90	1,74	0,78	0,95	0,92
RWR	0,070	0,097	0,096	0,064	54,1	59,0	50,9	-0,23	-0,46	-1,14	0,72	0,58	0,00	0,94	0,94
Wls	0,28	0,06	0,23	-	152,1	213,4	164,6	6,26	4,63	3,09	2,43	2,29	1,97	0,67	0,55
Nls	1,66	0,88	1,14	0,50	86,0	164,1	98,9	4,42	13,32	-0,17	1,64	3,28	0,80	0,84	0,60
WlsWR	0,19	0,06	0,20	-	121,2	205,0	179,9	2,64	3,61	4,45	1,73	2,12	2,33	0,78	0,57
NlsLrh	0,11	0,06	0,06	0,04	74,1	114,8	98,7	2,53	-0,88	0,49	1,01	0,66	0,88	0,92	0,81
NlsNin	0,17	0,09	0,10	0,06	77,0	130,6	107,5	1,70	1,96	-0,03	0,96	1,45	0,94	0,93	0,78
Lsp	5,8	7,3	8,0	6,5	38,95	60,19	49,67	3,62	3,14	0,40	1,44	1,77	0,96	0,90	0,82
Среднее					45,4	65,4	61,1	1,41	1,69	0,98	0,72	0,83	0,83	0,92	0,88

Примечание: значения статистических показателей, достоверных на уровне значимости p<0,05, выделены жирным шрифтом, на уровне значимости p<0,1 – курсивом.

Таблица 3 – Детерминация отдельных морфопараметров *Z. marina* и всей матрицы на разных глубинах

Параметры	3 м	8 м	10 м
Nl	0,04	0,05	0,06
Ll	0,18	0,23	0,33
S1	0,37	0,36	0,42
Ls	0,19	0,25	0,28
ss	0,37	0,37	0,45
Al	0,35	0,37	0,15
Wl	0,32	0,33	0,32
LWR	0,19	0,19	0,27
Nin	0,09	0,13	0,25
Lin	0,24	0,26	0,37
Din	0,29	0,31	0,29
Wrh	0,38	0,39	0,42
win	0,31	0,33	0,39
Wr	0,16	0,27	0,36
RhWR	0,18	0,21	0,31
Wls	0,24	0,25	0,22
Nls	0,25	0,26	0,34
NlsLrh	0,10	0,16	0,17
Вся матрица	0,24	0,26	0,30

Таблица 4 – Анализ матриц корреляций морфопараметров *Z. marina* с разных глубин методом главных компонент

Популяция	ГК1	ГК2
3 м	0,54	-0,54
8 м	0,60	-0,29
10 м	0,59	0,79
Вклад компоненты	91 %	7 %

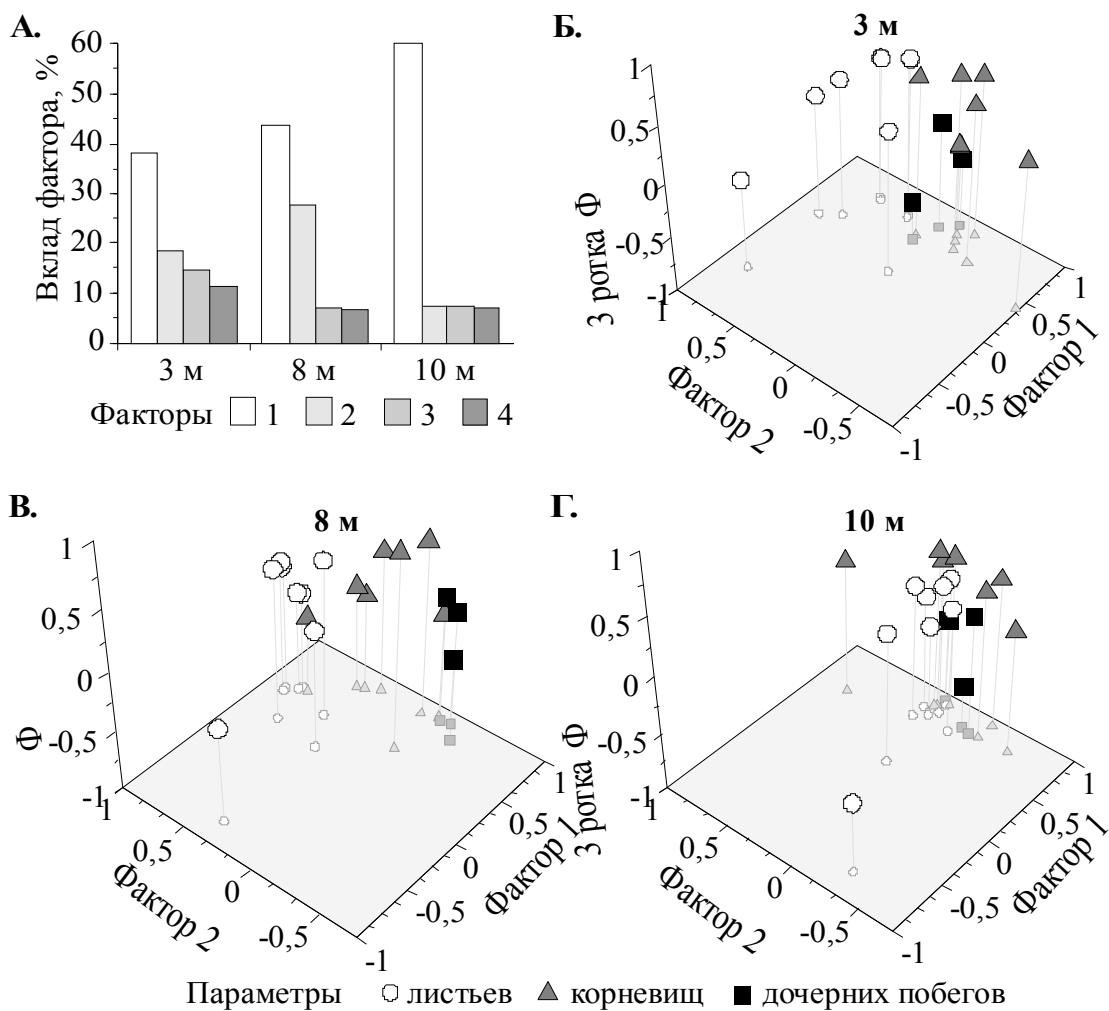
Обсуждение

Сравнение приведенных данных с полученными в данной бухте полтора десятилетия назад [10] показывает, что значения высоты побега, ширины листа и длины влагалища *Z. marina* в её чистых сообществах на глубине 3-5 м остались неизменными и являются максимальными для данной акватории. Размерные показатели побегов с нижней границы произрастания оказались выше, чем в смешанных сообществах песчаных грунтов на глубине 1-3 м в этой же бухте [10]. Хорошее жизненное состояние *Z. marina* вблизи нижней границы произрастания обнаружено в других регионах [23]. Таким образом, условия экотопа позволяют поддерживать довольно высокую жизненность особей даже на глубине 12 м, по крайней мере летом. Вероятно, освещенность становится недостаточной в холодный период года в связи с умень-

(табл. 4) [11, 12]. Согласно нагрузкам матриц на 1-ю компоненту (фактор сходства) наиболее близки популяции зостеры с глубин 8 и 10 м. Вклад матриц во 2-ю компоненту (фактор специфичности) свидетельствует о наибольших различиях структуры связей популяций с глубин 3 и 10 м.

Факторный анализ корреляций морфопараметров особей *Z. marina* также свидетельствует о росте взаимообусловленности признаков с глубиной. Это проявляется в увеличении вклада 1-го фактора (рисунок, А). Дифференциация параметров, наиболее выраженная на 3 м, сменяется их объединением в одну группу (см. рисунок, Б-Г). Изменение факторной структуры свидетельствует о перестройке системы связей между признаками морфоструктуры.

В целом анализ корреляций показал, что по мере увеличения глубины произрастания возрастает степень морфологической интеграции особей *Z. marina*. Это проявляется в усилении взаимосвязи морфологических признаков, в том числе относящихся к разным функциональным группам.



Факторный анализ морфоструктуры *Z. marina* на разных глубинах:
А – Вклад факторов в общую дисперсию. Б, В, Г – факторная структура параметров особей

шением продолжительности светлого времени суток и штормами, что не позволяет зарослям распространяться глубже [31, 17].

Считается, что ширина листа, количество и скорость роста листьев морских трав с глубиной уменьшаются, а их длина увеличивается [16, 33, 35]. В б. Казачья вблизи нижней границы произрастания выявлено уменьшение размера листьев, в том числе их длины. Негативное влияние пониженной освещенности на длину листа морских трав отмечают и другие авторы [14]. Таким образом, значения этого признака не являются четким критерием светового стресса, как уже указывалось ранее [19]. По-видимому, ведущую роль в условиях недостатка освещенности играют физиологические [26] и анатомические адаптации [8], а морфологические изменения выражаются преимущественно в общем уменьшении размера особи, в том числе их листьев.

В б. Казачья обнаружено снижение массы корневищ в глубоководных участках, что согласуется с данными других исследователей [19]. Однако их длина и количе-

ство междуузлий и не зависят от глубины, а удельная длина даже возрастает. Из литературы известно, что степень удлинения корневищ является морфологическим ответом на доступность ресурсов и плотность популяции, отражая пищевое поведение [28, 27]. Можно предположить, что рост удельной длины корневищ связан с уменьшением плотности популяции и необходимостью «поиска» благоприятных микроучастков. Известно, что при уровне освещенности, характерном для нижней границы произрастания, растения используют запасенные углеводы [13, 30]. Кроме того, снижение скорости фотосинтеза вызывает аноксию корней и ведет к резкому сокращению транспорта фотоассимилятов в подземные органы [36]. Возможно, это является одной из причин снижения массы корневищ *Zostera marina* на глубинах 8 м и более. Ранее установлено, что низкая освещенность ведет к отрицательному балансу углерода и уменьшению образования новых корней [13], однако статистически значимого изменения массы корней в б. Казачья не обнаружено.

Известно, что вегетативное размножение морских трав уменьшается при пониженной освещенности [30]. У наземных клоновых трав в неблагоприятных участках длина спейсера (участка корневища, соединяющего соседние побеги) возрастает, а ветвление уменьшается [18, 27]. Представленные в работе данные подтверждают эту тенденцию: на глубине 8-10 м количество и масса дочерних побегов *Z. marina* снизились более чем в 2 раза, а длина спейсера возросла по сравнению с 3 м.

Параметры размера растений, в том числе и морских трав обычно характеризуются правосторонней скошенностью [5, 9, 21, 24]. Это справедливо и в отношении *Z. marina*. Есть сведения, что асимметрия распределения усиливается в стрессовых условиях, обычно в условиях конкуренции за свет при высокой численности [29, 15]. Максимальные значения и наиболее симметричное распределение морфопараметров *Z. marina* обнаружены в популяции с глубины 3 м, где численность наиболее высока [1]. Это свидетельствует о том, что эффект самозатенения начинает сказываться при более высокой плотности популяции, чем в б. Казачья. С другой стороны, на значительных глубинах даже при невысокой численности побегов [1] выявлена выраженная асимметрия распределения. Гистограммы размерного состава побегов *Z. marina*, приведенные в других работах [10], также свидетельствуют о росте положительной асимметрии в неблагоприятных условиях.

Известно, что в условиях стресса также возрастает и неравноценность особей растений [22]. Этот эффект обнаружен нами на глубинах 8 и 10 м, где коэффициент вариации возрастает в среднем в 1,3-1,4 раза. Степень варьирования некоторых параметров – диаметра корневища и ширины листа – почти не различается в разных условиях, что совпадает с данными других исследователей о наземных видах [24, 34]. Однако есть сведения и о том, что у многих растений эти параметры относятся к числу наиболее изменчивых [11].

Пластичность в неблагоприятных условиях – главный механизм поддержания репродукции, обеспечивающий жизнеспособность особей многолетников, активизацию использования ресурсов конкурентами [20]. В популяциях *Z. marina* в условиях стресса возрастает доля мелкоразмерных особей, которые практически не размножаются вегетативно. Наряду с ними остаются и крупные побеги, что проявляется в росте изменчивости и правосторонней асимметрии. Таким образом, адаптация популяций к большой глубине направлена на выживание материнских побегов за счет снижения их размера и размножения, а воспроизведение обеспечивается небольшим числом крупных, наиболее конкурентоспособных особей.

Увеличение корреляций и изменчивости морфологических параметров *Z. marina* на глубинах 8-10 м хорошо согласуется с установленным фактом повышения взаимосвязи признаков в неблагоприятных условиях [11, 12]. Это связывают с преобладающим влиянием одного фактора на организм, которое вызывает направленное, согласованное изменение всех признаков, рост корреляций между ними [3, 11]. В различных условиях изменяется не только общий уровень, но и структура корреляций [11, 12]. Как было показано выше, система взаимосвязей признаков *Z. marina* на разных глубинах неодинакова (см. табл. 4). Это выражается в изменении состава групп тесно коррелированных параметров и их вклада в общую дисперсию. Вблизи нижней границы произрастания происходит объединение параметров в одну группу. Считается, что к такому повышению «жёсткости структуры» приводит ухудшение условий среды [11].

Выводы

1. Установлено, что с увеличением глубины изменяется морфологическая структура особей *Z. marina*. Уменьшается размер вегетативных органов растений и интенсивность вегетативного размножения, однако аллометрические соотношения изменяются слабо.
2. На глубинах 8-10 м увеличивается вариабельность большинства морфометрических признаков.
3. Асимметрия и эксцесс распределения длины, площади и массы листьев, а также диаметра и длины междуузлий также возрастают с увеличением глубины. У остальных параметров максимум показателей распределения обнаружен на глубине 8 м.
4. С увеличением глубины произрастания возрастает степень морфологической интеграции особей *Z. marina*. Это проявляется в усилении корреляций морфопараметров.
5. Обнаружено изменение структуры взаимосвязей между морфологическими признаками, причем наибольшие различия выявлены у популяций с глубин 3 и 10 м.

Литература

1. Александров В. В. Жизненное состояние ценопопуляций *Zostera marina* L. б. Казачья // Заповедники Крыма – 2007 : мат. IV Междунар. науч.-практ. конф., посвящ. 10-летию проведения междунар. семинара «Оценка потребностей сохранения биоразнообразия Крыма» (Гурзуф, 1997), 2 ноября 2007 г. – Симферополь, 2007. – Ч. 1. – С. 3-9.
2. Афиши Ф., Эйзен С. Статистический анализ: подход с использованием ЭВМ. – М.: Мир, 1982. – 488 с.
3. Горбань А. Н., Манчук В. Т., Петушкива Е. В. Динамика корреляций между физиологическими параметрами при адаптации и эколого-эволюционный принцип полифакториальности // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Л.: Гидрометеоиздат, 1987. – Т. 10. – С. 187-198.
4. Зайцев Г. Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. – М: Наука, 1984. – 424 с.
5. Злобин Ю. А. Ценопопуляционная диагностика экотопа // Экология. – 1980. – № 2. – С. 22-30.

6. Злобин Ю. А. Принципы и методы изучения ценотических популяций растений. – Казань: Казан. ун-т, 1989. – 148 с.
7. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
8. Киреева Е. В. Влияние гранулометрического состава донных осадков на анатагометрическую структуру вегетативной сферы морских трав Чёрного моря // Экология моря. – 2007. – Вып. 74. – С. 34-39.
9. Любарский Е. Л., Полуянова В. И. Структура ценопопуляций вегетативно-подвижных растений. – Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1984. – 139 с.
10. Мильчакова Н. А. Пространственно-временная характеристика структуры фитоценозов и популяций *Zostera marina* L. В Черном море : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Севастополь, 1988. – 20 с.
11. Ростова Н. С. Структура и изменчивость корреляций морфологических признаков цветковых растений : автореферат дисс. ... докт. биол. наук. – СПб., 2000. – 40 с.
12. Ростова Н. С. Изменчивость системы корреляций морфологических признаков I. Естественные популяции *Leucanthemum vulgare* Lam. // Ботанический журнал. – 1999. – Т. 84, № 11. – С. 50-66.
13. Alcoverro T., Zimmerman R. C., Kohrs D. G., Alberte R. S. Resource allocation and sucrose mobilization in light-limited eelgrass *Zostera marina* // Mar. Ecol. Prog. Ser. – 1999. – Vol. 187. – Pp. 121-131.
14. Cabaco S., Machas R., Santos R. Individual and population plasticity of the seagrass *Zostera noltii* along a vertical intertidal gradient // Estuarine, Coastal and Shelf Science. – 2009. – Vol. 82, № 2. – Pp. 301-308.
15. Damgaard C., Weiner J., Nagashima H.. Modelling individual growth and competition in plant populations: growth curves of *Chenopodium album* at two densities // Journal of Ecology. – 2002. – Vol. 90. – Pp. 666-671.
16. Dennison W. C., Alberte R. S. Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (Eelgrass) transplants along a depth gradient // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. – 1986. – Vol. 98, № 3. – Pp. 265-282.
17. Dennison W. C., Alberte R. S. Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass) // Mar. Ecol. Progr. Ser. – 1985. – Vol. 25. – Pp. 51-61.
18. Dong M., During H. J., Werger M. J. A. Clonal plasticity in response to nutrient availability in the pseudoannual herb, *Trientalis europaea* L. // Vegetatio. – 1997. – Vol. 131, № 2. – Pp. 233-239.
19. Dunton K. H. Seasonal growth and biomass of the subtropical seagrass *Halodule wrightii* in relation to continuous measurements of underwater irradiance // Marine Biology. – 1994. – Vol. 120, № 3. – Pp. 479-489.
20. Grime J. P., Crick J. P., Rincon J. E. The ecological significance of plasticity // Plast. Plant.: Symp., Durham, 3-6 Sept., 1985. – Cambridge, 1986. – Pp. 5-29.
21. Hangelbroek H. H., Santamaria L., de Boer T. Local adaptation of the pondweed *Potamogeton pectinatus* to contrasting substrate types mediated by changes in propagule provisioning // Journal of Ecology. – 2003. – Vol. 91. – Pp. 1081-1092.
22. Hara T. Effects of density and extinction coefficient on size variability in plant populations // Annals of Botany. – 1986. – Vol. 57. – Pp. 885-892.

23. Hayashida F. Vertical distribution and seasonal variation of eelgrass bed in Iwachi Bay, Izu Peninsula, Japan // Nippon Suisan Gakkaishi. – 2000. – Vol. 66, № 2. – Pp. 212-220 (in Japan).
24. Jurik T. W. Population distributions of plant size and light environment of giant ragweed (*Ambrosia trifida* L.) at three densities // Oecologia. – 1991. – Vol. 87, № 4. – Pp. 539-550.
25. Livingston R. J., McGlynn S. E., Niu X. Factors controlling seagrass growth in a gulf coastal system: Water and sediment quality and light // Aquatic Botany. – 1998. – Vol. 60, № 2. – Pp. 135-159.
26. Longstaff B. J., Dennison W. C. Seagrass survival during pulsed turbidity events: the effects of light deprivation on the seagrasses *Halodule pinifolia* and *Halophila ovalis* // Aquatic Botany. – 1999. – Vol. 65, № 1-4. – Pp. 105-121.
27. Macek P., Leps P. The effect of environmental heterogeneity on clonal behaviour of *Prunella vulgaris* L. // Plant Ecology. – 2003. – Vol. 168. – Pp. 31-43.
28. Marba N., Duarte C. M. Rhizome elongation and seagrass clonal growth // Mar. Ecol. Prog. Ser. – 1998. – Vol. 174. – Pp. 269-280.
29. Ogden J. Plant population structure and productivity // Proceedings of the New Zealand Ecological Society. – 1970. – Vol. 17. – Pp. 1-9.
30. Peralta G., Perez-Llorens J. L., Hernandez I., Vergara J. J. Effects of light availability on growth, architecture and nutrient content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. – 2002. – Vol. 269, № 1. – Pp. 9-26.
31. Phillips R. C. The ecology of eelgrass meadows in the Pacific Northwest: A community profile. – U.S. Fish. Wildl. Serv. FWS/OBS-84/24. – 85 p.
32. R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. – 2007. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org>.
33. Short F. T., Neckles H. A. The effect of global climate change on seagrasses // Aquatic Botany. – 1999. – Vol. 63. – Pp. 169-196.
34. Stenstroem A., Ingibjoerg S. J., Magnus A. Genetic and environmental effects on morphology in clonal sedges in the Eurasian Arctic // American Journal of Botany. – 2002. – Vol. 89. – Pp. 1410-1421.
35. Vermaat J. E., Beijer J. A., Gijlstra R., Hootsmans M. J. M., Philippart C. J. M., van der Brink N. W., van Vierssen W. Leaf dynamics and standing stocks of intertidal *Zostera noltii* Hornem. and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the Banc d'Arguin (Mauritania) // Hydrobiologia. – 1993. – Vol. 258. – Pp. 59-72.
36. Zimmerman R. C. Effect of light/dark transition on carbon translocation in eelgrass *Zostera marina* seedlings // Mar. Ecol. Prog. Ser. – 1996. – Vol. 136, № 1-3. – Pp. 305-309.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ФАУНЫ ОПУКСКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА

А. М. Семик, Н. А. Могильная

Опукский природный заповедник

В данной статье подводятся итоги десятилетней инвентаризации фауны Опукского природного заповедника, которая проводилась в рамках программы «Летопись природы». Материалом для нее послужили сборы в течение 1999-2008 годов с использованием различных методик (маршрутные учеты, визуальные наблюдения, анализ гидробиологических и энтомологических проб, собранных на постоянных пробных площадках). Вся фауна представлена 1109 видами из 707 родов, 260 семейств, 94 отрядов, 24 классов и 10 типов (табл. 1).

Наиболее разнообразны и многочисленны беспозвоночные, доля которых от общей численности составила 74,8 %. Среди беспозвоночных руководящую роль

Таблица 1 – Таксономическая характеристика фауны Опукского природного заповедника

Типы	Классы	Отряды	Семейства	Роды	Виды
Хордовые	млекопитающие	8	15	24	30
	птицы	19	47	120	194
	пресмыкающиеся	1	4	7	9
	земноводные	1	3	3	3
	акулообразные	2	2	2	2
	высшие рыбы	9	20	25	39
	аппендикулярии	1	1	1	1
	асцидии	1	1	1	1
Простейшие	жгутиконосцы	1	1	1	1
Кишечнополостные	гидрозои	1	3	3	4
	цифоидные медузы	1	2	2	2
	коралловые полипы	1	1	1	1
Гребневики	гребневики	2	2	2	2
Немертины	немертины	1	1	1	1
Круглые черви	коловратки	1	1	1	1
Кольчатые черви	многощетинковые	5	7	9	12
Щупальцевые	мшанки	1	1	1	1
	форониды	1	1	1	1
Членистоногие	ракообразные	10	22	30	35
	многоножки	2	2	2	2
	насекомые	10	84	385	666
	паукообразные	2	7	33	41
Моллюски	брюхоногие	9	18	21	27
	двусторчатые	4	14	31	33
10	24	94	260	707	1109

играют представители типа членистоногих (89,6 %). Фауна заповедника имеет большую созологическую ценность. В ее составе выявлено 72 вида, имеющие охранный статус.

Конспект **Млекопитающих** заповедника включает 30 видов из 24 родов, 15 семейств и 8 отрядов. Для Крыма отмечен 61 вид млекопитающих [2], таким образом доля Млекопитающих Опукского природного заповедника составляет 49,2 % – практически половину фауны полуострова.

Наиболее многочисленно сем. Гладконосых летучих мышей (4 рода, 7 видов) и сем. Мышиных (3 рода и 4 вида).

Для млекопитающих заповедника, как и для Крыма в целом, характерно присутствие широко распространенных видов, входящих в ареалогические группы европейско-сибирских, палеарктических, голарктических, южнопалеарктическо-индо-малайских и космополитов. Раритетная фауна представлена 8 видами: Большой подковонос – *Rhinolophus ferramequinum*, Малый подковонос – *Rhinolophus hipposideros*, Нетопырь средиземноморский – *Pippistrellus*, Земляной заяц большой – *Allactaga major*, Степной хорь – *Mustella eversmanni*, Тюлень-монах средиземноморский – *Monachus monachus*, Афалина – *Tursiops truncates*, Азовка – *Phocoena phocoena*.

Орнитофауна заповедника представлена 194 видами (59,5 % авиафуны Крыма) из 120 родов, 47 семейств и 19 отрядов. Самое многочисленное семейство среди птиц – сем. Ржанковые (18 родов и 27 видов), далее следуют сем. Утиные (10 родов, 18 видов), затем сем. Ястребиные (6 родов, 12 видов), сем. Чайковые (4 рода, 12 видов) и сем. Дроздовые (7 родов и 12 видов).

Наиболее полно установлен состав весенне-летней, главным образом, гнездовой орнитофауны. Видовой состав и численность пролетных и зимующих птиц выявлены лишь частично и требуют дальнейшего изучения. В состав гнездовой орнитофауны включены не только те виды, гнездование которых доказано (находки гнезд, встречи слетков и птиц с кормом), но и отмеченные в гнездовое время в гнездовых биотопах. На территории заповедника гнездится не менее 54 видов, в т. ч. 11 – в открытых травянистых и около 17 – в скальных биотопах. Аккумулятивные берега и заросли прибрежной растительности населяют 16 видов и древестно-кустарниковые биотопы – 9. Судя по позднее-осенним и зимним встречам, зимует не менее 33 видов: из них не менее, чем по 16 зимует как на морской акватории и в береговой зоне, так и в суходольных местообитаниях (степи, древесная и кустарниковая растительность) [1].

112 видов относятся к пролётным, при этом учтено 107 весенне-пролетных видов и 57 во время осенней миграции. Раритетная авиафуна представлена 32 видами, что составляет 16,5 % от всего количества птиц, отмеченных для заповедника: Розовый пеликан – *Pelecanus onocrotalus*, Хохлатый баклан – *Phalacrocorax aristotelis*, Желтая цапля – *Ardeola ralloides*, Каравайка – *Plegadis falcinellus*, Черный аист – *Ciconia nigra*, Огарь – *Casarca ferruginea*, Белоглазая чернеть – *Aythya nyroca*, Гоголь – *Buceros clangula*, Средний крохаль – *Mergus serrator*, Скопа – *Pandion haliaetus*, Курганник – *Buteo rufinus*, Могильник – *Aquila heliaca*, Полевой лунь – *Circus cyaneus*, Степной лунь – *Circus macrourus*, Балобан – *Falco cherrug*, Сапсан – *Falco peregrinus*, Серый журавль – *Grus grus*, Красавка – *Anthropoides virgo*, Дрофа – *Otis tarda*, Стрепет – *Tetrax tetrax*, Авдотка – *Burhinus oedicnemus*, Морской зуек – *Charadrius alexandrinus*, Ходуточник – *Himantopus himantopus*, Шилоклювка – *Recurvirostra avosetta*, Кулик-сорока – *Haematopus ostralegus*, Поручейник – *Tringa stagnatilis*, Боль-

шой кроншнеп – *Numenius arquata*, Степная тиркушка – *Glareola nordmanni*, Черно-головый хохотун – *Larus ichtyaetus*, Сипуха – *Tyto alba*, Большой сорокопут – *Lanius excubitor*, Черноголовая овсянка – *Emberiza melanocephala*, Розовый скворец – *Sturnus roseus*.

Рептилии представлены 9 видами из 7 родов, 4 семейств, 1 отряда (для Крыма отмечено нахождение 14 видов): Желтопузик или глухарь – *Pseudopus apodus apodus*, Ящерица прыткая (восточный подвид) – *Lacerta agilis exigua*, Ящерица крымская – *Lacerta taurica*, Разноцветная ящурка (западный подвид) – *Eremias arguta deserti*, Полоз желтобрюхий, или желтобрюх – *Dolichophis caspius*, Полоз палласов, или сарматский – *Elaphe sauromates*, Обыкновенный уж – *Natrix natrix*, Водяной уж – *Natrix tessellata* и Гадюка степная – *Vipera renardi*. Из этого списка 4 вида занесено в Красную книгу Украины: Желтопузик или глухарь, Полоз желтобрюхий, Полоз палласов, или сарматский и Гадюка степная.

Среди фоновых для заповедника видов следует отметить ящерицу крымскую, водяного ужа и желтобрюхого полоза, довольно редкими являются сарматский полоз, желтопузик и степная гадюка.

Земноводных в заповеднике отмечено всего 3 вида: *Bufo (Pseudepidalea) viridis*, *Pelobates fuscus* и *Rana (Pelophylax) ridibundus*. Это половина видов, отмеченных для Крыма. Обычным для заповедника видом является жаба зеленая. Нахождение Обыкновенной чесночки на Керченском полуострове является неординарным событием. Начиная с 1938 года, было найдено всего 4 экземпляра в районе Карадага [3] и один экземпляр в районе г. Керчи. Нерестовый водоем этого вида выявлен у подножья северного склона г. Опук.

Нахождение Лягушки озерной на территории заповедника явление не постоянное и зависит от наполнения водой временных пресных водоемов (подножье северного склона г. Опук). В течение последних четырех лет популяция этого вида отмечена на источнике, после оборудования системы каскада из нескольких каменных ванн для стока воды из родника.

Ихтиофауна представлена 41 видом из 27 родов, 22 семейств, 11 отрядов, 2 классов. Из них 31 являются исключительно морскими видами и подвидами, 2 – полупроходными, 5 – солоноватоводными или понтическими реликтами [1]. К интродуцентам относится пиленгас. В соответствии с пространственно-временными особенностями распределения и этологическими стереотипами в составе прибрежной ихтиофауны Опукского заповедника различаются три группы: оседлые рыбы, кочевники и мигранты. Наибольшим разнообразием характеризуются семейства Gobiidae (2 рода, 5 видов), Blenniidae (2 рода, 5 видов), Syngnathidae (2 рода, 4 вида) и Labridae (1 род, 4 вида). В Красную книгу Украины занесены 2 вида – черноморский лосось и длиннорылый морской конек.

Водные беспозвоночные

Тип Простейшие. Данная группа животных до настоящего времени не исследована. При проведении гидробиологической съемки в 1999-2000 гг. получена информация о видовом, количественном составе зоопланктона и его распределении по акватории Черного моря, прилегающей к территории заповедника. В том числе в зоопланктоценозе была обнаружена ночесветка – *Noctiluca miliaris*. Этот вид распространен практически по всей акватории заповедника и за ее пределами. Числен-

нность ноктилюки в октябре 1999 года составляла 8 экз./ m^3 , а биомасса 0,7 мг/ m^3 . В 2000 г. аналогичные показатели составили 1 экз./ m^3 и 0,05 мг/ m^3 . В последующие годы учет планктоценоза не проводился.

Тип Кишечнополостные. Среди данной группы животных характерными для акватории заповедника являются *Aurelia aurita* и *Rhizostoma pulmo*. Они встречаются в течение всего года на всей акватории Черного моря.

В донных отложениях аквального комплекса очень редко встречается *Obelia longissima*. Его численность и биомасса незначительна (менее 1 г/ m^2).

Тип Гребневики. Среди представителей этого типа особый интерес представляет *Mnemiopsis leidyi*, который по данным учетной съемки 2008 года на акватории ОПЗ уже в июне образовывает большие скопления.

Тип Немертины. Животные этой систематической категории слабо изучены, они встречаются в донных биоценозах, среди обрастаний прибрежных скал. Их численность невысока и не превышает 10 экз./ m^2 при биомассе 0,1 г/ m^2 .

Тип Круглые черви. Представитель этой группы животных – морская коловратка *Synchaeta* sp. Составляющая часть зоопланктона. Вместе с личинками многощетинковых червей их численность с июня по октябрь колеблется от 19 до 236 экз./ m^3 , биомасса – 0,1-5,2 мг/ m^3 .

Тип Кольчатые черви представлены 12 видами из 9 родов, 7 семейств, 5 отрядов, одного класса. Эта группа животных составляющая часть донных биоценозов и обрастаний. На их долю приходится 13 % общего видового разнообразия, 1,3 % численности и 0,1 % биомассы всего бентоса [6].

Тип Членистоногие – самая многочисленная группа животных, населяющая практически все биотопы. Водные членистоногие в основном представлены классом ракообразных, в составе которых было выявлено 35 видов из 30 родов, 22 семейств и 10 отрядов. Они входят в состав зоопланктоценоза и донных биоценозов. В планктоне численность ракообразных варьирует от 0,3 до 4,5 тыс. экз./ m^3 , биомасса – от 4,3 до 22,6 мг/ m^3 . Среди фоновых видов в планктоне можно отметить эврибионтных *Paracartia lasicetosa*, *Oithona minuta*. В бентосе обычны *Balanus improvisus*, *Diogenes pugilator*, *Idotea baltica*, *Sphaeroma pulchellum*. На долю ракообразных донных биоценозов приходится 12 % видового разнообразия, 29,3 % численности и 1,7 % биомассы. Среди видов, занесенных в раритетные списки, отмечены: *Pilumnus hirtellus*, *Eriphia verrucosa*, *Xantho poressa*, *Pachygraphus marmoratus*. Встречаемость краба *Xantho poressa* в обрастаниях достигает 33 %.

Среди ракообразных особое место занимает жаброногий ракок *Artemia urmiana*, населяющий гипергаллинное Кояшское озеро. В популяции водоема он всегда был представлен обоими полами, примерно в равных количествах, иногда с небольшим преобладанием самцов. Периодами (апрель 2004-2006, май 2007, август 2003-2007 гг.) ракчи достигали высокой численности и биомассы – до 84 тыс. экз./ m^3 в апреле 2004 г., в августе того же года – 12 тыс. экз./ m^3 . Биомасса в апреле 2004 г. составила 65 г/ m^3 , а в августе – 15 г/ m^3 . После пика размножения взрослые ракчи массово гибнут и большей частью выбрасываются на берег.

Среди фоновых видов донных биоценозов акватории Черного моря заповедника необходимо отметить *Chamelea gallina*, биомасса которой достигает 179,8 г/ m^2 при численности до 1000 экз./ m^2 .

Наземные беспозвоночные

Класс многоножки. Мало изученная группа животных. В заповеднике отмечены отдельные факты встречи с Кольчатой сколопендрой (*Scolopendra morsitans*). Вид встречается с ранней весны (начало апреля) до поздней осени (последние встречи в конце октября).

Вид *Scutigera coleoptrata*, занесенный в Красную Книгу Украины, обычен для Керченского полуострова.

Класс насекомые. Самый многочисленный класс. Энтомофауна заповедника представлена 666 видами из 385 родов, 84 семейств, 10 отрядов. В составе насекомых выявлено 20 видов из Красной книги Украины [5]: *Iris polystictia*, *Empusa pennicornia*, *Empusa fasciata*, *Saga pedo*, *Carabus hungaricus*, *Scarabaeus sacer*, *Leucomigus candidates*, *Ascalaphus macaronius*, *Papilio machaon*, *Jphiclidess padalirius*, *Scolia maculata*, *Scolia hirta*, *Cerceris tuberculata*, *Stizus bipunctatus*, *Stizoides tridentatus*, *Larra anathema*, *Xylocopa violacea*, *Xylocopa valga*, *Bombus argillaceus*, *Bombus fragrans*.

Наиболее полно изучены семейства Сcoliевых, Складчатокрылых, Роющих ос, надсемейство Пчелиные отряда Препончатокрылых, некоторые семейства Клопов, жуков, богомолов. В меньшей степени изучены Двукрылые, Чешуекрылые, Прямокрылые. Практически не изучены отряды Ногохвосток, Стрекоз, Равнокрылых хоботных, Сеноедов, Трипсов, Уховерток, некоторые семейства Перепончатокрылых (наездники, хальциды и др.).

В Крыму по ориентировочным оценкам различных авторов обитает от 8 до 12 тысяч видов насекомых. Более точно оценить число видов пока не представляется возможным в связи с незавершенностью изучения отдельных, но относительно крупных систематических групп насекомых Крыма таких как двукрылые и др. Таким образом, конспект энтомофауны, изученный на настоящее время, составляет 5,6-8,3 % от всей фауны Крыма. Учитывая то, что территория заповедника расположена в степной зоне, данная информация весьма существенна.

В развитии насекомых выявлена многолетняя динамика их численности (табл. 2), которая описывается уравнением:

$$Y = 1,2821x^2 + 20,499x + 62,74 .$$

Как правило, в течение года в развитии насекомых отмечается два пика численности – летний и осенний [4]. Летом доминируют представители отрядов перепончатокрылых (25,6 %), полужесткокрылых (21,9 %) и жесткокрылых (21,9 %). Осенью преобладают равнокрылые хоботные (52,7 %).

Таким образом, первые итоги десятилетней инвентаризации фауны Опукского природного заповедника показали, что его территория отличается богатым и своеобразным видовым разнообразием, несмотря на современный антропогенный прессинг. Этому способствовали удаленность заповедного уголка Восточного Крыма от активной урбанизированной зоны, а также природоохранные мероприятия, проводимые со времени создания заповедника.

Таблица 2 – Многолетняя динамика численности (экз./м²) энтомофауны разнотравно-злаковой степи Опукского природного заповедника за период 1999-2004 гг.

Отряды	Годы						Средняя
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	
Ногохвостки	2,8	0,5	8,2	10,5	1,9	0,7	4,1
Стрекозы	0,0	-	0,0	-	-	0,3	0,1
Тараканы	0,0	-	-	-	-	-	0,0
Уховертки	-	-	-	-	-	0,0	0,0
Богомолы	0,0	0,0	0,3	0,2	1,5	0,7	0,4
Прямокрылые	4,0	3,7	2,9	3,0	4,0	4,4	3,7
Сеноеды	-	-	0,2	0,8	2,6	0,1	0,6
Равнокрылые хоботные	9,7	19,6	86,2	21,1	49,5	75,6	43,6
Полужесткокрылые	16,2	15,8	6,2	8,7	16,9	11,0	12,5
Трипсы	0,3	2,6	5,3	4,6	0,8	1,7	2,5
Жесткокрылые	9,5	19,8	27,2	15,1	37,5	38,1	24,5
Сетчатокрылые	0,2	0,1	0,1	0,2	0,4	0,3	0,2
Чешуекрылые	2,0	1,1	2,4	1,3	1,2	4,5	2,1
Перепончатокрылые	27,7	22,3	36,9	31,1	29,6	29,4	29,5
Двукрылые	6,8	7,7	27,5	13,0	49,1	76,4	30,1
Всего:	79,2	93,1	203,4	109,6	195,0	243,2	153,9

Литература

1. Биоразнообразие природных заповедников Керченского полуострова // Труды Никит. Ботан. сада. – Ялта, 2006. – Т. 126. – 320 с.
2. Вопросы развития Крыма : научно-практический дискуссионно-аналитический сборник. Вып. 11 : Биологическое и ландшафтное разнообразие Крыма: проблемы и перспективы. – Симферополь: Сонат, 1999. – 180 с.
3. Гнубкин В. Ф. Некоторые особенности биологии редкого для Карадага вида бесхвостых амфибий – чесночкицы обыкновенной // Карадаг. История, биология, археология. – Симферополь: Сонат, 2001. – С. 108-111.
4. Сёмик А. М., Семик Е. А. Материалы к инвентаризации энтомофауны разнотравно-злаковой степи природного заповедника Опукский // Заповедники Крыма на рубеже тысячелетий : мат. респ. конф., Симферополь, 27 апреля 2001 года. – Симферополь, 2001. – С. 95-96.
5. Семик А. М., Семик Е. А. Редкие виды наземной фауны Опукского природного заповедника и их современное состояние // Заповедники Крыма. Биоразнообразие на приоритетных территориях: 5 лет после Гурзуфа : мат. II науч. конф. – Симферополь, 2002. – С. 232-236.
6. Терентьев А. С. Состояние донного сообщества песчаного грунта акватории Опукского природного заповедника // Заповедники Крыма. Биоразнообразие на приоритетных территориях: 5 лет после Гурзуфа : мат. II науч. конф., 25-26 апреля 2002 г., Симферополь, Крым. – Симферополь, 2002. – С. 250-253.

О НЕОБХОДИМОСТИ ВЕДЕНИЯ ОБЪЕКТИВНОГО МОНИТОРИНГА ПРИ ОСВОЕНИИ МЕСТОРОЖДЕНИЙ УГЛЕВОДОРОДОВ

О. В. Боборыкина¹, Ю. Д. Степаняк², А. Л. Шацило³

¹Таврический национальный университет им. В. И. Вернадского (ТНУ)

²Крымское отделение Украинского государственного геологоразведочного института (КО УГГРИ)

³Центр экологических исследований и аудита ООО «АРМАДА»

В настоящее время доля нефти и газа в мировом балансе потребления энергносителей составляет более 70 %. Для удовлетворения растущих потребностей в углеводородах необходимо осуществлять поиск, разведку, обустройство и эксплуатацию новых месторождений. Доля морской нефти, добываемой 45 странами, в мировом объеме добычи уже превысила 28 % и к 2020 году должна возрасти до 40-45 % [5].

Освоение месторождений сопровождается нарушением геодинамического равновесия в литосфере, деформациями земной коры, активизацией разломов, что может спровоцировать землетрясение и другие, экологически опасные явления, с риском загрязнения морских экосистем нефтяными углеводородами, сероводородом, тяжелыми металлами. И как правило, возникает угроза необратимых экологических последствий. Этим обусловлена необходимость осуществления в режиме мониторинга эколого-геодинамического контроля в районах нефте- и газодобычи.

В мировой практике принято уделять особое внимание вопросам оценки, в том числе социально-экономической и экологической, геодинамических рисков, обеспечению геодинамической безопасности и геодинамическому мониторингу освоения нефтегазовых месторождений, а также трубопроводного транспортирования углеводородного сырья.

В свое время еще по заказу Министерства нефтяной промышленности СССР был реализован крупнейший проект «Эколого-геодинамический мониторинг нефтяного месторождения Тенгиз» в Казахстане. Это был единственный в мировой практике случай, когда наблюдения начались еще до начала разработки залежи – гигантской, но очень опасной из-за большой концентрации сероводорода. Потенциальная опасность побудила начать измерения динамики земной поверхности, наблюдения за возможными сейсмическими процессами.

В 1992 г. Казахстан начал работать с компанией Chevron. Геодинамический мониторинг был приостановлен. К 2000 г. экологические проблемы стали множиться, и руководство СП «Тенгизшевройл» возобновило геодинамический мониторинг, используя фоновые материалы, полученные еще в СССР [6].

Активными изысканиями в бассейне Черного моря занимаются Украина, Румыния и в меньшей степени Россия. Турция и Болгария также ведут работы на шельфе Черного моря. Однако на настоящий момент было пробурено лишь три скважины: две в западной части и одна на восточном турецком шельфе. В Грузии проекты не вышли из стадии выбора перспективных площадей шельфа для дальнейших исследований.

Наибольшая часть потенциальных ресурсов углеводородов Крымско-Черноморского региона (почти 85 %) приходится на морские акватории. Промышленная эксплуатация в основном ведется на северо-западном шельфе Черного моря. Совпадение зон промышленного скопления и добычи углеводородов с известными разломами (Одесским, Очаковским, Севастопольским, Николаевским и др.) свидетельствует о связи этих зон с разрывными нарушениями и об активном режиме названных разломов на современном этапе [4].

Авторы данной работы считают, что ведение объективного эколого-геодинамического мониторинга освоения углеводородных месторождений бассейна Чёрного моря крайне необходимо, и ставят своей целью – объединить имеющийся опыт в данной области с использованием инструментальных и правовых ресурсов.

Предлагается использовать для мониторинга геодинамики Черноморского региона возможности Геофизической обсерватории ТНУ, в качестве инструмента – лазерную интерферометрию [3]. Преимущество этих ресурсов – высокая точность измерений, многолетние наблюдения (более 20 лет), опыт работы в сопоставлении динамики добычи углеводородов и деформационных процессов, оптимальное расположение приборной базы и универсальность для всех месторождений акватории [1, 2].

Работы по определению уровня загрязнения морских вод, донных осадков, гидробионтов неоднократно осуществлялись на профессиональном уровне в КО УГГРИ и ООО «АРМАДА», что является экологической составляющей предлагаемого объективного мониторинга.

Результаты объективного эколого-геодинамического мониторинга могли бы использовать для принятия управлений решений органы государственной власти Украины и АРК, а также в МЧС Украины, в Крымском экспертном совете по оценке сейсмической опасности и прогнозу землетрясений при Совете Министров АРК, в Государственном комитете по охране окружающей среды и природным ресурсам.

Литература

1. Боборыкина О. В., Насонкин В. А. О возможной взаимосвязи между промышленной газодобычей и мониторинговыми исследованиями лазерным деформографом // Тектоника и нефтегазоносность Азово-Черноморского региона : тез. докл. Междунар. научно-практ. конф., Гурзуф, Крым, 6-10 сентября 1999 г. – С. 10-11.
2. Боборыкина О. В., Насонкин В. А. Сравнение трендов литосферных деформаций и темпов добычи углеводородов на шельфе Азовского и Черного морей // Глобализационные процессы в природопользовании : мат. научно-практ. конф., Алушта, АР Крым, 19-23 мая 2008 г. – С. 55-57.
3. Нестеров В. В. Большеbazовые лазерные интерферометры в геофизических исследованиях. – Симферополь: Таврия, 1996. – 285 с.
4. Перерва В. М. Геофлюидодинамика, разрывные структуры и нефтегазоносность северо-западного шельфа Черного моря. Геодинамика и нефтегазоносные структуры Черноморско-Каспийского региона // Крым-2002 : тез. докладов на IV Междунар. конф., Крым, Гурзуф, 9-14 сентября 2002 г. – Симферополь, 2002. – С. 153.
5. http://planetadisser.com/see/dis_116735.html
6. <http://www.neftgazexpert.ru/publicsmi87.htm>

ВЛИЯНИЯ ПРОЦЕССА ДОБЫЧИ ПЕСКА В ОЗЕРЕ ДОНУЗЛАВ НА РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ПОЛИХЛОРИРОВАННЫХ БИФЕНИЛОВ (ПХБ)

О. А. Петренко, С. М. Шепелева

ЮгНИРО

Полихлорированные бифенилы (ПХБ) вместе с хлорированными пестицидами образуют класс хлорорганических соединений. Это чрезвычайно персистентные поллютанты. Они чужды природным системам, а в морскую воду попадают с промышленными стоками, из атмосферы, а также при разложении гидробионтов. Из таких опасных хлорированных углеводородов, как ДДТ, ДДЭ, токсичность ПХБ наибольшая. Они оказывают ингибирующее влияние на ферментные системы в мембранах, ответственных за метаболизм азота в клетках, на структуру хлоропластов водорослей, а наблюдаемое сейчас хроническое загрязнение ими в основном негативно сказывается на функции воспроизведения гидробионтов.

Полихлорбифенилы используются в качестве пластификаторов в производстве пластмасс, в электроизоляционных жидкостях, большое их количество применяется для защиты дерева от микробиологического разложения, в смазочных материалах, в качестве добавок в краски, используемые для покраски судов [5].

В воде эти вещества плохо растворимы, но хорошо сорбируются частицамизве-
сей, особенно мелкими, пелитовыми. В водных экосистемах происходит сорбция
этих экотоксикантов взвесями, их седиментация и захоронение в донных отложени-
ях. В значительной степени велик перенос хлорорганических соединений (ПХБ) за
счет биоседиментации – отложения в составе взвешенного органического вещества.
Содержатся эти вещества и в биологических объектах.

Исследования, проведенные нами с 1999 по 2008 г., показали, что полихлори-
рованные бифенилы составляют большую долю в загрязнении рыб Азово-Черно-
морского бассейна хлороганикой. Их концентрации изменяются от единиц до де-
сятков нанограмм в грамме вещества. По нашим данным в настоящее время в морс-
ких экосистемах ПХБ являются распространенными и стойкими хлорированными
углеводородами.

В Украине не существует принятых норм содержания этих токсикантов в морс-
ких экосистемах. Иногда используют понятия критической концентрации для воды,
равной 100 мкг/л.

Методика определения ПХБ является стандартной для использования в газо-
вой хроматографии. Эти токсиканты химически выделялись из проб нефильтрован-
ной воды и донных отложений с помощью реакции спиртового дегидрохлорирова-
ния с последующим детектированием на газовом хроматографе, снаженном детек-
тором электронного захвата. Идентификация проводилась по времени удерживания
в сравнении с контрольным образцом ПХБ. Количественный расчет осуществлялся
методом соотношения градуировочных растворов и пробы по высотам пиков на
хроматограммах [4].

В настоящей работе использованы материалы ЮгНИРО, полученные в резуль-
тате мониторинга участка добычи песка в юго-восточной части озера Донузлав в
1999 и 2008 гг.

Добыча песка на акватории оз. Донузлав осуществляется с 1963 г. Евпаторийским морским торговым портом на наиболее обширном мелководном юго-восточном и северо-западном участках. В 2003 г. лицензии на разработку песка в этом районе получили еще две частные компании.

В основном при добыче песка используют рефулирование. Это оказывает негативное влияние на экосистему озера. Во-первых, происходит механическое разрушение донных сообществ на сопредельных акваториях. Сливаемая в процессе рефулирования пульпа содержит до 12,8 %звеси, на частицах которой могут сорбироваться токсичные вещества. Вторым негативным фактором влияния на окружающую среду является десорбция депонированных на частицах грунта поллютантов и переход их в водную среду. Все это приводит по данным ИнБЮМа к сокращению видового разнообразия и количества донных организмов, а также к уменьшению нагульных площадей кефалей [1].

В период работы грейфера основными факторами, определяющими величины содержания полихлорбифенилов в воде, являются: количество илистой фракции, содержащейся в пульпе и попадающей в воду, и концентрация ПХБ на частицах. При отсутствии работ по добыче песка концентрации будут определяться: динамическими процессами (течения); вторичным загрязнением в результате перехода поллютантов в воду, активизирующимся при восстановительных процессах в грунтах; метеорологическими процессами; временем, прошедшим между окончанием работ и проведением наблюдений.

В работе приводятся средние и максимальные наблюдаемые величины содержания полихлорбифенилов в указанные выше периоды.

Следует отметить, что в июле 1999 г. не только средние, но и максимальные наблюдаемые концентрации полихлорбифенилов в воде и донных отложениях были ниже, чем в сентябре 2008 г. Особенно это очевидно для их содержания в воде. Летом 1999 г. как в поверхностной, так и придонной воде концентрации ПХБ находились приблизительно в одних величинах, чуть выше 7 нг/л, в то время, как максимальные наблюдаемые величины составляли для поверхностной и придонной воды 39,1 и 10,1 нг/л соответственно. На большей части акватории в этот период ПХБ в воде обнаружены не были. В сентябре 2008 г. и средние, и максимальные величины содержания ксенобиотиков в воде резко возросли. Как видно из таблицы, средние концентрации в поверхностной и придонной воде увеличились в десятки раз.

Средние и максимальные наблюдаемые концентрации полихлорбифенилов в воде и донных отложениях оз. Донузлав

Период наблюдения	Горизонт	Sредн. конц. ПХБ	Макс. набл. конц. ПХБ	Sредн. конц. ПХБ	Макс. набл. конц. ПХБ
		Вода (нг/л)		Донные отложения (нг/г с/в)	
Июль 1999 г.	поверхность	7,3	39,1	20,8	39,5
	дно	7,2	10,1		
Сентябрь 2008 г.	поверхность	90,3	177,6	22,6	89,7
	дно	295,3	930,2		

Аналогичное наблюдалось и для максимальных концентраций. Скорее всего, увеличившееся к этому времени в сравнении с 1999 г. заиление привело к повышению доли мелких илистых частиц, пришедших в водную среду во время добычи песка, что вызвало более высокое загрязнение водной толщи. Как известно, для оседания мелких частиц из воды в донные отложения необходим более длительный период, чем для крупных. В связи с этим они большее время находятся в пределах водной толщи, что также способствовало увеличению средних и наблюдаемых концентраций в сентябре 2008 г.

Характерно увеличившееся заиление и для донных отложений. Хотя средние величины загрязнения в оба из рассматриваемых периода резко не отличаются, но очевиден их рост в сентябре 2008 г. (см. таблица). Особенно наглядны эти изменения для максимально наблюдаемых величин. Здесь разница была приблизительно в 2 раза: 39,5 нг/г сухого вещества – в июле 1999 г. и 89,7 нг/г сухого вещества – в сентябре 2008 г.

Следовательно, для водной среды и донных отложений свойственны нанограммовые количества ПХБ. Также концентрации в воде не превосходят известную, приведенную выше критическую их величину. Загрязнение экосистемы рассматриваемого участка полихлорбифенилами характеризуется как хроническое.

Усиливающееся в связи с проводимыми в озере Донузлав работами по добыче песка заиление приводит к увеличению загрязнения экосистемы, особенно водной среды, полихлорированными бифенилами, а это может обусловить увеличение данных токсикантов в обитающих здесь водных живых объектах, и может негативно отразиться на их дальнейшем существовании [2, 3].

Литература

1. Влияние добычи песка методом рефулирования на состояние ихтиофауны и бентоса оз. Донузлав: отчет о НИР. – Севастополь, 1997. – 75 с.
2. Попова Г. В. Характер и особенности действия пестицидов на рыб // Изменение природной среды в процессах сельскохозяйственного производства. – М.: Наука, 1981. – С. 17-23.
3. Попова Г. В., Шамрова Л. Д. Накопление пестицидов в воспроизводительной системе рыб и их гонадотокическое действие // Экспериментальная водная токсикология. – Рига, 1987. – № 12. – С. 191-201.
4. Руководство по анализу морских вод. Хлорированные углеводороды. – СПб: Гидрометеоиздат, 1993. – 263 с.
5. Совга Е. Е. Загрязняющие вещества и их свойства в природной среде : Учебное пособие НАН Украины : МГИ ЧФ МГУ. – Севастополь: ЭКОСИ – Гидрофизика, 2005. – 176 с.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ SCENEDESMUS BIJUGATUS (LAGETH.) ДЛЯ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ДООЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

С. Ю. Горбунова¹, В. А. Зубко²

¹Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАНУ (ИнБЮМ)

²Керченский государственный морской технологический университет (КГМТУ)

По литературным данным [11] эффективным методом удаления биогенных элементов является использование микроводорослей [7]. Они, как фотоавтотрофные организмы, при фотосинтезе обогащают водную среду кислородом, чем способствуют ускорению окислительных процессов и минерализации органических примесей в сточных водах. Протококковые водоросли представляют собой одни из наиболее активных агентов очистки загрязнённых и сточных вод. Это обусловлено их физиологическими особенностями: активным фотосинтезом, способностью непосредственно утилизировать ионы азота, фосфора и других биогенных элементов, выделять высокие концентрации различных токсических веществ, а также бактерицидностью продуктов, выделяемых ими в процессе жизнедеятельности [1, 10]. Именно благодаря сочетанию всех этих свойств массовые культуры протококковых водорослей можно использовать в очистке сточных вод [8].

Наблюдения, проведённые в течение нескольких лет на различных очистных сооружениях [4], свидетельствуют о богатстве и разнообразии флоры протококковых водорослей водоёмов очистных сооружений, принимающих на доочистку сточные воды различного состава [5]. Однако флора протококковых водорослей сточных вод изучена крайне мало [2].

Принимая во внимание изношенность большинства коммунальных очистных сооружений и отсутствие возможности финансирования для их реконструкции, метод альголизации может быть выходом для существенного повышения качества очистки сточных вод в первую очередь от соединений азота и фосфора до нормативных показателей без больших капитальных затрат.

Целью эксперимента являлось исследование динамики роста *Scenedesmus bijugatus* (*Lageth.*) и проведение сравнительной оценки её продуктивности в накопительной культуре на сточных водах и питательной среде.

Эксперимент проводился в двух культиваторах (далее варианты № 1 и 2) методом накопительных культур. В качестве контроля использовали сточную воду, которая на протяжении всего эксперимента находилась в тех же условиях, что и культиваторы. В культиватор № 1 был внесён инокулят и питательная среда Тамия в таком количестве, чтобы начальная оптическая плотность культуры составляла ($D_{750} = 0,04$).

В культиватор № 2 в качестве питательной среды внесли сточную воду северных очистных сооружений г. Севастополя, прошёдшую механическую и биологическую очистку, и инокулят в таком количестве, чтобы начальная оптическая плотность культуры составляла ($D_{750} = 0,04$). Состав используемой сточной воды представлен в табл. 1.

Для выращивания *S. bijugatus* использовали культиваторы плоскопараллельного типа из стекла объёмом 3 л, размерами 40 x 20 x 5 см, в условиях круглосуточного освещения [3]. В качестве источника света использовали систему ламп GE F18W/54-765 со средней освещённостью 10 клк. Интенсивность освещения на поверхности культуры регистрировали при помощи люксметра Ю-116 с погрешностью не бо-

Таблица 1 – Состав сточной воды, прошедшей механическую и биологическую очистку

Наименование анализа	Концентрация, мг/л
Реакция pH	6
Фосфаты, мг/л	13,28
Нитраты, мг/л	170
Железо, мг/л	2,56
Медь, мг/л	3,87
Кадмий, мг/л	0,01
Цинк, мг/л	0,04
Свинец, мг/л	0,76

в кварцевых кюветах с длиной рабочей стороны 1 см. Погрешность измерения не превышала 1,0 %. В качестве контроля использовали культуральную среду, соответствующую каждому из вариантов эксперимента.

Концентрацию нитратов в растворе определяли ионоселективным электродом на иономере И-160М, концентрацию фосфора – фотокалометрическим методом Морфи-Райли [6].

Динамика биомассы накопительной культуры *S. bijugatus* при культивировании на среде Тамия и сточных водах представлена на рис. 1, коэффициент вариации

составил 2,15 %. Кривые роста в каждом из вариантов характеризуются отсутствием лаг-фазы и экспоненциальной фазы роста. При выращивании *S. bijugatus* на питательной среде Тамия линейная фаза роста длилась с первых по девятые сутки, а на сточной воде – с момента начала эксперимента по четвертые сутки.

Уравнение динамики биомассы на линейной фазе записывается в виде:

$$B = B_l + P_m \cdot (t - t_l), \quad (1)$$

где B_l – биомасса в момент начала линейной фазы t_l ;

P_m – максимальная продуктивность культуры.

Аппроксимация фазы линейного роста [9] уравнением (1) позволяет рассчитать величину максимальной производительности P_m , представленную в табл. 2.

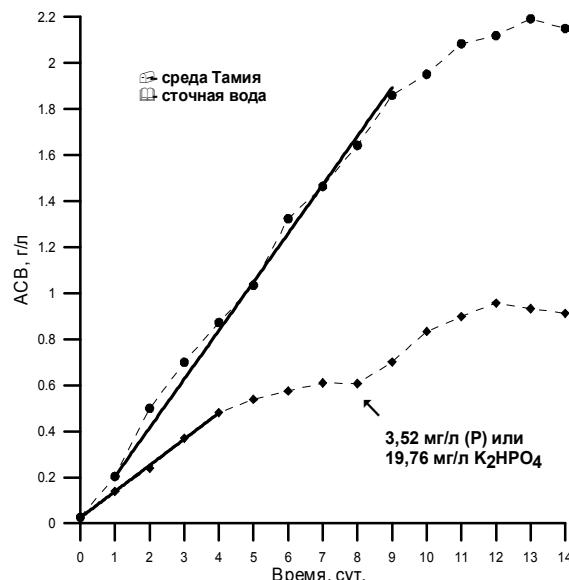


Рисунок 1 – Динамика биомассы *S. bijugatus* на культуральной среде Тамия и сточной воде

По мере роста культуры наблюдалось уменьшение концентрации минерального фосфора и нитратного азота в культуральных средах. Динамика нитратного азота и минерального фосфора накопительной культуры *S. bijugatus* при культивировании на среде Тамия и сточных водах представлена на рис. 2 и 3, соответственно.

лее 5 % от измеряемой величины. Температура суспензии поддерживалась в диапазоне от 29 до 31 °С. Объем суспензии в каждом культиваторе равнялся 3 л. Культура непрерывно барботировалась воздухом с помощью компрессора CR-40R, производительностью 2 л/мин.

На протяжении всего эксперимента отбор проб осуществляли ежедневно в 12.00. Отключали подачу воздуха и измеряли температуру и pH в культиваторах. Прирост биомассы определяли по изменению оптической плотности суспензии на СФ-2000 на длине волны 750 нм. Измерения проводили

Таблица 2 – Значения максимальной продуктивности P_m , максимальной биомассы B_m и потребностей культуры *S. bijugatus* в нитратном азоте $Y(N)$ и минеральном фосфоре $Y(P)$

Культиватор	P_m	B_m	$Y(P)$	$Y(N)$
№ 1	0,211	2,192	11,8	53
№ 2	0,144	0,957	10,44	51

Начальная концентрация нитратного азота в среде Тамия составляла 691 мг/л, при этом её интенсивное уменьшение наблюдалось со вторых по восьмые сутки. Далее по четырнадцатые сутки отмечалась и стабилизация.

Начальная концентрация минерального фосфора в среде Тамия составляла 220 мг Р/л. Линейное сни-

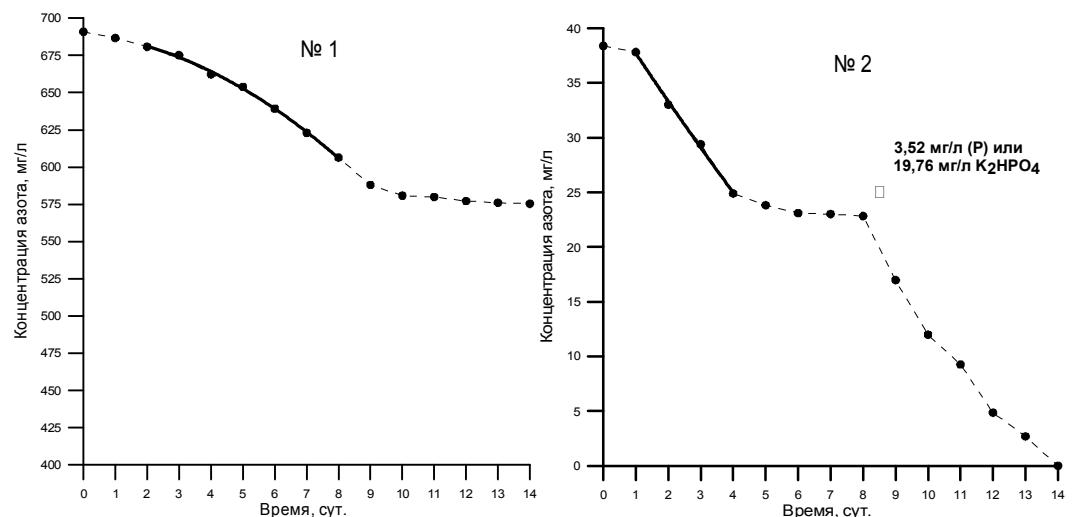


Рисунок 2 – Динамика нитратного азота *S. bijugatus* в среде Тамия № 1 и на сточных водах № 2

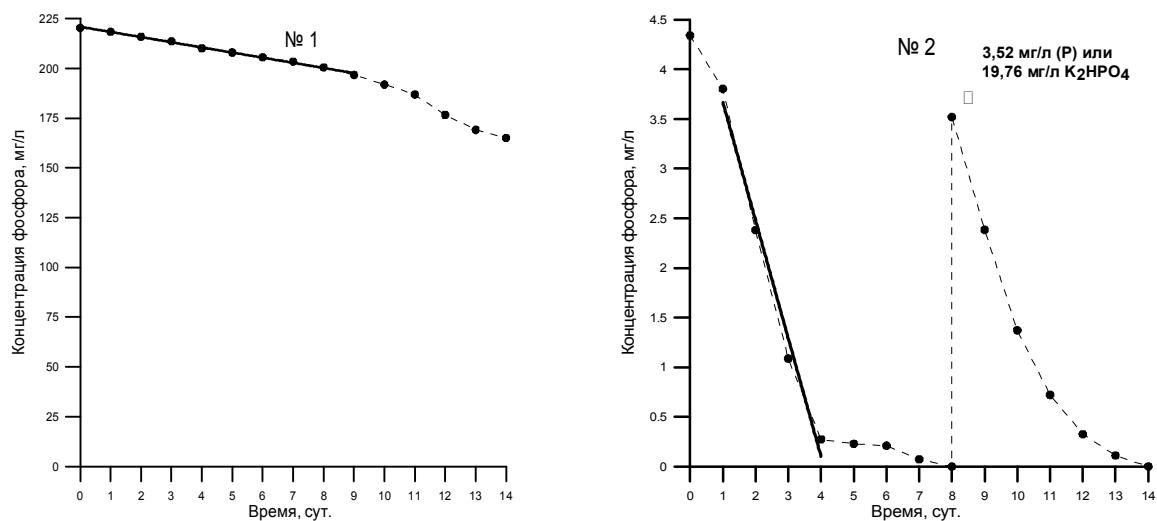


Рисунок 3 – Динамика минерального фосфора *S. bijugatus* в среде Тамия № 1 и на сточных водах № 2

жение наблюдалось с момента начала эксперимента по девятым сутки. За весь период культивирования концентрация азота снизилась на 16,7 %, фосфора – на 25,07 %.

Затем следовала фаза замедления роста, и отмирание культуры, несмотря на то, что биогенные вещества еще оставались в среде. Возможно, в этом случае наступило лимитирование роста культуры по свету или CO_2 .

Начальная концентрация нитратного азота в сточной воде составляла 38,39 мг/л, а минерального фосфора – 4,3 мг/л. Интенсивное снижение концентрации биогенных элементов наблюдалось с первых по четвертые сутки. С пятых по восьмые сутки концентрация азота в культиваторе № 2 стабилизировалась и перестала снижаться. Т. е. концентрация нитратного азота в сточной воде снизилась только на 15,56 мг/л и осталось еще 22,83 мг/л, в то время как наступил лимит по фосфору, ассимилировавшемуся до нуля.

Так как в сточной воде культиватора № 2 осталось еще 22,83 мг/л нитратного азота (или 101,10 мг/л, в пересчёте на NO_3^-), превышавшего по концентрации предельно допустимый уровень по ГОСТу 287-82 (на 56,10 мг по нитратному азоту), необходимо было провести расчёт корректировки состава сточных вод для снижения концентрации биогенных элементов до нуля. Для этого необходимо знать истинные потребности культуры в биогенных элементах.

Используя полученные значения кинетических ростовых характеристик культуры *S. bijugatus*, рассчитали потребности в биогенных элементах.

Для культиватора № 1 получили:

$$Y_s^0 = \frac{11,235 \cdot 0,211 - 2 \cdot 0,22 \cdot 0,204}{0,211^2} = 53.$$

Для культиватора № 2 получили:

$$Y_s^0 = \frac{10,46 \cdot 0,144 - 2 \cdot 8,973 \cdot 0,025}{0,144^2} = 51.$$

Аппроксимируя экспериментальные данные потребления минерального фосфора [9], определили значение потребности культуры *S. bijugatus* для всех вариантов: культиватор № 1 – 11,8 мг Р/г АСВ, № 2 – 10,44 мг Р/г АСВ.

Таким образом была рассчитана концентрация минерального фосфора, которую необходимо добавить в сточную воду, чтобы концентрация нитратного азота снизилась до нуля. В стоки было добавлено 19,76 мг/л соли K_2HPO_4 с концентрацией минерального фосфора 3,52 мг/л. В культиваторе № 2 после внесения дополнительного источника минерального фосфора биомасса *S. bijugatus* начала увеличиваться и на тринадцатые сутки достигла 0,933 г АСВ. При этом наблюдалось снижение концентрации нитратного азота и минерального фосфора, которые достигли нуля на четырнадцатые сутки.

Отношение потребностей культуры *S. bijugatus* в биогенных элементах составило: $N:P = 4,9:1$.

После прохождения этапа доочистки сточной воды показатели минерального фосфора и нитратов достигли значений, представленных в табл. 4.

Следовательно, итоговый анализ сточной воды показал, что в контрольном образце сточных вод концентрация биогенных элементов осталась такой же высокой, при использовании для доочистки культуры *S. bijugatus* она может быть снижена до ПДК, а при необходимости – даже до нуля. Это говорит о *S. bijugatus* как о перспективном объекте для доочистки сточных вод.

Таблица 4 – Результаты доочистки сточной воды с помощью *S. bijugatus*

Наименование анализа	После очистных сооружений, %	После доочистки, %	
		I	II
Фосфаты, мг/л	100	0	98,04
Нитраты, мг/л	100	0	96,47

Примечание: I – доочистка сточных вод с помощью *S. bijugatus*, II – контроль (сточные воды).

Максимальная продуктивность (Pm) культуры *S. bijugatus* при культивировании на среде Тамия составила 0,211 г АСВ/л·сут.⁻¹, а на сточных водах – 0,144 г АСВ/л·сут.⁻¹. Этого значения достаточно для того, чтобы доочистить сточные воды от биогенных элементов до ПДК или до нуля.

Экспериментально определены истинные потребности *S. bijugatus* в биогенных элементах: $Y(N) = 52$ мг/г АСВ, $Y(P) = 11,1$ мг/г АСВ.

Определено количество минерального фосфора, составившее 3,52 мг/л фосфора (или 19,76 мг/л K_2HPO_4), которое необходимо добавить в сточные воды для их корректировки и доочистки от нитратного азота до нуля.

Толерантность культуры *S. bijugatus* ко многим экологическим факторам и высокая скорость деления клеток делает её перспективным объектом биотехнологии и даёт возможность рассматривать в качестве объекта для доочистки сточных вод.

Литература

1. Андреева Р. А., Скирдов И. В. Экспериментальная оценка возможности применения хлореллы для очистки сточных вод заводов по производству кормовых дрожжей на парафинах нефти // Развитие методов механической и биологической очистки сточных вод. – М.: НИИ ВОДГЕО, 1982. – С. 34-39.
2. Водоросли: справочник / С. П. Вассер, Н. В. Кондратьева, Н. П. Масюк и др.; под ред. С. П. Вассера. – К.: Наук. Думка, 1989. – 608 с.
3. Геворгиз Р. Г., Шахматов А. П. Установка для культивирования морских микроводорослей // Экология моря. – 2005. – № 67. – С. 44-47.
4. Догадина Т. В. Альгофлора водоёмов очистных сооружений и её роль в очистке стоков : дис. ... канд. биол. наук. – Харьков, 1969. – 326 с.
5. Догадина Т. В. Эколо-систематический обзор протококковых водорослей сточных вод // Биологические науки. – 1973. – № 2. – С. 50-56.
6. Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. – М.: ВНИРО, 1988. – 25 с.
7. Саут Р., Уиттик А. Основы альгологии. – М.: Мир, 1990. – 295 с.
8. Стеблюк М. В. Роль альгофлоры в снижении бактериальных загрязнений городских сточных вод в процессе их биологической очистки : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.17. – 1968. – 21 с.
9. Тренкеншу Р. П., Лелеков А. С. Простейшие модели роста микроводорослей 3. Потребность микроводорослей в элементах минерального питания // Экология моря. – 2005. – № 70. – С. 53-61.

10. Kaya V. M., de la Noue J. P. G. A comparative study of four systems for tertiary wastewater treatment by *Scenedesmus bicellularis*: New technology for immobilization // Journal of Applied Phycology. – 1995. – Vol. 7. – P. 85-95.
11. Nunez V. J., Voltolina D., Nieves M., Pina P. Nitrogen budget in *Scenedesmus obliquus* cultures with artificial wastewater // Bioresource Technol. – 2001. – Vol. 78. – P. 161-164.

ЗАДАЧИ ПОЧВЕННОГО МОНИТОРИНГА В КРЫМУ

Н. А. Драган

Таврический национальный университет им. В. И. Вернадского (ТНУ)

Биосфера Земли и ее почвенный покров (ПП) испытывают широкомасштабные антропогенные изменения, последствия которых непредсказуемы [12, 14]. Нарушение ПП, деградационные процессы (эрозия, дефляция, дегумификация, загрязнение и др.) трансформируют исторически сложившиеся круговороты вещества и энергии, снижают плодородие почв, что ограничивает выполнение ими их биосферных и биогеоценотических функций, сокращает биологическое и почвенное разнообразие. Практически все проблемы, с которыми сталкивается цивилизация при взаимодействии с почвами, являются экологическими. Разработка функционально-экологического аспекта в почвоведении [1, 3, 4, 12] позволила существенно расширить и углубить задачи по сохранению ПП. Глобальные функции педосфера, где наиболее интенсивно идут все процессы обмена веществ между земной корой, гидросферой, атмосферой и обитающими на суше организмами, определяют необходимость почвенного мониторинга как части экологического мониторинга окружающей среды.

В развитии методологии почвенного мониторинга огромную роль сыграли работы В. И. Вернадского, И. П. Герасимова, Г. В. Добровольского и др.[1-4].

Мониторинг почв – это информационная система наблюдений, оценки и прогноза изменений почв под влиянием природных и антропогенных факторов.

Сохранить биологическое разнообразие, не сохраняя почвенное, в принципе невозможно, так как почва является главным жизненным пространством для большей части видов беспозвоночных животных и микроорганизмов. Существование более 90 % всех видов, обитающих на Земле, теснейшим образом зависит от почвы и потому решение биологических и почвенных задач должно быть во взаимодействии.

Обеспечение рационального использования и охраны ПП как территориального базиса, природного ресурса и основного средства производства законодательно закреплено Земельным кодексом Украины [10], где приоритет требований экологической безопасности является одним из основных принципов. К сожалению, в настоящее время почвенный мониторинг не реализуется: не создана инфраструктура мониторинга, не функционируют в этом плане аналитические лаборатории, не определена система сбора и обработки фактических данных наблюдений [13, с. 464].

Масштабы почвенного мониторинга могут быть различными (глобальный, региональный, локальный мониторинг), что существенно детализирует его задачи. Однако основной целью почвенного мониторинга остается – получение информации о состоянии ПП для решения проблем воспроизводства его плодородия. В этом направлении почвенный мониторинг в Крыму не проводится. Не осуществляется текущий контроль основных показателей почвенного плодородия сельскохозяйственных земель, и потому их использование ведётся без необходимого научного обоснования.

Существующая ведомственная система мониторинговых наблюдений за состоянием окружающей природной среды выполняет всего лишь фрагментарный конт-

роль почв в отношении их загрязнения вдоль основных автомагистралей и вблизи полигонов твердых бытовых отходов, а также – количественный учёт земельных ресурсов и весьма ограниченные наблюдения за солевым режимом почв в зоне орошения. Столь ограниченная информация сегодня недостаточна для принятия управлеченческих решений, направленных на воспроизводство плодородия и улучшение состояния почвенных ресурсов.

Многолетние почвенно-экологические и почвенно-экспертные исследования позволяют констатировать, что состояние ПП на территории Крымского полуострова вызывает тревогу [6, 8, 9]. Помимо известных первичных и вторичных негативных процессов, происходящих в почвах и снижающих их плодородие, нередко наблюдается радикальное разрушение ПП. Чаще всего это связано с отчуждением почвенных ресурсов из сферы сельского хозяйства для разработки месторождений строительного сырья (камня-ракушечника, песка и т. п.), с демонтажем оросительных систем и с другими, часто несанкционированными действиями населения [9]. С каждым годом служба почвенного мониторинга становится все необходимее, так как размеры антропогенных нагрузок на почвы постоянно возрастают.

Исходя из тенденций трансформации земельных ресурсов и учитывая социально-экономические процессы, к первоочередным и важнейшим задачам почвенного мониторинга в настоящее время в АРК нами отнесены следующие:

- инспекторский контроль размеров и правильности отчуждения пахотно-пригодных почв для промышленных, коммунальных и других целей;
- наблюдения за солевым режимом орошаемых почв;
- оценка среднегодовых потерь почвенных ресурсов вследствие водной, ирригационной эрозии и дефляции;
- обнаружение территорий с дефицитным балансом в почвах главнейших элементов питания растений;
- выявление и оценка скорости потерь гумуса, азота, фосфора;
- контроль кислотно-щелочных показателей почв, что особенно актуально на массивах земель проведения ирrigации, применения высоких доз минеральных удобрений и промышленных отходов в качестве мелиорантов, а также вблизи крупных промышленных центров и на прилегающих к ним территориях, где атмосферные осадки отличаются высокой кислотностью или минерализацией;
- контроль локального загрязнения почв тяжелыми металлами в зоне влияния промышленных предприятий, транспортных магистралей и вследствие применения удобрений, пестицидов, детергентов (в регионах их постоянного использования) и бытовых отходов (на территориях с высокой плотностью населения);
- долгосрочный и сезонный (в период вегетации растений) контроль влажности, водно-физических свойств и структурного состояния почв;
- оценка вероятного изменения свойств почв при проектировании гидростроительства, мелиорации, внедрения новых систем земледелия и удобрений и т. п.

Вероятно, это не полный перечень задач, стоящих перед почвенным мониторингом. В перспективе могут появиться дополнительные задачи, связанные с новыми антропогенными технологическими процессами, а часть сегодняшних задач будет снята [3].

Для решения поставленных задач необходимо реально обеспечить надёжную организационно-методическую базу по следующим её аспектам:

- научно обосновать сеть почвенных объектов мониторинговых наблюдений с учётом физико-географических особенностей регионов Крыма;
- обеспечить функционирование почвенно-агрохимических лабораторий путём оснащения их материально-технической базы и укомплектования почвоведами-аналитиками;
- рассмотреть и выбрать наиболее производительные методы лабораторных анализов почвенных образцов с целью получения репрезентативных результатов;
- разработать систему наблюдаемых в природе и определяемых в лаборатории параметров с учётом сезонных почвенных процессов;
- определить (с целью экономии затрат) информационные потребности, которые должна удовлетворить система регионального почвенного мониторинга с учетом запросов конкретных, в основном сельскохозяйственных потребителей.

Мониторинг начинается с изучения существующих материалов об условиях и факторах почвообразования, существующих почвенных карт, книг истории полей, сведений о системах земледелия, удобрения, проводимых мелиоративных мероприятиях и т. п. Существует проблема наличия «свежего» картографического материала, что актуально везде и в том числе для Крыма. Основой государственной земельной информационной системы баз знаний должен быть комплекс современных картографических материалов о ПП. Без него не может быть и речи о мониторинге, составлении объективного земельного кадастра, денежной оценке, соответствующей земельной налоговой политике и т. д.

Для выбора объектов наблюдения необходимо использовать не только среднемасштабные и крупномасштабные почвенные карты, но и картограммы – эродированности, засоленности, загрязнённости и т. п., по которым устанавливается степень деградации почв.

На первом этапе создания инфраструктуры мониторинга почв следует провести учет и внесение в книгу почв особо охраняемых территорий (ООПТ) АРК (заповедников, национальных парков, заказников и т. п.). Важной задачей в почвенном мониторинге считается поиск и выделение эталонов почв в первую очередь в существующей сети ООПТ. Попытки определиться с выбором эталонов почв в Крыму сделаны нами ранее [7].

Использование почвенного эталона сравнения – залог успешного мониторинга состояния почв и ПП. В понятие «эталон» вкладывается обозначение определенной условной точки отсчета в характеристике типичной почвы конкретного региона. Этот термин используется в ряде разных толкований: эталон как «почва-репер» или справочная почва, «эталон плодородия» и т. д. [5]. Для целей мониторинга важно иметь характеристики исходного (начала наблюдений) состояния почв. Основным критерием выбора эталона должно быть соответствие назначенного профиля центральному (обычному) роду почвы в рамках существующей классификации [11]. Не вызывает сомнения, что в качестве «эталона» почв предпочтительны целинные типичные варианты широко распространённых почв соответствующего региона. Типичность профиля определяется как набором и последовательностью горизонтов (морфологические признаки), так и свойствами (генетическими и аналитическими), наиболее близкими к центральному выделу таксона. Все его характеристики должны быть репрезентативными. Уникальные почвенные профили нуждаются в охра-

не; при создании Красной книги такие почвы уместно поместить в раздел «редких» или «исчезающих».

Реальная почва, соответствующая эталону, должна быть точно нанесена на карту и документирована путём привязки на местности. Кроме того, должны быть тщательного описаны условия почвообразования и морфологические признаки, отобраны образцы по генетическим горизонтам с последующим выполнением лабораторных анализов. Результаты всей этой работы позволят уточнить генетическую принадлежность и конкретизировать номенклатуру почвы в соответствии со всеми таксономическими единицами. Итак, критерии выбора эталонов почв объективно обусловлены многими факторами: разнообразием почв и их комбинаций, необходимостью охраны ПП от деградации, задачами мониторинга и предназначением эталонов. В связи с названными факторами подходы к выбору эталонов могут меняться.

На основании результатов анализа существующих материалов выбираются объекты мониторинга, которые должны отображать типичные природные экосистемы и агроэкосистемы и служить эталонами плодородия при слабом антропогенном влиянии или практическом отсутствии. Иными объектами являются территории, в пределах которых имеет место деградация почв. Здесь в качестве эталона сравнения можно выбрать вариант наименее изменённого почвенного профиля (таблица, сокращённо).

Важным звеном мониторинга почв представляется выбор их свойств, которые должны подлежать контролю во времени с целью выявления изменений как природных, так и антропогенных. Показатели изменений могут быть признаками разных стадий деградации – от начала развития до необратимой [8].

При наличии значительного количества информации, собранной до начала наблюдений (ретроспективный мониторинг) и в процессе мониторинга на выбранных объектах, создаётся база данных для их дальнейшей систематизации, обработки и сохранения. Результаты мониторинга должны использоваться специальной службой оперативного предупреждения о негативных почвенных процессах.

Лишь при развитой инфраструктуре мониторинга почв (которая пока отсутствует в АРК), аналогичной уже функционирующем в передовых странах мира, можно уменьшить до минимума корректировку почвенных обследований и ограничиться интерполяцией результатов мониторинговых исследований на большие территории. Вместе с тем следует придерживаться правила, по которому результаты исследований, выполненных в рамках мониторинга, можно переносить лишь на генетически родственные почвы.

Мониторинг ПП имеет свою специфику, обеспечивая контроль компонентного состава – набор элементарных почвенных ареалов, их геометрии, процентного соотношения, уровня контрастности и сложности. Его осуществляют при корректировке крупномасштабных карт, составленных в период предшествующих обследований, а также в рамках национального мониторинга земельных ресурсов дистанционными и наземными методами. Мониторинг ПП особенно актуален в районах интенсивной мелиорации (осушения, орошения), где его можно выполнять на специальных ключах-аналогах.

Все указанные направления мониторинга могут проводиться одновременно. Объединить их может общегосударственная программа. К сожалению, утверждённое 20 августа 1993 г. Постановление Совета Министров Украины за № 661 – «По-

Определение степени деградации почв

Индикаторные показатели	Степень деградации				
	0	1	2	3	4
Увеличение площади эродированных почв, % в год	< 0,5	0,5-1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	> 5,0
Уменьшение мощности почвенного профиля (A+B), % от исходного	< 3	3-25	26-50	51-75	> 75
Уменьшение запасов гумуса в профиле почвы (A+B), % от исходного	< 10	10-20	21-40	41-80	> 80
Площадь обнаженной породы, % от общей площади*	0-2	3-5	6-10	11-25	> 25
Увеличение равновесной плотности сложения пахотного слоя почвы, % от исходного*	< 10	10-20	21-30	31-40	> 40
Коэффициент фильтрации, м/сут.	> 1,0	0,3-1,0	0,1-0,3	0,01-0,1	< 0,01
Содержание (%) суммы токсичных солей с участием соды, в гумусовом горизонте	< 0,1	0,1-0,2	0,21-0,3	0,31-0,5	> 0,5
- для других типов засоления	< 0,1	0,1-0,25	0,26-0,5	0,51-0,8	> 0,8
Увеличение токсичной щелочности, мг-экв/100 г. почв	< 0,7	0,7-1,0	1,1-1,6	1,7-2,0	> 2,0
Увеличение доли обменного натрия (% от ЕКО)	< 1	1-3	3-7	7-10	> 10
Поднятие УГВ (солей > 3 г/л), м	7	5-7	5-3	3-2	< 2
Увеличение площади засоленных почв, % в год	< 0,5	0,5-1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	> 5,0

ложення про моніторинг земель», закреплённое законодательно [13] – до сих пор не реализовано в практике: не создана инфраструктура мониторинга, не функционируют соответствующие лаборатории, не определена система сбора и обработки фактических данных наблюдений.

Литература

1. Вернадский В. И. Геохимическая деятельность человека // Очерки геохимии. – М.: Наука, 1983.– С. 257-258.
2. Герасимов И. П. Научные основы современного мониторинга окружающей среды // Изв. АН СССР : Сер. географ. – М., 1975. – № 3. – С. 13-25.
3. Добровольский Г. В., Орлов Д. С., Гришина Л. А. Принципы и задачи почвенного мониторинга // Почвоведение. – 1983. – № 11. – С. 23-34.

4. Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы: функционально-экологический подход. – М: Наука, 2000. – 185 с.
5. Добровольский Г. В., Чернова О. В., Семенюк О. В., Богатырёв Л. Г. Принципы выбора эталонных объектов при создании Красной книги почв России // Почвоведение. – 2006. – № 4. – С. 387-395.
6. Драган Н. А. Почвенные ресурсы Крыма : науч. монография : 2-е изд., доп. – Симферополь: Доля, 2004. – 208 с.
7. Драган Н. А. Эталоны природных почв охраняемых территорий Крыма // Заповедники Крыма: заповедное дело, биоразнообразие, экообразование : мат. III научной конф., 22 апреля 2005 г., Симферополь : Ч. 1 : География. Заповедное дело. Ботаника. Лесоведение. – Симферополь: КРА «Экология и мир», 2005. – С. 43-47.
8. Драган Н. А. Факторы, механизмы, признаки деградации почв Крыма // Экосистемы Крыма, их оптимизация и охрана : тематич. сб. науч. тр. / Под ред. В. Г. Мишнева, А. Н. Олиферова – Симферополь: Таврия, 2005. – Вып. 15. – С. 107-116.
9. Драган Н. А. Техногенные нарушения почв и проблемы их рекультивации в равнинном Крыму // Історична географія: початок ХХІ сторіччя : Зб. наук. праць. – Вінниця: Теза, 2007. – С. 170-179.
10. Земельный кодекс Украины. Комментарий : изд. 3, доп. – Х ООО Одиссей, 2005. – 512 с.
11. Классификация и диагностика почв СССР. – М.: Колос, 1977. – 223 с.
12. Ковда В. А. Патология почв и охрана биосферы планеты : Препринт. – Пущино: ОНТИ НЦБИ, 1985. – 10 с.
13. Позняк С. П., Красёха Є. Н., Кіт М. Г. Картографування ґрунтового покриву : навчальний посібник. – Львів: Видавничий центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2003. – 500 с.
14. Розанов Б. Г., Таргульян В. О., Орлов Д. С. Глобальные тенденции изменения почв и почвенного покрова // Почвоведение. – 1989. – № 5. – С. 5-18.

УКРИПЛЕННЯ БЕРЕГІВ УЗБЕРЕЖЖЯ МОРІВ ШЛЯХОМ СПОРУДЖЕННЯ ШТУЧНИХ РИФІВ ЯК БІОПОЗИТИВНИХ БЕРЕГОРЕГУЛОВАЛЬНИХ СИСТЕМ

О. В. Бонь¹, О. Г. Васенко², В. С. Кресін²

¹Міністерство охорони навколишнього природного середовища України (Мін. природи України)

²Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УкрНДІЕП)

Майже 50 % морської берегової лінії України знаходиться під негативним впливом від площинного змиву й ерозії і має високий рівень ураженості абразійними та зсувними процесами. Крім того, в останні роки на більшості берегових територій активізувалися процеси підтоплення, просідань, хімічного забруднення ґрунтів, карсту та інших небезпечних геологічних процесів. Близько 30 % Чорноморського узбережжя України припадає на абразивно-обвалальні та абразивно-зсувні ділянки. Це негативно впливає на стан приморських і прибережних екосистем і приводить до неприdatності прилягаючих територій для містобудування й розвитку туризму.

Однією із актуальних проблем є укріплення узбережжя морів шляхом спорудження так званих «штучних рифів», які розглядаються як берегорегулюальні і в той же час біопозитивні системи щодо екологічного стану акваторії і прибережжя, а також їх спорудження сприяє вирішенню соціально-економічних задач. Штучні рифи – це інженерні споруди у вигляді поміщених у воду великомасштабних інженерних конструкцій із твердою поверхнею. Штучні рифи впливають як на гідрологічні та біологічні процеси. Дослідження у цьому напрямку виконувались УкрНДІЕП переважно для прісноводних екосистем як спосіб інтенсифікації самоочищення води [1-5].

У загальному вигляді використання таких систем обумовлене актуальністю розв'язання наступних завдань:

- необхідністю нових підходів до вирішення проблем збереження і захисту геоекосистем морського шельфу;
- задачами щодо раціонального освоєння рекреаційних та інших ресурсів.

Метою роботи було вивчення досвіду використання штучних рифів як біопозитивних берегорегулюальних систем, його аналіз та розробка пропозицій щодо впровадження.

Проблема захисту узбережжя шляхом створення штучних рифів знаходиться на межі декількох наук: геології, гідрології і біології і є питанням інженерної екології. Рішення багатьох проблем, що виникають у зв'язку з експлуатацією штучних рифів, може бути знайдено за допомогою комплексного системного підходу. Зокрема це стосується відповіді на питання щодо спрямованості впливу (позитивного або негативного) будівництва штучних рифів на навколишнє середовище, визначення допустимих навантажень на акваторію узбережжя та обґрунтування рішень щодо управління якістю прибережних вод, визначення параметрів подальшого впливу.

Досвід застосування рифів свідчить, що розмив пляжної смуги на ділянках штучних рифів мінімальний або взагалі відсутній. Штучні рифи є активним спорудженням, тому що хвиля, руйнуючись перед рифом, перекидає убік берега наноси, що залишаються між лінією берега та спорудженням.

В даний час штучні рифи знайшли широке застосування для зміщення берегів поверхневих водних об'єктів і узбережжя морів [6-13]. На сьогоднішній день відомо більше 70 прикладів використання штучних рифів для зміщення берегової лінії, відновлення природних біоценозів, підвищення їхньої продуктивності, природного біологічного очищенння води, збільшення біорізноманіття водних екосистем [8]. Як існуючий досвід зміщення берегів за допомогою штучних рифів було розглянуто проект «Гран Домінікус», виконаний у 1998 р. у Домініканській республіці [11]. У рамках проекту використовувалися штучні рифи «Reef Ball».

Як елементи штучних рифів використовувалися хвилеломи «Reef Ball» висотою 1,2 м і хвилеломи «Ультра Бол» висотою 1,3 м відповідно діаметрами 1,5 і 1,6 м і масами 1600 і 2000 кг. Хвилеломи встановлювалися на глибинах 1,6 і 2,0 м. Відстань від рівня води до вершини затопленого хвилелому складала від 0,3 до 0,8 м.

Стабільність штучних рифів була підтверджена під час урагану «Джордж» (3-я категорія) і урагану «Митч» (5-я категорія) восени 1998 р.: при впливі цих ураганів не відбулось зрушення жодного штучного рифа. Збільшення ширини пляжу в квітні 2001 р. у порівнянні з лютим 1999 р. склало 10 м.

Порівняння берегової лінії пляжів у 1999 р. і в 2001 р. представлено на рис. 1.

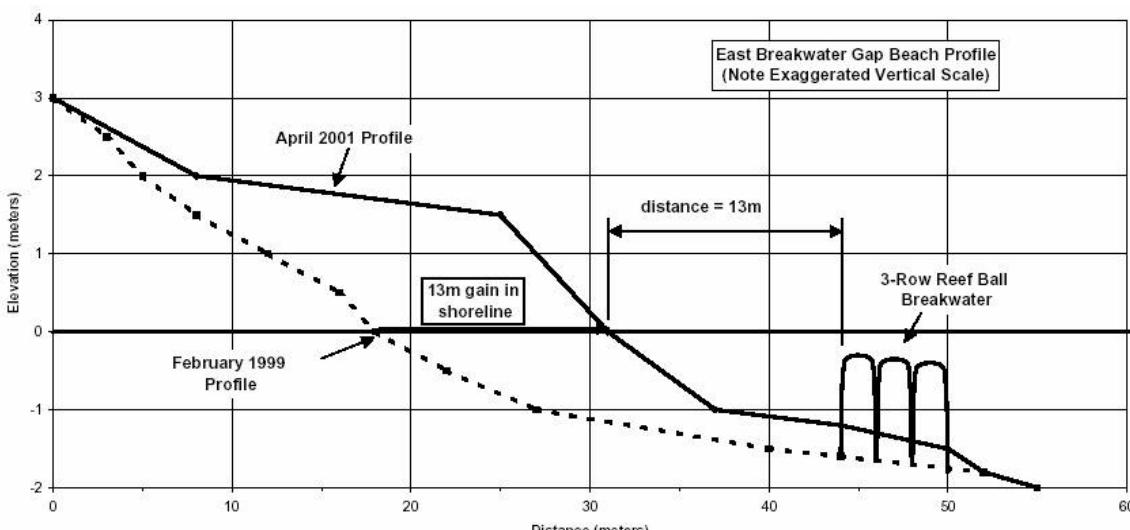


Рисунок 1 – Профіль берегової лінії пляжу в 1999 і 2001 рр.

Дані про зміну берегової лінії і про обсяги нарощуваного піску за період з 1998 по 2001 р. представлена в таблиці.

Також штучні рифи використовують для зміщення берегів островів. У роботі [12] було представлено проект зміщення готелю «Маріот» на 7 милі пляжу на острові Гранд Сайман. Для зміщення берегової лінії острова використовувалися 5 рядів штучних рифів «Reef Ball» висотою 1,3-1,4 м, які були розташовані на глибинах 1,3-1,7 м. У результаті використання штуч-

Зміна берегової лінії та обсягів нарощуваного піску за період 1998-2001 рр.

Напрямок берегової лінії	Зміна берегової лінії, м	Нарощування обсягів піску, м ³ /м
Захід	+ 10	+ 25,65
Схід	+ 13	+ 44,52
Контрольне	0	+ 2,0

них рифів ширина пляжу збільшилася приблизно на 14 м за період з листопаду 2002 р. по лютий 2003 р. Профіль берегової лінії, що проходить через південну частину штучного рифа, у листопаді 2002 та у лютому 2003 рр. представлена на рис. 2.

Згідно рис. 2, ширина пляжу в районі південної частини штучного рифа за період з листопаду 2002 по лютий 2003 рр. збільшилася на 14 м. Застосування штучних рифів привело до зниження берегової ерозії і стабілізації пляжу.

Використання штучних рифів заплановано в проекті берегоукріплення акваторії морського перевантажувального комплексу в Імеретинській бухті м. Сочі. Штучні рифи тут пропонується виконати у вигляді фігурних масивів поміщеніх у металевий каркас. Ця конструкція буде мати високу хвиле гасячу здатність, низьку відбиваючу здатність, стійкість на будь-якій стадії будівництва і низьку вартість [14].

Приведений вище огляд існуючого досвіду використання штучних рифів для берегоукріплення поверхневих водних об'єктів і узбережжя морів показує, що штучні рифи успішно застосовують для берегозахисту піщаних пляжів. Крім того, завдяки розвитку в районі штучних рифів специфічних біоценозів, рифи виконують функцію фільтру що сприяє очищенню води у водних об'єктах.

Поверхня штучного рифу слугує біотопом на якому формується біоценоз. Його біотична складова складається переважно з організмів перефітону та тих гідробіонтів що знаходять тут захист та їжу.

Формування і розвиток біологічної складової штучного рифу обумовлені феноменом «згущення життя» на розділі фаз вода-тверде тіло. Завдяки феномену на масштабних жорстких конструкціях штучних рифів посилюються продукційні та деструкційні процеси і формується багата за складом і щільна структура обросту. Так, на-

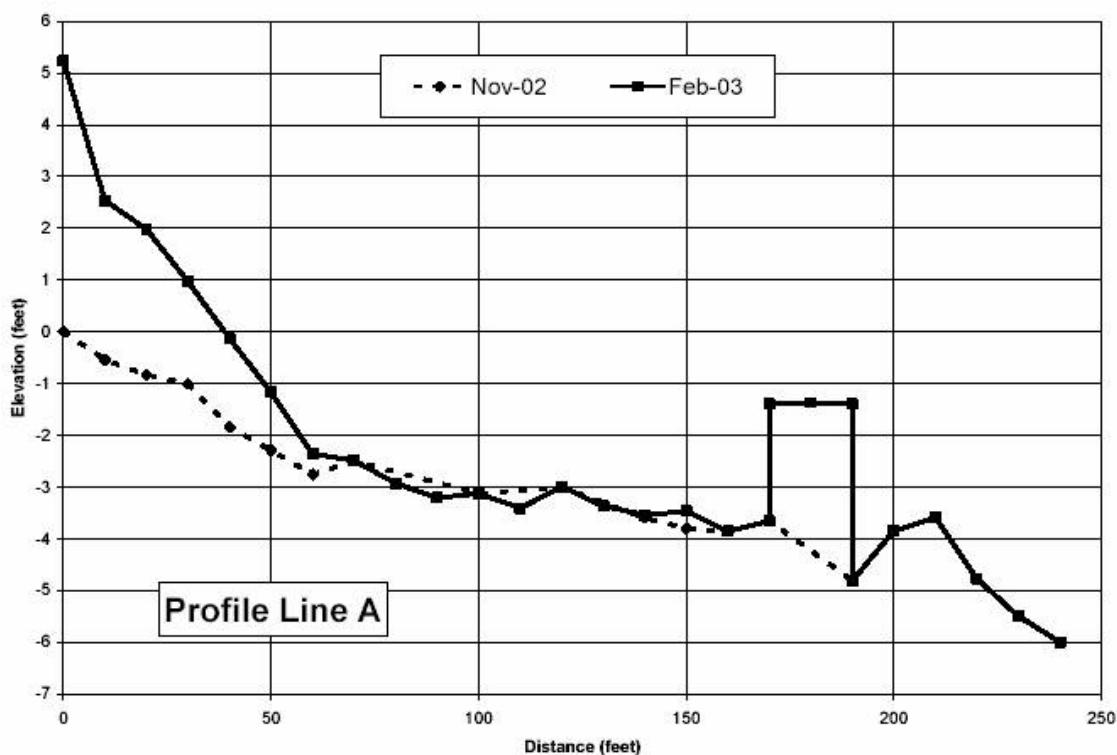


Рисунок 2 – Профіль берегової лінії, що проходить через південну частину штучного рифа (розміри у футах)

приклад, за даними Ю. П. Зайцева [15] штучні рифи з вапняку через 3-4 роки після встановлення в морі давали підвищення альгомаси у десятки разів, біомаси безхребетних – на 2-3 порядки, іхтіомаси – на 1-2 порядки, збільшення видового різноманіття окремих груп макробезхребетних – у 5-10 разів.

Обростання як у природних, так і у штучних умовах є важливим ланцюгом кругообігу речовин і фактором посилення самозахисної функції водойми. Саме з цими процесами пов’язана біопозитивна роль гідротехнічних споруд у морі, у тому числі штучних рифів.

Екологічні наслідки впливу на навколоішне середовище від спорудження штучних рифів розглядаються в аспекті його головного і додаткового призначень: в якості захисних гідротехнічних систем узбережжя, а також в якості елементу самоочищення вод.

Позитивна значимість штучного рифу базується на його гідродинамічних і біологічних ефектах. Обумовлено це загальним явищем для усіх живих організмів, що розвиваються на розділі фаз, в тому числі фаза – тверда речовина, явищем інтенсифікації фізичних і біологічних процесів, яке називається «згущення життя».

Біопозитивних ефектів від спорудження штучних рифів декілька, це:

- покращення процесів самоочищення водного об’єкту або штучної водойма, або його зони (при умові збалансування продукційно-деструктивних процесів) від органічних речовин за рахунок додаткового розвитку біоценозу обростання;
- покращення якості води, що є наслідком функціонування біоценозу обростання: деструкції органічної речовини, біоседиментації, біорозкладу токсикантів, вилучення з води різноманітних іонів (кальцію, радіонуклідів, тощо), стану водного об’єкту або його зони;
- підвищення продуктивності водойми за рахунок збільшення в районі штучного рифу іхтіофаяни, безхребетних (молюски, краби, раки, креветки), водоростей;
- природоохоронний – за рахунок покращення середовища існування для гідробіонтів та зберігання і підтримки розвитку рідких видів;
- рекреаційно-соціальний – за рахунок підвищення самоочисної здатності водойми, що особливо актуально для зон пляжів і покращення умов відпочинку населення;
- науковий – у можливості розробки як фундаментальних, так і практичних основ удосконалення біопозитивності різноманітних інженерних систем в усіх напрямках: господарчому, екологічному, рекреаційному та інших.

Висновки

Враховуючи наявний позитивний досвід застосування штучних рифів для зміцнення та закріplення берегів узбережжя морів, а також позитивну роль штучних рифів у формуванні якості води доцільно розширення проведення вітчизняних науково-дослідних робіт по впровадження штучних рифів для укріплення берегів української частини Азовського та Чорного морів, та покращення екологічного стану їх прибережної частини.

Література

1. Стольберг Ф. В. Некоторые вопросы проектирования крупных каналов // Гидротехника и мелиорация. – 1976. – № 10. – С. 15-20.

2. Оксюк О. П., Стольберг Ф. В., Олейник Г. Н., Сукач И. С., Якушин В. М., Гусак А. П. Биоплато и его применение на каналах // Гидротехника и мелиорация. – 1980. – № 8. – С. 66-70.
3. Сукач И. С. Возможности использования берегового биоплато для регулирования качества воды в каналах // Регулирование качества природных вод. – Харьков: ВНИИВО, 1984. – С. 136-141.
4. Методические указания и мероприятия по увеличению ассимилирующей способности водных объектов / Лозанский В. Р., Еременко Е. В., Сукач И. С. и др. – Харьков: ВНИИВО, 1986. – 108 с.
5. Васенко А. Г., Вальтер Г. А., Ильевский А. В. Интенсификация самоочищения водоемов при комплексном их использовании // Проблемы охраны вод : сб. науч. тр. – Харьков: УкрНЦОВ, 1993. – Вып. 1, 2. – С. 65-70.
6. Bulck M. Portomarea Marine Monitoring Coral and Fish / Invertebrate Survey, January, 2003, Internal Reports Portomari Foundation on Reef Ball project.
7. Richard E. Spieler Artificial reef research in broward county 1993-2000: a summary report. – Oceanographic Center Nova Southeastern University. – 17 p.
8. Lee E. Harris. Status report for the submerget reefBall artificial reef Beach stabilization project for the Grand Cayman Marriott hotel. – Florida 32901 USA, 2002. – P. 11.
9. Lee E. Harris. Combined Recreational amenities and coastal erosion protection using submerged Breakwaters for shoreline stabilization. – Institute of Technology, 2004. – P. 8.
10. 30 % design submittal for the 63 street «Hotspot», Miami Beach, Florida, Section 227 national Shoreline erosion control development and demonstration program. – April 3, 2003. – P. 45.
11. Lee E. Harris. Stability analyses for the submerged reef Ball Break Water proposed for the undisclosed hotel resort, Quintal roo, Mexico, Florida, Institute of Technology, Melbourne, USA.
12. Lee E. Harris. Status report for the submerget reefBall artificial reef Beach stabilization project for the Grand Cayman Marriott hotel. – Florida 32901 USA, 2002. – P. 11.
13. Kathy Fitzpatrick Designs for artificial reef sites in the Indian river lagoon Martin Country, Florida, 2002, consulting Coastal Engineer.
14. Декларация о намерениях. План строительства морского перегрузочного комплекса навалочных грузов в Имеретинской бухте. – Новоморниипроект, 2007. – <http://www.novomor.ru/press.asp>.
15. Протасов А. А. Пресноводный перифитон. – К.: Наукова думка, 1994. – 307 с.

ТОПОГРАФИЧЕСКИЕ КАРТЫ КАК ИСТОЧНИК ПОЛУЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ИНФОРМАЦИИ ИССЛЕДУЕМОЙ ТЕРРИТОРИИ

Д. А. Синельников

Керченский гуманитарно-экологический институт ТНУ им. Вернадского

Обеспечение экологической безопасности отдельной территории как одного из основных условий устойчивости её развития возможно лишь при наличии достаточной информации о функционировании природных систем и антропогенных комплексов и их взаимодействии. Технология получения такой информации довольно сложный процесс, поскольку он связан с полевыми исследованиями, дающими наибольший объём сведений об экологическом состоянии территории. Общеизвестно, что полевые исследования сопровождаются значительными трудовыми и денежными затратами. В связи с этим возникает необходимость получения экологической информации на стадии предварительных камеральных работ по материалам, содержащим результаты выполненных ранее разного рода исследований на интересующей нас территории. Из совокупности уже имеющихся материалов наиболее информативными являются топографические карты разных масштабов и разных лет их создания.

Большинство элементов топографической карты представляют собой источники информации, которая может быть использована для оценки природных условий, степени хозяйственного освоения, а также анализа экологического состояния территории на момент создания карты. Рассмотрим кратко некоторые из них, указывающие на развитие экологических процессов на территории Керченского полуострова.

Растительность:

- отдельные насаждения (сады, огороды, виноградники), пашни позволяют оценить степень антропогенного изменения природы территории;
- соотношение коренных и заселенных фитоценозов свидетельствует о воздействии хозяйственной деятельности на территорию;
- виды растительности характеризуют типы грунтов, их свойства и степень распределения влаги по территории, объем фитомассы, продуктивности и стойкости фитоценозов к антропогенному воздействию, изменения в видовом составе фауны.

Согласно топографической карте М 1:200000 часть северного побережья Керченского полуострова (от пос. Подмаячное до пос. Золотое) покрыта кустарниковой растительностью. При этом в зонах функционирования баз отдыха, сельхозполей кустарники произрастают узкой, весьма разреженной полосой до 100 м. От пос. Золотое до пос. Курортное они занимают значительные площади, особенно в Караплакской степи. Наибольшая плотность кустарников наблюдается на береговых склонах, в балках. Эти территории наименее подвержены хозяйственному воздействию:

- лесополосы. В зонах их произрастания выявляется распределение влаги на пашнях, степень сноса и аккумуляции масс, выносимых ветровой и водной эрозией, наблюдается снижение поверхностного стока, обогащение фауны, передислокация насекомых;

– степная растительность. Согласно карте, на Керченском полуострове она произрастает на склонах холмов и на равнинах, не занятых пашнями. По площадям её распространения можно судить о распределении влаги и мощности гумуса. По карте легко подсчитываются площади агроландшафтов и их влияние на естественные природные ландшафты.

Гидрография:

- искусственные водоёмы, густота речной сети – это индикаторы водообеспеченности территории, степени её дренажа, направления транспортировки смыываемых осадками почв, грунтов и загрязнителей, зон их аккумуляции;
- зарегулированные водоёмы (водохранилища, пруды) – указывают на нарушение дренажа территорий, подтопление участков выше пруда вверх по течению зарегулированной малой речки, на обезвоживание ниже плотины и, соответственно, на деградацию растительности, и в то же время на накопление загрязнений в составе донных отложений.

На картах можно определить результаты воздействия водохранилища, пруда на смежные естественные комплексы – это так называемое поле обратного воздействия. В этом поле у давно построенных водохранилищ наблюдаются 3 полосы воздействия:

- полоса геоморфологического воздействия в узкой зоне побережья, испытывающей абразионную переработку. Здесь характерны обрывы, осыпи, оползни;
- полоса гидрологического воздействия, в которой происходит трансформация ландшафтов под влиянием повышения уровня грунтовых вод. Это разрезенные леса, низинные болота, солончаки в полосе ежегодного подтопления территории;
- полоса климатического воздействия (влияние на метеорологические процессы) на образование микроклимата в районе водохранилища.

На Керченском полуострове насчитывается около 65 прудов. Соответственно читается их динамика, деградация растительности в зоне их влияния.

На озерах Узунларское, Корковитское, Тобечикское, Марфовское по условным знакам определяется переходный урез берега, степень обмеления. Дамба на озере Тобечикское спровоцировала его деградацию, изменение окружающей растительности, выход на поверхность дна загрязнителей.

Рельеф:

- природные формы рельефа (оползни, обрывы, скалы) указывают на проявление опасных экзогенных процессов, абразии берегов водоёмов;

На Азовском побережье в зонах посёлков, баз отдыха, лодочных гаражей, автомобильных дорог данные формы рельефа указывают на активизацию этих процессов по причине хозяйственной деятельности без проведения природоохранных мероприятий:

- крутизна скатов холмов указывает на активность линейного смыва почв, грунтов, загрязняющих веществ и переноса их по линиям тальвегов в водоёмы;
- отдельные формы измененного рельефа (курганы, насыпи, открытые карьеры, канавы, валы) – по ним можно судить о техногенном влиянии на условия дренажа территории, загрязнении грунтовых вод, изменении направления поверхностного стока;

- в крупных населенных пунктах из-за нивелирования и преобразования рельефа очевидно нарушение поверхностного стока, появление зон подтопления (например в центральной части г. Керчь), появление барьеров, уменьшающих скорость водных потоков, скорость и направление ветров, разделение их на отдельные хаотичные струи, в конечном итоге – нарушение естественного переноса и наполнения почв и загрязняющих веществ;
- естественные формы рельефа (впадины, котловины, балки, овраги) – это зоны долговременного накопления смытых почво-грунтов, загрязняющих веществ.

На Керченском полуострове рельеф представлен большим количеством холмов с крутыми склонами, хребтами (хр. Черный, большой вал Тархан, хр. Каменистый), значительным количеством балок (Аджиэльская, Камышевская, Яковенковская, Бабчинская) – это зоны активного смытия почв, грунтов, загрязнителей, накопления смытия в понижениях, выноса в водоемы.

Грунты:

- песчаные поверхности – это результаты ветровой и водной эрозии (песчаные карьеры в р-не Пресноводной и в р-не оз. Чокрак – это древние аллювиальные отложения);
- глинистые поверхности – районы активного поверхностного стока, но в то же время эти поверхности предохраняют подземные воды от загрязнения. На Керченском полуострове глинистые поверхности наиболее распространены на Азовском побережье.

Населенные пункты:

- загрязнение вод, почв, атмосферы;
- трансформация рельефа;
- органическое и биологическое загрязнение;
- изменение дренажа территории.

На Керченском полуострове 64 населенных пункта, в том числе 3 крупных.

Транспортные коммуникации:

- линейная трансформация экосистем;
- нарушение поверхностного стока, путей миграции вещества и распространения растительности;
- загрязнение поверхности транспортными выбросами;
- барьеры для естественной миграции мелких животных, насекомых.

Промышленные объекты:

- заводы, порты, карьеры, нефтегазовые комплексы и др. – это загрязнение почв, грунтовых вод, атмосферы, трансграничные переносы загрязняющих веществ.

На Керченский полуостров при северо-западном ветре распространяются оксиды серы, аэрозольная серная кислота, окиси углерода и другие вещества, выбрасываемые заводами Красноперекопска и Армянска.

В 1988 г. завод Химпром (Красноперекопск) выбрасывал всего за год 31,5 тыс. т вредных веществ; в 2007 – 8781 т. Завод «Титан» в 1988 г. – 43,2 тыс. т, в 2007 г. – 9999,8 т.

При анализе карт разных лет издания определяются метрические и морфологические характеристики, динамики естественных и антропогенных экологических процессов территорий.

При исследовании экологического состояния территории настоящего времени следует учитывать степень старения карт.

Обработка топографических карт крупных масштабов (1:100 000; 1:50 000; 1:25 000) позволяет в достаточной степени определять экологические процессы в провинциях и фациях.

ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ РЕКРЕАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА БЕРЕГОВОЙ ЗОНЫ КЕРЧЕНСКОГО ПОЛУОСТРОВА

А. И. Степанова¹, О. А. Петренко²

¹Керченский экономико-гуманитарный институт ТНУ им. Вернадского

²ЮГНИРО

В настоящее время возрастает внимание к природным ресурсам с точки зрения использования их для активного отдыха населения и лечебно-оздоровительных, профилактических и медицинских мероприятий. Мировой финансовый кризис по-новому поставил вопросы эксплуатации рекреационных районов, а также развития возможностей компонентов природной среды непосредственно для лечебных целей. В Украине есть районы, где рекреационная деятельность выступает определяющей отраслью в структуре их общественного воспроизводства. В состав ее входит сеть рекреационных предприятий и организаций. Характеристика особенностей рекреационного потенциала территорий по основным ландшафтно-климатическим показателям позволяет оценить эти территории (по богатству ресурсов), что способствует выявлению наиболее эффективных направлений развития рекреационных отраслей страны [1, 2].

Природные рекреационные ресурсы представляют собой комплекс физических, биологических и энергоинформационных элементов и сил природы, которые используются в процессе восстановления и развития физических и духовных сил человека, его трудоспособности и здоровья [3].

Без сомнения, ландшафты прибрежных территорий как компонент рекреационного развития Керченского полуострова крайне интересны. Необходимо отметить, что эффективное функционирование рекреационного хозяйства можно обеспечить только путем разработки концепции его развития с определением приоритетов и пределов эффективного использования рекреационных ресурсов на основе системы их экологических и экономических оценок. К тому же организация рекреационной деятельности береговой зоны Керченского полуострова носит комплексный характер, так как в любой рекреационной системе во взаимодействие вступают: группа отдыхающих, природные комплексы, техническая инфраструктура, сфера обслуживания, производственная сфера, трудовые ресурсы, системы расселения [5].

Характеризуя рекреационный потенциал береговой зоны Керченского полуострова, можно сказать, что возможность его активного развития обоснована особенностями физико-географического положения данного района, наличием чётко выраженного центра – портово-промышленного города Керчь, большим разнообразием рекреационных ресурсов природных комплексов, таких как обилие солнечных дней, теплое море, обширные песчано-ракушечные пляжи, самый продолжительный в Крыму купальный сезон, значительные запасы целебной грязи, рапы и минеральных вод, а также наличием ценных историко-археологических памятников, экономических предпосылок для развития рекреационной деятельности.

Развитие рекреационного ресурса Керченского региона в последние годы происходит на фоне наращивания из года в год транспортных перевозок через Керченский пролив. Перспектива сделать пролив основным транспортным коридором для двух соседствующих стран Украины и России уже на сегодняшний день создала

предпосылки для проблемного существования такого традиционного для Керчи вида промысла, как рыбная ловля. В дальнейшем, после строительства перехода через Керченский пролив, увеличения объемов добычи нефтеуглеводородов в Азовском море, усиления роли рейдовых перегрузок антропогенная нагрузка на пролив может увеличиться в несколько раз.

В связи с этим сохранение и развитие рекреационного потенциала при нынешнем положении дел в транспортной отрасли Украины может свести на нет вклад инвесторов в рекреационную отрасль Крыма и Керчи в частности. Назревающий конфликт (его первые плоды обусловили происхождение техногенной катастрофы 11 ноября 2007 г.) может быть разрешен только лишь при строгом и неукоснительном выполнении всех Законов, норм и правил, определяющих регламент транспортных перевозок и охрану окружающей природной среды, существующих как в законодательной базе Украины, так и на международном уровне.

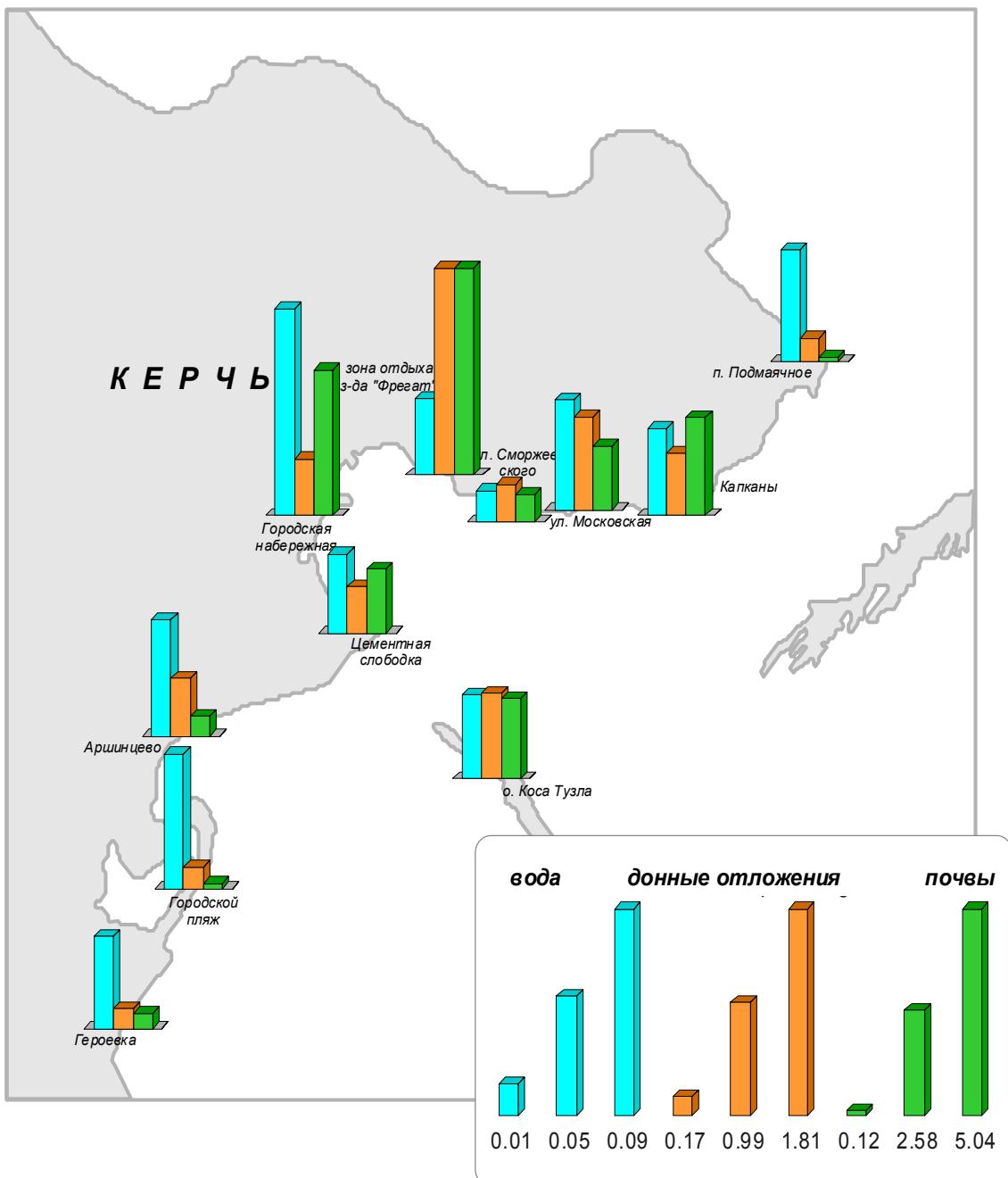
Для получения достоверной и объективной информации о возможности использования в дальнейшем пляжей и зон отдыха для рекреационных целей в воде, донных отложениях и почвах прибрежной части Керченского пролива и острова Коса Тузла определялись компоненты нефти. Результаты определений представлены на рисунке.

Концентрация нефтепродуктов в 2009 г. в водной среде пляжной зоны изменилась в пределах 0,013-0,090 мг/л. Превышение нормативной величины в 1,2 раза зафиксировано в воде Городского пляжа и в 1,8 раза в воде у городской набережной, что, по всей видимости, вызвано деятельностью судостроительного завода «Залив» и Керченского морского рыбного порта соответственно.

В донных отложениях исследуемых акваторий содержание нефтепродуктов было достаточно низким и составило 0,144-1,812 мг/г сухого веса. Согласно классификации, основанной на состоянии донных биоценозов, донные отложения пляжа в районе зоны отдыха у з-да «Фрегат» отнесены к III уровню загрязнения, при котором изменяется трофическая структура бентоса, остальная часть акватории – к I-II уровням загрязнения, что свидетельствует о низкой загрязненности донных осадков и достаточно интенсивных процессах самоочищения.

В почвах пляжной полосы содержание нефтепродуктов изменилось в большом диапазоне – 0,061-5,035 мг/г сухого веса. Согласно классификации по степени загрязненности нефтепродуктами почвы пляжей: Городского, п. Героевское, п. Подмаячное и о. Коса Тузла относятся к категории «незагрязненные почвы», остальная часть пляжной зоны относится к категории «слабо загрязненные почвы».

Исследование фракционного состава показало, что практически на всей территории в аккумулированных в почвах нефтепродуктах доминировала сильно трансформированная фракция (в среднем 89 %), что является результатом выброса мазута на побережье. Диапазон концентраций мало трансформированной фракции в почвах побережья пляжей составил 0,043-0,331 мг/г сухого веса. Принимая во внимание достаточно низкое содержание нефтепродуктов в почвах пляжной полосы и их фракционный состав, можно заключить, что уровень загрязнения не представляет опасности для людей. Токсичность нефти обусловлена присутствием летучих ароматических углеводородов (толуол, ксиол, бензол), нафталина и ряда других фракций нефти, а эти соединения легко разрушаются и удаляются из почвы. Поэтому период острого токсического действия нефти сравнительно непродолжителен.



Содержание нефтепродуктов в воде (мг/л), донных отложениях (мг/г сухого веса) и почвах (мг/г сухого веса) пляжной зоны г. Керчи

Таким образом, следует отметить, что в целом, с химико-токсикологической точки зрения рекреационная зона г. Керчи по уровню остаточного загрязнения нефтепродуктами находится в удовлетворительном состоянии и не представляет угрозы здоровью человека.

Анализ рекреационного потенциала береговой зоны Керченского полуострова показывает, что Керченский полуостров по своей сути является прибрежным приморским регионом с недостаточно развитой инфраструктурой для развития внутренних и зарубежных рекреационных отраслей. Для этого необходимо изыскать возможность и разработать стратегию развития рекреационного комплекса с привлечением капиталовложений, инвестиций. Береговая зона Керченского полуострова

обладает большим потенциалом для совершенствования рекреационной сферы, которая является основным приоритетом развития республики Крым.

Однако решение проблемы развития рекреационного потенциала в Крыму невозможно без решения межгосударственных проблем безопасного плавания в Азово-Черноморском бассейне, особенно в связи с танкерными перевозками нефти. При отсутствии опыта борьбы с нефтяным загрязнением моря, при слабой технологической и бытовой дисциплине аварии танкеров могут иметь самые печальные последствия для прибрежных вод Крыма – основного рекреационного ресурса Украины [4].

Литература

1. Боков В. П. – Перспективы создания Единой природоохранной сети Крыма. – Симферополь: Крымучпедгиз, 2002. – 192 с.
2. Крым : Экономика : ч. 1 / Под ред. В. Б. Кудрявцева, А. Б. Швец, проф. И. Т. Твердохлебова. – Симферополь, 1993.
3. Кусков А. С., Голубева В. Л., Одинцова Т. Н. Рекреационная география : учебно-методический комплекс. – М.: Флинта : МПСИ, 2005. – 496 с.
4. Чижова В. П. Рекреационные нагрузки в зонах отдыха. – М.: Лесная промышленность, 1977. – 48 с.
5. Слепокуров А. С. Геоэкологические и инновационные аспекты развития туризма в Крыму. – Симферополь: СОНAT, 2000. – 100 с.

СОДЕРЖАНИЕ

Брянцев В. А. Климатические изменения экосистем Азово-Черноморского бассейна	3
Акселев О. И., Никитина Т. А. Состояние запасов и вылов ценных промысловых видов рыб в Азово-Черноморском бассейне (Российская Федерация)	8
Изергин Л. В., Губанов Е. П. Антропогенное воздействие на экосистемы Азовского моря – одна из главных причин снижения его рыбопродуктивности.....	13
Бушуев С. Г., Рыжко В. Е., Черников Г. Б. Перспективы восстановления экосистемы морского лимана Сасык	16
Заремба Н. Б. Состояние зоопланктонного сообщества в районе о. Тузла в Керченском проливе в осенний период 2003, 2005, 2007 и 2008 гг.	23
Брянцева Ю. В., Силаков М. И., Слипецкий Д. Я., Данилова О. Н. Состояние фитопланктонного сообщества в районе Керченского пролива в августе 2009 года	26
Мельникова Н. В. Оцінка екологічного стану рукава Бистрий в період проведення робіт по відновленню глибоководного суднового ходу «Дунай-Чорне море»	33
Литвиненко Н. М., Евченко О. В. Уровень развития донных биоценозов в районе перегрузочного рейда Керченского пролива	37
Хачатрян К. Р., Верниченко-Цвєтков Д. Ю. Оцінка стану довкілля південного регіону України	41
Терентьев А. С. Сукцессия биоценоза <i>Mytilus galloprovincialis</i> в биоценоз <i>Terebellides stroemi</i> в результате заилиения Керченского предпроливья Черного моря	44
Шадрин Н., Копейка А., Батогова Е. Структура и динамика зоопланктона гиперсоленого Тобечикского озера в 2007-2009 гг. (Крым, Керченский п-ов) ...	50
Садогурский С. Е., Белич Т. В., Садогурская С. А. Структура и состав фитобентоса у побережья ботанического заказника «Канака» (Крым, Черное море)	57
Евстигнеева И. К. Экспериментальная экзогенная сукцессия прибрежного фитоценоза бухты Песочная (Крым, Черное море)	62
Далекая Л. Б., Умянцева А. В. Динамика численности оболочников в сообществах обрастания искусственных субстратов	68
Евстигнеева И. К., Танковская И. Н. Макроальгообрастание твердых субстратов в прибрежье заповедника «Мыс Мартыян» (Черное море)	74
Шляхова Н. А. Размерная структура планктонных инфузорий Азовского моря ...	80

Александров В. В. Морфологическая структура особей морской травы <i>Zostera marina</i> L. на различных глубинах	84
Семик А. М., Могильная Н. А. Современное состояние фауны Опукского природного заповедника	94
Боборыкина О. В., Степаняк Ю. Д., Шацило А. Л. О необходимости ведения объективного мониторинга при освоении месторождений углеводородов	100
Петренко О. А., Шепелева С. М. Влияния процесса добычи песка в озере Донузлав на распределение полихлорированных бифенилов (ПХБ)	102
Горбунова С. Ю., Зубко В. А. Использование <i>Scenedesmus bijugatus</i> (Lageth.) для биологической доочистки сточных вод	105
Драган Н. А. Задачи почвенного мониторинга в Крыму.....	111
Бонь О. В. , Васенко О. Г., Кресін В. С. Укріплення берегів узбережжя морів шляхом спорудження штучних рифів як біопозитивних берегорегулювальних систем	117
Синельников Д. А. Топографические карты как источник получения экологической информации исследуемой территории	122
Степанова А. И., Петренко О. А. Особенности развития рекреационного потенциала береговой зоны Керченского полуострова	126

CONTENTS

Bryantsev V. A. Climate changes of the Azov-Black Sea basin ecosystems.....	3
Akselev O. I., Nikitina T. A. State of stocks and catch of valuable fish species in the Azov-Black Sea basin (Russian Federation)	8
Isergin L. V., Goubanov E. P. Anthropogenic impact on the Azov Sea ecosystems – one of the main reasons of its fish productivity decrease	13
Bushuyev S. G., Ryzhko V. E., Chernikov G. B. Prospects of rehabilitation of the marine lagoon Sasyk ecosystem	16
Zaremba N. B. State of zooplankton community in the area of Tuzla Island in the Kerch Strait in outumn of 2003, 2005, 2007 and 2008	23
Bryantseva Yu. V., Silakov M. I., Slipetsky D. Ya., Danilova O. N. State of phytoplankton community in the Kerch Strait area in August, 2009	26
Melnikova N. V. Assessment of the Bystriy Branch ecological state in the period of operations on recommencement of deep-water vessel passage «Danube-Black Sea»	33
Litvinenko N. M., Evchenko O. V. Level of evolvement of bottom biocenoses in the area of trans-shipping roadstead in the Kerch Strait	37
Khachatryan K. R., Vernichenko-Tsvetkov D. Yu. Assesment of the environmental state of the Southern Region of Ukraine	41
Terentyev A. S. Succession of <i>Mytilus galloprovincialis</i> biocenosis into the <i>Terebellides stroemi</i> biocenosis as a result of silting of the area before the Kerch Strait of the Black Sea.....	44
Shadrin N., Kopeyka A., Batogova E. Zooplankton structure and dynamics of the hypersaline Tobechik Lake in 2007-2009 (Crimea, Kerch Peninsula)	50
Sadogursky S. E., Belich T. V., Sadogurskaya S. A. Structure and composition of phytobenthos near the coast of the botanic preserve «Kanaka» (Crimea, Black Sea)	57
Evstigneeva I. K. Experimental exogenous succession of the coastal biocenosis in the Pesochnaya Bay (Crimea, Black Sea)	62
Dalekaya L. B., Umyantseva A. V. Abundance dymanics of tunicates in communities of accretion of artificial substrates	68
Evstigneeva I. K, Tankovskaya I. N. Macroalgofouling of solid substrates in the coastal area of the Preserve «Mys Martyan» (Black Sea)	74
Shlykhova N. A. Size structure of the Azov Sea plankton ciliates	80

Aleksandrov V. V. Morphological structure of marine algae <i>Zostera marina</i> L. individuals on different depths	84
Semik A. M., Mogilnaya N. A. Current state of the Opuk Nature Preserve fauna	94
Boborykina O. V., Stepanyak Yu. D., Shatsilo A. L. On necessity of impartial monitoring introduction while developing of hydrocarbon deposits	100
Petrenko O. A., Shepeleva S. M. Impact of sand recovery in the Donuzlav Lake on distribution of polychlorinated biphenyls (PCB)	102
Gorbunova S. Yu., Zubko V. A. Use of <i>Scenedesmus bijugatus</i> (Lageth.) for abatement of waste waters pollution	105
Dragan N. A. Objectives of soil monitoring in Crimea	111
Bon' O. M. , Vasenko O. G., Kresin V. S. Protection of sea coasts by construction of artificial reefs as biopositive systems regulating coasts	117
Sinelnikov D. A. Topographic maps as a source of environmental information on the territory under study	122
Stepanova A. I., Petrenko O. A. Features of the recreational potential development of the Kerch Peninsula coastal zone	126

**СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ
АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОГО РЕГИОНА**

МАТЕРИАЛЫ V МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

Ответственный редактор к. геогр. н. *Б. Н. Панов*

Редактор *Н. А. Лебедева*

Технические редакторы *Т. А. Трушина, Е. А. Савчук*

Подписано в печать 10.03.2010 г.

Формат 210 x 298. Усл. печ. л. 9,8. Тираж 50 экз.

2010 Издательский Центр Южного
научно-исследовательского института морского
рыбного хозяйства и океанографии (ЮгНИРО)