



УДК 574.632(262.54)

## Оценка экологического состояния вод Таганрогского залива Азовского моря по ряду показателей микрозоопланктона и зообентоса

К. В. Кренёва, Л. Д. Свистунова, В. Л. Сёмин

Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону  
E-mail: [kreneva@mmbi.krinc.ru](mailto:kreneva@mmbi.krinc.ru)

**Аннотация.** Проводится оценка состояния экосистемы Таганрогского залива по ряду показателей: плотность, биомасса, индекс эвтрофирования (ИНЭК) для микрозоопланктона и плотность поселения олигохет, биотический коэффициент и биотический индекс (АМБИ) для зообентоса. Рассмотрена временная и пространственная динамика состояния экосистемы Таганрогского залива. Приведены карты распределения значений изучаемых показателей по акватории залива. В исследуемом водоеме выделены зоны угнетения, эвтрофирования и фоновые зоны. Сделан вывод о закономерном ухудшении состояния экосистемы залива в период исследований.

**Ключевые слова:** оценка состояния, индексы, индикаторы, инфузории, коловратки, олигохеты.

Расположенное в густонаселенном регионе, Азовское море испытывает сильную антропогенную нагрузку, которая ускоряет эволюционную сукцессию. Это создает необходимость непрерывного контроля состояния экосистемы Азовского моря и Таганрогского залива как наиболее загрязнённой его части.

В качестве индикаторов водной среды были использованы организмы микрозоопланктона (инфузории и коловратки) и бентоса (олигохеты). Такой выбор организмов-индикаторов позволяет одновременно отследить как общее качество водной среды (бентос), так и мгновенные изменения (микрозоопланктон).

Свойство планктонных организмов пассивно перемещаться вместе с потоками вод разного происхождения и качества обеспечивает им возможность служить показателем не суммарной характеристики влияния условий в данном месте за длительный промежуток времени, а отражать влияние и свойства именно того водного потока, в которых они находятся в период исследования. Это обеспечивает хорошую корреляцию биологических показателей с гидрофизическими и гидрохимическими; позволяет составлять с их помощью карты распределения сточных вод при разной гидродинамической обстановке; исследовать формы и скорость распространения и трансформации загрязнений [4].

Продолжительность жизненных циклов организмов зообентоса, по сравнению с планктонными организмами, существенно выше. Кроме того, донные беспозвоночные в основ-

ном ведут оседлый образ жизни, поэтому состояние зообентоса четко характеризует не только экологическое состояние водоема или водотока в целом, но и конкретных его участков. Таким образом, из всех сообществ гидробионтов именно зообентос наиболее стабилен в пространстве и времени, и его характеристики преимущественно определяют общим состоянием среды, основным направлением сукцессии экосистемы [10].

Для оценки состояния водной экосистемы могут использоваться как непосредственно количественные характеристики сообщества — численность и биомасса индикаторных групп, так и различные индексы. Применение системы индикаторных организмов Зелинки – Марвана со всеми последующими модификациями оказалось невозможным, так как она разрабатывалась для пресных водоёмов и в большинстве случаев видовые списки не совпадают. В процессе анализа были опробованы такие широко используемые индексы, как индексы Симпсона и Шеннона – Уивера. Однако результаты, полученные с их помощью, содержат много необъяснимых моментов и противоречат друг другу и данным по другим индексам. В настоящей работе приводятся результаты по четырём параметрам, дающим достаточно сходную картину.

### *Материалы и методы*

Для планктона используется большое количество внутрigrупповых индексов. Индекс ан-

тропогенного эвтрофирования Кренево́й [1], используемый в данной работе (ИНЭК), – межгрупповой, что делает его более информативным. Для зообентоса наиболее часто используемой индикаторной группой служат олигохеты сем. Tubificidae. Индексы загрязнения, основанные на численности олигохет («олигохетные индексы»), предлагали такие авторы, как Дж. Карр и М. Хилтонен [11], К. Г. Гуднайт и Л. С. Уитлей [12], Э. А. Пареле и О. Л. Качалова [3]. Все эти индексы были разработаны для небольших пресных водоемов (рек, озер). Представляет интерес выяснение возможности использования олигохет для контроля антропогенного влияния на крупные солоноватоводные водоемы. Нами использованы данные по распределению в Таганрогском заливе олигохет рода *Limnodrilus*, одних из наиболее эврибионтных представителей этого семейства.

Индексы, используемые для определения состояния экосистем, крайне многочисленны, однако наиболее перспективными считаются многомерные индексы [14]. В таких индексах для оценки состояния экосистемы используются одновременно несколько параметров, либо два и более подходов. В настоящей работе использован биотический коэффициент и его более поздняя версия AMBI (AZTI Marine Biotic Index) [13]. Формула индекса AMBI, основанная на соотношении пяти экологических групп (EG) бентосных организмов, имеет следующий вид:

$$\text{AMBI} = 1/100 \times (0 \times \% \text{EG I} + 1,5 \times \% \text{EG II} + 3 \times \% \text{EG III} + 4,5 \times \% \text{EG IV} + 6 \times \% \text{EG V}),$$

где EG I – чувствительные виды, EG II – индифферентные к стрессу виды, EG III – стресс-толерантные виды, EG IV – виды-оппортунисты

второго порядка и EG V – виды-оппортунисты первого порядка [13].

Материал для настоящего исследования был собран в комплексных ежесезонных съёмках Таганрогского залива на НИС «Профессор Панов» в 2003–2006 гг. (рис. 1). Сбор и обработка материала велись по стандартным методикам [2; 7; 8].

### Результаты и обсуждение

*Оценка состояния вод Таганрогского залива по количественным показателям микрозоопланктона и зообентоса.* Были проведены исследования состояния сообществ микрозоопланктона и зообентоса на акваториях, прилегающих к городам с развитым промышленным производством – Ейск, Мариуполь, Таганрог. Картина распределения гидробионтов на прилегающих к этим городам акваториях сходна. Рассмотрим её на примере Таганрога, как наиболее крупного промышленного города.

В пространственном распределении исследуемых групп гидробионтов на участке акватории, прилегающей к г. Таганрогу, можно выделить три зоны: угнетения, массового развития и фоновую. Для разных групп гидробионтов границы зон могут не совпадать, но общая тенденция сохраняется.

Зона угнетения прилегает вплотную к г. Таганрогу. Здесь резко падает общее количество встречаемых видов инфузорий и колероваток (максимум 15 и 3 вида, соответственно). Наблюдаются изменения в структуре сообщества. Доминирующий комплекс видов составляют мелкие олиготрихиды. Уменьшается количество видов и плотность распределения тинтинниид.

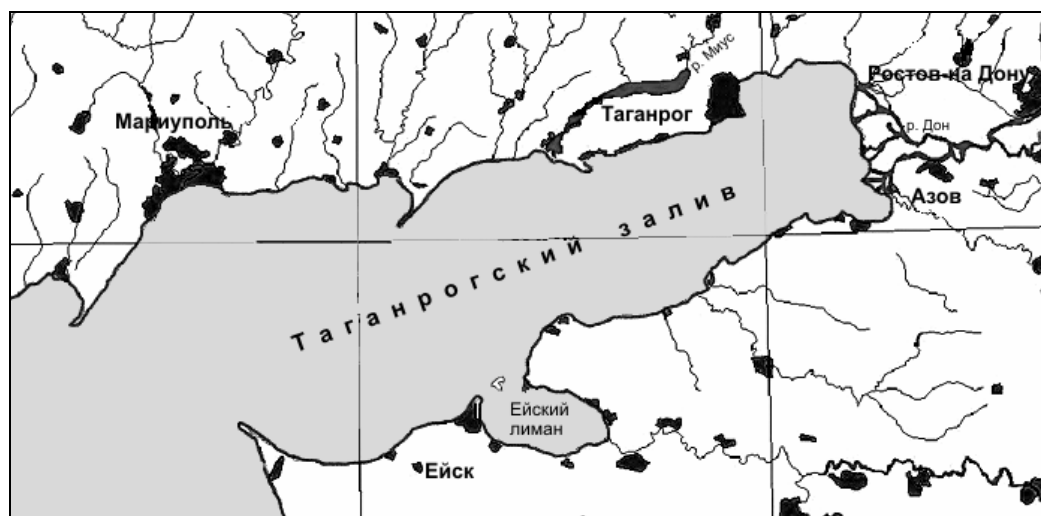


Рис. 1. Карта-схема района исследований

Значительное место в структуре цилиоценоза занимают представители подкласса Peritricha и эвриоксибионтные виды, такие как *Mesodinium pulex*, *Chlamydomon triquetrus*, *Cyclidium bergeri*. Из коловраток здесь встречаются *Synchaeta* sp., *Asplanchna priodonta*, *Keratella quadrata*.

Средние значения биомассы инфузорий на этом участке акватории более чем в два раза ниже значений на открытых участках (50 и 133 мг/м<sup>3</sup>, соответственно), а максимальные – более чем в четыре раза (100 и 465 мг/м<sup>3</sup>, соответственно). Коловратки встречаются в единичных экземплярах.

Распределение олигохет *Limnodrilus* sp. по акватории залива представлено на рисунке 2. В зону угнетения по олигохетам попала станция, на которой их численность (4 462 экз./м<sup>2</sup>) была в 2,5 раза ниже средней для зоны массового развития, но оставалась тем не менее значительно выше среднего уровня для фоновой зоны ктовой части залива. Индекс Гуднайта и Уитлея [12], т. е. доля олигохет в общей численности зообентоса, на этой станции достигал значения 85 %, что несколько ниже такового в зоне массового развития (до 93 %). Следует отметить, что все значения выше 80 % оценивались авторами индекса как свидетельство сильного загрязнения водоёма.

Средняя индивидуальная масса олигохет в зоне угнетения в 1,9 раза меньше, чем таковая в фоновой зоне. Вместе с уменьшением численности это свидетельствует о неблагоприятных условиях, сложившихся на этом участке, даже для таких эврибионтных организмов, как олигохеты.

Для ряда других видов (кумовые раки *Pterocuma pectinata*, *P. sowinskyi*, *Stenocuma graciloides* и др.; полихеты *Neanthes succinea*; амфиподы *Corophium volutator* и др.) зона угнетения, по-видимому, охватывала большую площадь. В фоновой зоне эти виды достигают численности в несколько сотен экз./м<sup>2</sup>, в зоне массового развития олигохет их численность снижается на один–два порядка. На отдельных станциях в зоне массового развития олигохет вспышки численности дает полихета *Hypaniola kowalewskii*, однако в среднем и ее численность снижается.

В зоне массового развития плотность инфузорий достигает 39,3 млн экз./м<sup>3</sup>. Вспышки численности здесь обеспечиваются массовым развитием не одного вида, а комплекса видов, близкородственных таксономически, и, что более важно, сходных по спектру питания (с сохранением системы доминант-субдоминант). В районе г. Таганрога доминантом является *Tintinnopsis meunieri* (12,7 млн экз./м<sup>3</sup>), а субдоминантами – *T. lobiancoi* (5,4 млн экз./м<sup>3</sup>) и *T. minuta* (4,6 млн экз./м<sup>3</sup>). Для *T. meunieri* не характерно массовое развитие в летний период. Этот вид приурочен к холодному времени года и летом обычно встречается в единичных экземплярах.

В восточной части Таганрогского залива наблюдается высокая плотность *Vorticella anabaena* – до 6,9 млн экз./м<sup>3</sup> (в среднем – 3,1 млн экз./м<sup>3</sup>), что свидетельствует о высокой плотности свободноплавающих бактерий и колониальных сине-зелёных водорослей, являющихся, соответственно, основной пищей и субстратом для данного вида.

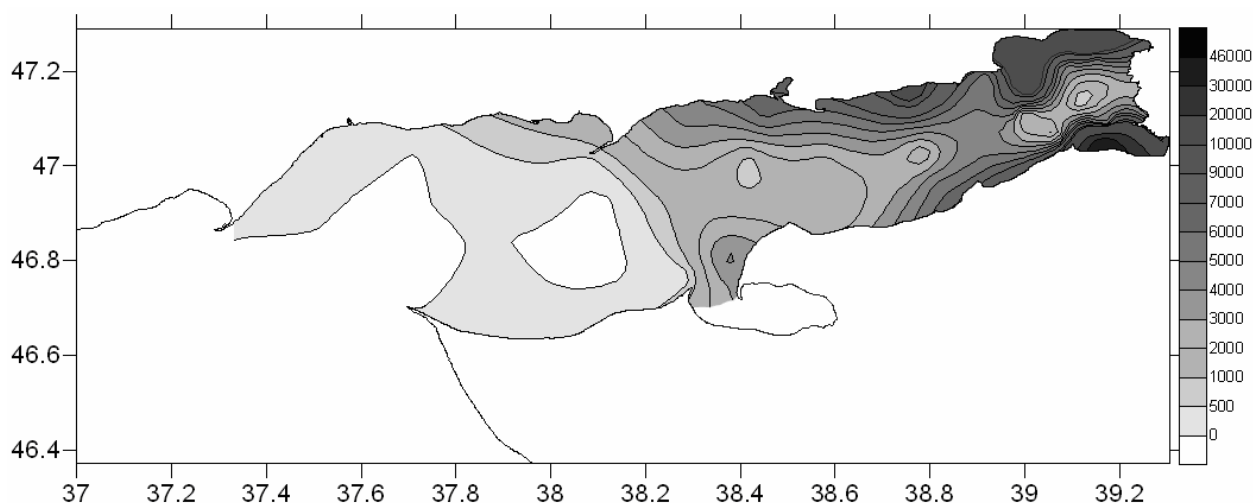


Рис. 2. Распределение олигохет *Limnodrilus* sp. в Таганрогском заливе

В этой зоне появляются такие виды коловраток, как *Keratella cochlearis*, *Filinia longiseta*, *Polyarthra* sp. Их плотность здесь может достигать 0,6–0,7 тыс. экз./л, а биомасса – 0,5–0,6 мг/л.

Зона массового развития олигохет охватывала значительную часть акватории залива. В этой зоне олигохеты составляли 85–93% общей численности зообентоса. Средняя плотность поселения олигохет составляла более 11 тыс. экз./м<sup>2</sup>, достигая на некоторых станциях 15–20 тыс. экз./м<sup>2</sup>. Следует отметить, что, по данным ряда авторов [9; 11] численность олигохет выше 1 тыс. экз./м<sup>2</sup> уже свидетельствует о значительной концентрации органического вещества в воде, а свыше 5 тыс. экз./м<sup>2</sup> является показателем тяжелого загрязнения.

Субдоминантами на всех станциях были личинки хирономид, достигавшие численности 103 экз./м<sup>2</sup> в зоне угнетения, и более 6 тыс. экз./м<sup>2</sup> – в зоне массового развития. По-видимому, зоны угнетения и массового развития хирономид более или менее совпадают с таковыми олигохет.

В фоновой зоне отмечено 24 вида инфузорий. Здесь наблюдалось некоторое снижение количественных показателей сообщества микрозоопланктона. В период исследования на открытых участках плотность организмов цилиатоценоза достигала 16 млн экз./м<sup>3</sup>, в среднем 4,5 млн экз./м<sup>3</sup>. В этой зоне наблюдается наибольшее число видов коловраток – до 11 видов на станции.

Количественные показатели олигохет в фоновой зоне снижались до 14 235 экз./м<sup>2</sup> в кутовой части залива. Хорошо заметное снижение плотности поселения олигохет от кутовой части к центру залива от 14 235 до 232 экз./м<sup>2</sup> в среднем, и до полного их исчезновения на выходе в собственно море вызвано, очевидно влиянием солёности воды, возрастающей от 0,5 ‰ в кутовой части до 7–9 ‰ (в разные годы) у выхода в собственно море.

*Оценка состояния вод Таганрогского залива с помощью индекса ИНЭК.* ИНЭК представляет собой один из синэкологических методов мониторинга водоёмов и основан на одной из характерных реакций гидробиоценоза на антропогенное эвтрофирование водоёма. Каждая стадия развития антропогенной сукцессии экосистемы водоёма характеризуется определенными количественными соотношениями организмов, образующих гидробиоценоз. Эвтрофирование вод влечет за собой перестройку структуры сообщества. Установлено, что в чис-

тых пресных водоёмах отношение численности цилиато- и коловраточного планктона, имеет значения в пределах нескольких единиц. Антропогенное эвтрофирование водоёма ведет к более резкому возрастанию численности инфузорий, чем коловраток. Вследствие этого значение ИНЭК быстро растёт в процессе загрязнения вод [6]. До настоящего времени область его применения ограничивалась пресными водами [4; 5; 6].

В 2004 г. значения индекса на акватории Таганрогского залива (см. рис. 3) колебались от 10 до 26 100, в среднем составляя 1 453. Наименьшие значения индекса наблюдались в марте (до 100), наибольшие в июле (максимум 26 100).

В 2006 г. наблюдается некоторое снижение значений ИНЭК (см. рис. 4). Его значения колебались от 13, 5 до 4200, в среднем составляя 941. Однако если посмотреть на схему распределения индекса, то можно увидеть, что зоны, характеризующиеся максимальными значениями индекса, стали обширнее. В целом экологическое состояние Таганрогского залива стало несколько хуже, чем в 2004 г.

В Таганрогском заливе, в зависимости от структуры и уровня развития количественных характеристик цилиатоценоза и значений ИНЭК, можно выделить несколько зон:

- зону угнетения цилиатоценоза, характеризующуюся невысокой плотностью инфузорий (или их отсутствием) и структурой цилиатоценоза, представленной мелкой размерной группой. Обычно к этой зоне относятся участки акватории, вплотную прилегающие к крупным промышленным городам и устьям рек. ИНЭК от 500 и выше;

- зону массового развития цилиатоценоза, характеризующуюся вспышками массового развития и более разнообразно представленной структурой цилиатоценоза. ИНЭК от 100 до 500;

- референтную зону, характеризующуюся наименьшей амплитудой колебаний количественных характеристик цилиатоценоза и наиболее разнообразной структурой цилиатоценоза. ИНЭК от 1 до 100.

Динамика ИНЭК в Таганрогском заливе отличается высокой вариабельностью. Таганрогский залив, в целом, является сильно загрязнённой, эвтрофированной акваторией. Поэтому референтные зоны, выделенные на его акватории, являются таковыми только для самого Таганрогского залива.

При анализе экологического состояния всей акватории моря, Таганрогский залив является одним из наиболее загрязнённых участков.

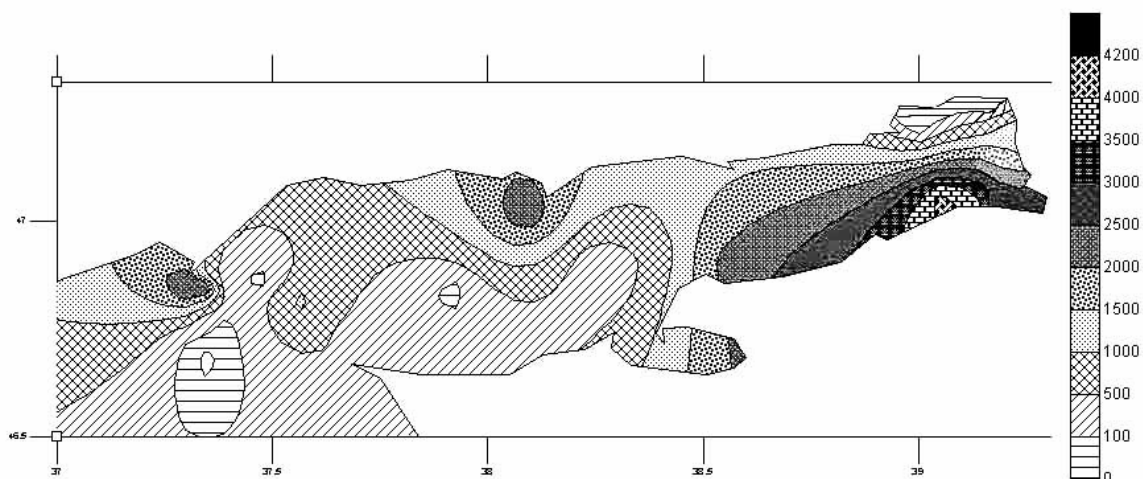


Рис. 3. Распределение ИНЭК по акватории Таганрогского залива, 2004 г.

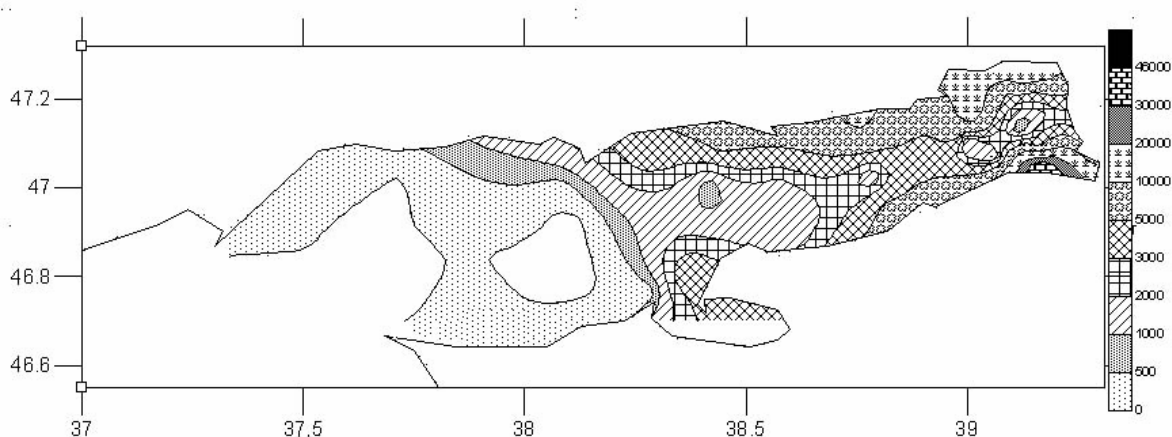


Рис. 4. Распределение ИНЭК по акватории Таганрогского залива, 2006 г.

При рассмотрении самого Таганрогского залива наиболее загрязнёнными по данным настоящего исследования являлась кутовая часть залива и участки акватории, прилегающие к горлу Ейского лимана и устью р. Миус. Центральная часть и горло залива характеризовались несколько лучшим состоянием планктонного сообщества и более низкими значениями ИНЭК. Эти параметры улучшались по мере продвижения к горлу залива.

*Оценка состояния экосистемы Таганрогского залива с помощью индекса АМВИ.* Индекс АМВИ был разработан, прежде всего, для определения экологического качества европейских эстуариев и прибрежных вод путем изучения отклика бентосных сообществ (преимущественно на мягких грунтах) на естественные и спровоцированные человеком нарушения среды обитания. Таким образом, АМВИ предлагает «классификацию степени загрязнения» станции, показывая таким образом уровень «здоро-

вья экосистемы». Нами рассчитывались значения как биотического коэффициента, так и биотического индекса, разработанного на его основе. Так как результаты в обоих случаях практически совпадают, то мы приводим данные только по биотическому индексу.

Как видно из рисунков 5–7, состояние экосистемы Таганрогского залива закономерно ухудшалось в течение периода исследований.

В 2003 г. тяжёлое загрязнение отмечено только в районе г. Таганрога, в то время как большая часть залива относилась к зоне с умеренным, либо слабым загрязнением. Локальное ухудшение отмечено в хорогалинной зоне. Биотический индекс варьирует от 0 до 7, наиболее часто встречаются значения 2 (слабое загрязнение, 11 станций) и 6 (тяжелое загрязнение, 16 станций). В дальнейшем АМВИ принимает значения от 2 до 7, причем среднее значение растёт от 4,26 в 2003 г. до 5,74 в 2004 г. и 6,02 в 2005 г.

В 2004 г. значительная часть залива (28 станций) классифицируется уже как экстремально загрязненная ( $6 < \text{АМВІ} < 7$ ). Только станции, расположенные в горле залива и в хорогалинной зоне, можно отнести к слабо и умеренно загрязненным (4 и 5 станций соответственно).

К 2005 г. тяжело либо экстремально нарушены донные сообщества практически на всей

акватории залива (10 и 27 станций, соответственно), за исключением горла, слабо либо умеренно нарушены сообщества на пяти станциях. Во все три года наиболее сильное загрязнение отмечалось в кутовой части залива на уровне г. Таганрога.

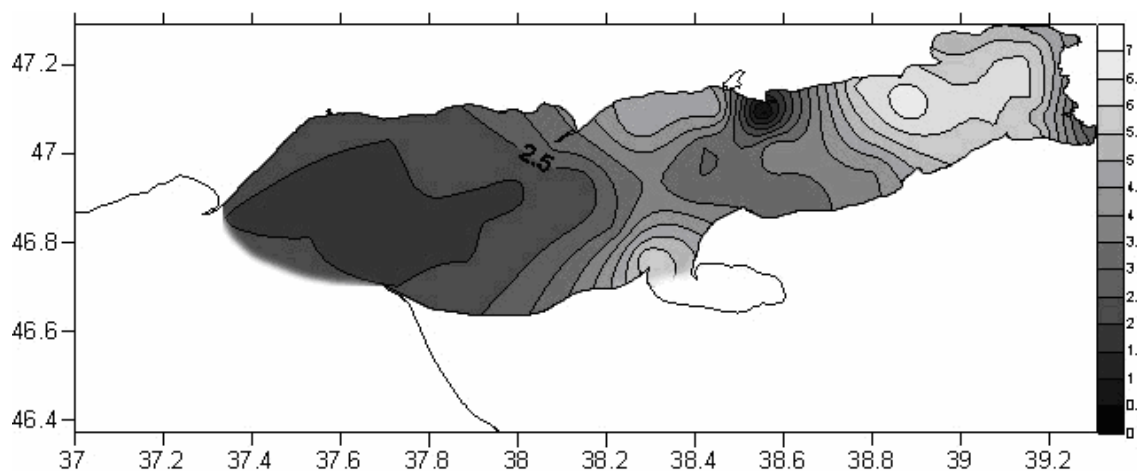


Рис. 5. Распределение значений АМВІ в Таганрогском заливе в 2003 г.

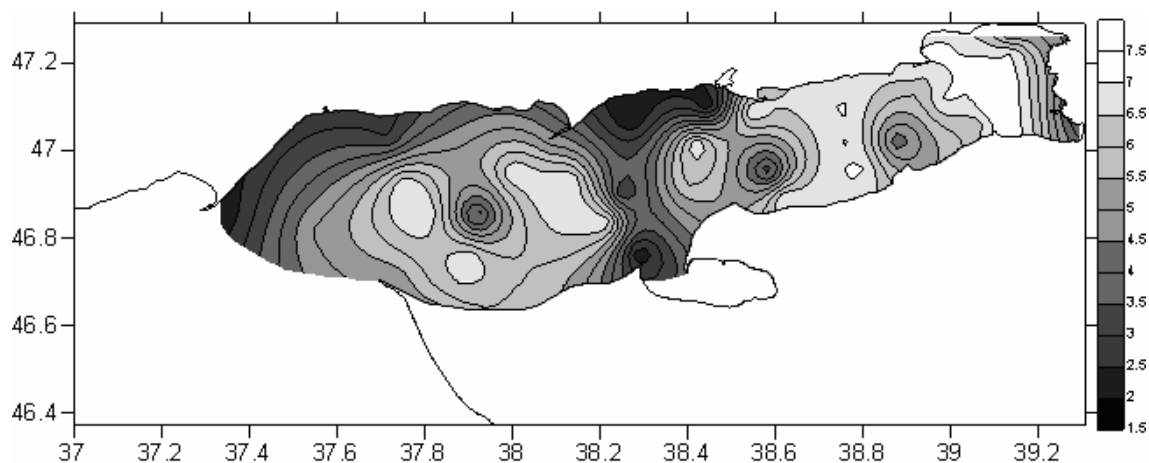


Рис. 6. Распределение значений АМВІ в Таганрогском заливе в 2004 г.

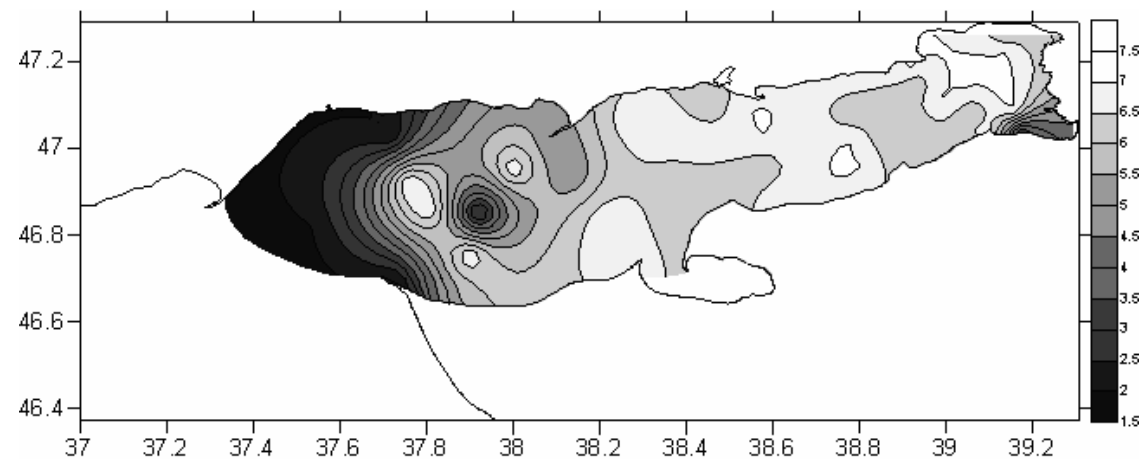


Рис. 7. Распределение значений АМВІ в Таганрогском заливе в 2005 г.

### Заключение

На основании полученных данных по четырём параметрам (количественные характеристики микрозоопланктона и зообентоса, ИНЭК, АМВИ) была прослежена пространственно-временная динамика состояния экосистемы Таганрогского залива в период с 2003 по 2006 гг.

В течение всего периода исследования отмечено угнетённое состояние как донных, так и планктонных сообществ ктовой части Таганрогского залива. Необходимо отметить, что наиболее загрязнёнными зонами были район, прилегающий к г. Таганрогу, и зона первичной аккумуляции взвеси, вынесенной по главному руслу реки Дон.

Следующая зона угнетения совпадает с хорогалинной зоной. Причем эта зона выделяется только для бентосного сообщества. Известно, что существует очень немного видов зообентоса, нормально развивающихся в хорогалинной зоне. Как правило, это виды, эврибионтные и в отношении других факторов, в том числе и загрязнения. Большинство же видов как морского, так и пресноводного происхождения, при барьерных значениях солёности (для вод с преобладанием сульфатной солёности равных 5–8 ‰) находятся в угнетённом состоянии. Кроме того, в хорогалинной зоне происходит окончательное осаждение аллохтонной взвеси. Для планктонных организмов явление барьерной солёности менее значимо. Поэтому мы считаем, что угнетённое состояние донного сообщества в этом районе объясняется как прямым, так и косвенным действием барьерной солёности. Внутри самой зоны наименее благоприятным было состояние районов, прилегающих к горлам Ейского и Миусского лиманов.

Следует отметить, что в 2004 г. в хорогалинной зоне наблюдалось улучшение состояния донного сообщества по сравнению с прилегающими районами, причем наиболее заметное улучшение отмечено как раз в районах, прилегающих к Ейскому и Миусскому лиманам.

По мере продвижения от ктовой части залива к горлу состояние как планктонного, так и бентосного сообществ в целом улучшается. Однако состояние донных сообществ в течение периода исследований закономерно ухудшалось в целом по заливу. Если в 2003 г. значительная часть залива, по шкале АМВИ, относилась к зоне с умеренным загрязнением, а тяжёлое загрязнение отмечено только в районе г. Таганрога, то к 2005 г. большая часть залива классифицируется уже как тяжело либо экстремально загрязнен-

ная. К слабо и умеренно загрязненной зоне можно отнести только горло залива.

Эти же закономерности прослеживаются и для планктонного сообщества. Однако реакция планктонного сообщества более сглажена. Если в 2004 г. можно было наблюдать только зоны локального ухудшения условий обитания, то в 2006 г. эти зоны стали более обширными и охватили значительную часть акватории Таганрогского залива. При продвижении к горлу залива наблюдается значительное улучшение состояния микрозоопланктонного сообщества, как и для донных сообществ.

Таким образом, можно сказать, что вся акватория Таганрогского залива подвержена загрязнению разной степени. Причем за время исследований угнетенность биоценозов возрастала. Особенно наглядно это проявляется в донных сообществах. В планктонном сообществе, отражающем текущее состояние вод, эта тенденция менее выражена.

### Литература

1. А. с. 1789920 СССР, МКИ 5 G 01n 33/18. Способ оценки качества вод и санитарного состояния водоемов / Кренева С. В. – 1987.
2. Гаевская Н. С. Простейшие (Protozoa) / Н. С. Гаевская // Жизнь пресных вод СССР. – М.; Л.: АН СССР, 1949. – Т. 2. – С. 229–310.
3. Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия / под ред. Г. П. Андрушайтиса, О. Л. Качаловой – Рига: Зинатне, 1981. – 166 с.
4. Кренева С. В. Количественные и структурные показатели гидробиоценозов как основа оценки антропогенного пресса / С. В. Кренева, К. В. Кренева // Тез. докл. XI Международ. симпозиум «Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга», 11–21 сент. 2001 г., Сыктывкар, Республика КОМИ, Россия. – Сыктывкар: Коми науч. центр УрОРАН, 2001. – С. 90–91.
5. Кренева С. В. Применение принципа пространственно-временных аналогий в анализе антропогенных сукцессий и концепции индивидуального нормирования нагрузки на водные экосистемы / С. В. Кренева, Г. Г. Матишов, К. В. Кренева // Докл. РАН. – 2003. – Т. 388, № 4. – С. 565–567.
6. Кренева С. В. Информационный индекс эвтрофирования / С. В. Кренева, В. П. Седакин, К. В. Кренева // Проблемы прикладной экологии. – М., 2002. – Т. 1. – С. 77–83.
7. Кутикова Л. А. Коловратки фауны СССР / Л. А. Кутикова. – Л.: Наука, 1970. – 744 с.
8. Руководство по методам биологического анализа морских вод и донных отложений. – Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 186 с.

9. Шитиков В. К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

10. Шуйский В. Ф. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений / В. Ф. Шуйский, Т. В. Максимова, Д. С. Петров // Сб. науч. докл. VII Междунар. конф. «Экология и развитие Северо-Запада России». СПб., 2–7 авг. 2002 г. – СПб.: Изд-во МАНЭБ, 2002. – С. 44–451.

11. Carr J. Changes in the bottom fauna of western lake Erie from 1939–1961 / J. Carr, M. Hiltonen // *Limnol. and Oceanogr.* – 1965. – Vol. 10 – P. 551.

12. Goodnight C. J. Oligochaetes as indicators of pollution / C. J. Goodnight, L. S. Whitley // *Proc. 15th Indust. Waste Conf. Purdue Univ. Eng. Ext.* – 1961. – Ser. 106, № 45. – P. 139–142.

13. Muxika I. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts / I. Muxika, A. Borja, W. Bonne // *Ecological Indicators.* – 2005. – Vol. 5, Issue 1. – P. 19–31.

14. Report of the Study Group on Ecological Quality Objectives for Sensitive and for Opportunistic Benthos Species, 22–24 March 2004, ICES, Copenhagen. – ICES Advisory Committee on Ecosystems ICES CM 2004/ACE:01 Ref. E, WGECO, BEWG. – 41 p.

## Evaluation of the ecological state of the Taganrog bay using a number of characters of microzooplankton and zoobenthos

K. V. Kreneva, L. D. Svistunova, V. L. Syomin

Southern Scientific Centre of RAS, Rostov-on-Don

**Abstract.** Evaluation of the ecological state of the Taganrog bay is presented, using a number of characters: quantity, biomass, eutrophication index (INEK) for microplankton and quantity of the oligochaetes, Biotic Coefficient and Biotic Index (AMBI) for zoobenthos. Spatial and temporal dynamics of the Taganrog bay ecosystem's state is examined. Schemes of the studied characters' distribution over the Taganrog bay's area are given. Eutrophication, depression and background zones are marked out. A conclusion is made that the state of the bay's ecosystem has been regularly worsening during the research period.

**Key words:** Evaluation of the ecosystem's state, indices, indicators, ciliates, rotifers, oligochaetes.

*Кренёва Катерина Валерьевна*  
Азовский филиал Мурманского морского  
биологического института КНЦ РАН  
344006 г. Ростов-на-Дону, пр. Чехова, 41  
кандидат биологических наук,  
старший научный сотрудник  
тел. (8632) 50–98–06; факс (8632) 66–56–77  
E-mail: kreneva@mmbi.krinc.ru

*Kreneva Katerina Valeryevna*  
Murmansk Marine Biological Institute SSC RAS,  
Asov Branch  
344006 Rostov-na-Dony, 41, Chekhov Ave.  
Ph.D. in Biology, research scientist  
phone: (8632) 50–98–06, fax: 8(8632) 66–56–77  
E-mail: kreneva@mmbi.krinc.ru

*Сёмин Виталий Леонидович*  
Южный научный центр РАН  
344006 г. Ростов-на-Дону, пр. Чехова, 41  
младший научный сотрудник  
тел. (8632) 50–98–06; факс (8632) 66–56–77,  
(8632) 51–67–07  
E-mail: kreneva@mmbi.krinc.ru

*Syomin Vitaly Leonidovitch*  
Southern Scientific Centre RAS  
344006, Rostov-na-Dony, 41, Chekhov Ave.  
research scientist  
phone: (8632) 50–98–06, fax: 8(8632) 66–56–77

*Свистунова Людмила Дмитриевна*  
Южный научный центр РАН  
344006 г. Ростов-на-Дону, пр. Чехова, 41  
научный сотрудник  
тел. (8632) 50–98–06; факс (8632) 66–56–77  
E-mail: ldsvis@mmbi.krinc.ru

*Svistunova Lyudmila Dmitriyevna*  
Southern Scientific Centre RAS  
344006, Rostov-na-Dony, 41, Chekhov Ave.,  
research scientist  
phone: (8632) 50–98–06, fax: 8(8632) 66–56–77  
E-mail: ldsvis@mmbi.krinc.ru