

УДК 574.587,595.3(268.46)

## СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА БАЙДАРАЦКОЙ ГУБЫ (КАРСКОЕ МОРЕ)

© 2015 г. В. Н. Кокарев<sup>1</sup>, В. В. Козловский<sup>2</sup>, А. И. Азовский<sup>1</sup><sup>1</sup>Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, биологический факультет<sup>2</sup>Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва

e-mail: vkokareff@gmail.com

Дата поступления 24.02.2015 г., после доработки 13.04.2015 г.

Исследован макрозообентос Байдарацкой губы по данным съемок 2007, 2012 и 2013 гг. (до и после начала строительства подводного участка газопровода в 2011 г.). Анализ структуры и видового состава выявил вертикальную зональность донных сообществ. Для глубин более 10 м характерны сообщества с доминированием двустворчатых моллюсков, в то время как мелководье занято сообществами с преобладанием полихет сем. *Nephtyidae*. Такая зональность в целом сохраняется в течение всего периода исследований, выраженных временных трендов не выявлено. Однако на части глубоководных станций 2013 г. обнаружены значительные изменения в бентосе, связанные с исчезновением крупных двустворчатых моллюсков, увеличением доли мелких полихет и общим снижением биоразнообразия. Сделан вывод, что на фоне общей стабильности донных сообществ с сохранением батиметрической зональности, наблюдаются локальные, но достаточно выраженные негативные эффекты, связанные с нарушениями биотопа при проведении дноуглубительных работ.

DOI: 10.7868/S003015741505007X

### ВВЕДЕНИЕ

Использование макрозообентоса для оценки изменения состояния окружающей среды широко распространено в мировой практике [22]. Такие исследования актуальны для Арктики, поскольку в последнее десятилетие возросла антропогенная нагрузка на регион в связи с активным освоением Арктического шельфа. Предполагается также, что совместное действие климатических и антропогенных факторов может привести к более масштабным изменениям в регионе [24].

Байдарацкая губа, расположенная в юго-западной части Карского моря, является примером акватории, которая до недавнего времени характеризовалась низким уровнем антропогенной нагрузки. Однако с 2011 г. в этом районе ведутся работы по строительству системы магистральных газопроводов “Ямал-Центр”, проходящей по дну залива, что может значительно изменить условия обитания бентических организмов. Сравнение бентосных съемок до и после начала строительства, представленное в данной работе, может послужить одной из оценок влияния строительства на окружающую среду.

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

**Район исследования.** Характерной особенностью гидрологического режима Байдарацкой губы является низкий уровень пресного стока, что обуславливает высокую соленость залива. В це-

лом придонная температура в летний сезон зафиксирована в интервале от +9.42°C на глубине 15 м до +1.43°C на глубине 18 м, а соленость колеблется в пределах 28.83–34.42‰ ([3]; данные 2007 г.). В Байдарацкой губе встречаются четыре основных типа гранулометрических осадков, среди которых доминируют мелкозернистые пески. Меньшую площадь занимают крупные алевриты, мелкие алевриты и пелиты [8]. Кроме того, для акватории характерен продолжительный ледовый режим, а на всем диапазоне глубин залива обнаружены следы ледовой экзарации [29].

Материал был собран в трех рейсах в период с 2007 по 2013 г. (табл. 1; рис. 1). Пробы отбирали дночерпателем с площадью захвата 0.1 м<sup>2</sup> на 32 станциях в 2007 г., 4 станциях в 2012 г., 9 – в 2013 г. (см. табл. 1). Пробы промывали на борту через сито с ячейей 0.5 мм, затем фиксировали 4% раствором формальдегида. В лаборатории пробы отмывали от формалина и переводили в спирт. Подсчет и определение макрофауны проводили

Таблица 1. Число станций и проб в разных съемках

Год	Судно	Число станций	Число проб
Июль 2007	“Профессор Бойко”	32	96
Сентябрь 2012	р/б “Муромец”	4	12
Сентябрь 2013	Буксир “Лазурит”	9	9

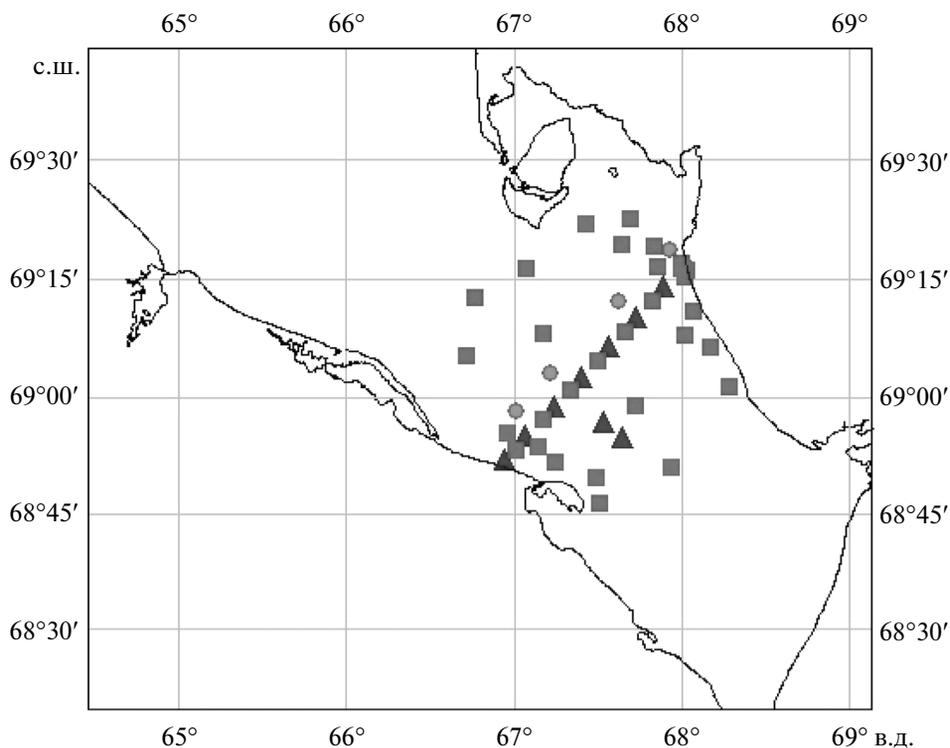


Рис. 1. Схема расположения станций. Квадраты – станции 2007 г., круги – 2012 г., треугольники – 2013 г.

под бинокулярным микроскопом. Биомассу определяли на лабораторных весах с точностью до 0.001.

Для оценки **роли вида в сообществе** использовали долю его дыхания в суммарном дыхании сообщества [6, 12]:

$$R_i = A_i Q_i / \sum A_i Q_i = A_i B_i^{0.75} N_i^{0.25} / \sum A_i B_i^{0.75} N_i^{0.25},$$

где  $A_i$  – специфичный для таксона коэффициент удельной интенсивности метаболизма,  $B_i$  – биомасса  $i$ -го таксона и  $N_i$  – его численность. Величины коэффициента удельной интенсивности метаболизма взяты из литературных данных [4].

**Анализ** полученных данных проводили с помощью программ PRIMER 6 и PAST. Для вычисления сходства между пробами использовали индекс сходства Брея–Кеертиса [14]:

$$I_{jk} = 1 - \sum [x_{ij} - x_{ik}] / \sum (x_{ij} + x_{ik}),$$

где  $x_{ij}$  и  $x_{ik}$  – %  $i$ -го вида по дыханию в пробах  $j$  и  $k$ . На основании полученных матриц сходства проводили ординацию проб методом многомерного шкалирования (MDS). Эта ординация выполнялась как для исходных данных, так и для данных, предварительно трансформированных путем извлечения корня четвертой степени для уменьшения влияния доминантов на оценки сходства. Для

оценки достоверности влияния факторов среды использовали метод ANOSIM [16].

Для сравнения видового богатства проб использовали среднее ожидаемое число видов на 200 особей – ES(200). Этот показатель позволяет сравнивать между собой разные по объему выборки [16].

Для характеристики размерной структуры сообществ использовали метод ABC-кривых, который позволяет выявить изменения в размерном спектре сообщества, связанные с загрязнением местообитания [32]. Для сравнения ABC-кривых между собой использовали  $W$ -индекс [15]:

$$W = \sum (B_i - A_i) / [50(S - 1)],$$

где  $B_i$  и  $A_i$  – накопленные значения % обилия первых  $i$  видов по биомассе и численности, соответственно,  $S$  – число видов. Данный индекс принимает значения в диапазоне от  $-1$  до  $1$ , при этом отрицательные значения указывают на преобладание в сообществе мелких многочисленных видов, положительные – на руководящую роль крупных форм.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

По материалам трех съемок в Байдарацкой губе обнаружено 178 таксонов макрозообентоса. Стоит отметить, что на одной из станций 2013 г.,

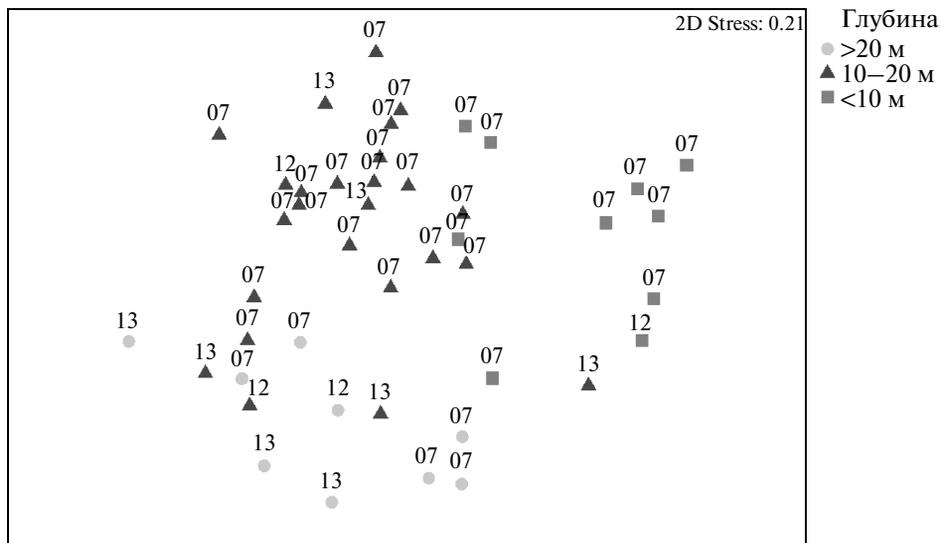


Рис. 2. Ординация нетрансформированных данных по доле дыхания видов на станции методом MDS. Цифрами указан год взятия проб.

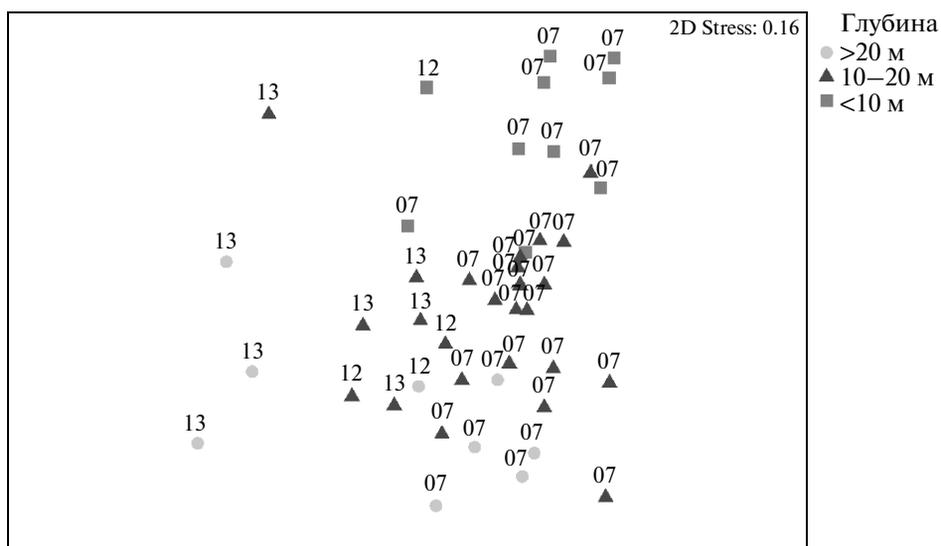


Рис. 3. Ординация методом MDS на основе данных по доле дыхания видов на станции, предварительно трансформированных корнем четвертой степени. Цифрами указан год взятия проб.

на глубине 19 метров, не было обнаружено никакой фауны, за исключением единичных нематод, поэтому она не была включена в дальнейший анализ.

Совместная ординация нетрансформированных данных по трем съемкам представлена на рис. 2. Станции разных лет группируются вместе, каких-либо временных трендов не наблюдается. При этом на ординацию станций влияет глубина: проверка методом ANOSIM показала, что группировка по декадам глубин достоверно неслучайна, хотя значение  $R$ -статистики невелико ( $R =$

$= 0.55$ , неслучайность группировки достоверна на уровне значимости 0.1%).

Ординация после уменьшения влияния доминантов с помощью предварительной трансформации данных корнем четвертой степени показала, что, при сохранении общей картины группировки, часть станций 2013 г. отличается по структуре фауны от более ранних съемок (рис. 3). Двухфакторный анализ ANOSIM (табл. 2) показал, что на фоне батиметрических различий (фактор глубины) достоверно также различие между съемками 2007 и 2013 г.

**Таблица 2.** Двухфакторный анализ ANOSIM для трансформированных данных: достоверность различий между станциями разных лет с учетом влияния фактора глубины

Группы	R	Уровень значимости
2012, 2013	0.003	45.2%
2007, 2012	0.312	9.6%
2007, 2013	0.47	0.3%

Таким образом, существует некий временной сдвиг в структуре макрофауны, выраженный на глубоководных станциях 2013 г. На диаграмме ординации трансформированных данных (рис. 3) к ним примыкает еще одна станция средних глубин. Проверка методом ANOSIM подтвердила, что эти четыре станции достоверно отличаются от общего “облака” станций ( $R = 0.69$ , достоверно на уровне значимости 0.1%). Процедура SIMPER показала, что более чем на 60% сходство этих станций определяется высоким обилием полихет *Micronephthys minuta*, *Cirratulidae* spp., *Cossura* sp., *Ampharete* gr. *Lindstroemi*, и двустворки *Mya truncata* (представленной здесь исключительно молодой); а также практически полным отсутствием крупных двустворчатых моллюсков (*Astarte borealis*, *Yoldia hyperborea*) и равноногих ракообразных *Synidothea bicuspidata*. Наибольший вклад в дыхание на этих станциях дает *Micronephthys minuta*.

Таким образом, по данным съемок 2012–2013 г., на части акватории отсутствуют изменения в составе макрозообентоса и присутствуют те же типы сообществ, распределение которых определяется глубиной. Для глубин менее 10 м характерно доминирование *Nephtys longosetosa*, а также отсутствие крупных *Bivalvia*. Для глубин 10–20 м характерно доминирование двустворчатых моллюсков *Serripes groenlandicus*, иногда совместно с *Ciliatocardium ciliatum*. Последний встречается в качестве доминанта и на самых глубоководных

станциях, наряду с *Astarte borealis* и *Yoldia hyperborea*.

Количественные характеристики бентоса с разбивкой по годам и глубинам представлены в табл. 3; они схожи между съемками на интервалах глубин менее 10 м и 10–20 м. Глубоководные станции 2013 г. отличаются самой низкой биомассой и разнообразием. Снижение биомассы связано с исчезновением крупных двустворчатых моллюсков, а увеличение численности – с резким ростом обилия нескольких видов полихет. Это обуславливает и отрицательное значение  $W$ -индекса.

При этом на разных станциях 2013 г. с отличной от предыдущих съемок структурой сообществ высокий вклад в численность дают разные виды мелких полихет (табл. 4).

## ОБСУЖДЕНИЕ

Впервые вертикальная зональность для сообществ макрозообентоса Байдарацкой губы была выявлена по результатам рейсов 1987–1988 г.: центральная глубоководная часть отличалась от мелководных прибрежных участков видовым составом, а также более высокими значениями биомассы и разнообразия [10]. По результатам последующих рейсов 1992–1993 гг. вертикальная зональность была подтверждена [1]. Было выделено мелководное (на глубинах 5–6 метров) сообщество с доминированием *N. longosetosa* и *Acrybia islandica* и с низкими биомассами, сообщество 10–12 метров с доминированием *Serripes groenlandicus* – *Stegophiura nodosa* – *N. longosetosa* и биомассой до 177 г/м<sup>2</sup>, а также сообщество *Astarte borealis* – *Stegophiura nodosa* – *Synidothea bicuspidata* на глубинах свыше 20 метров. Эта картина согласуется с нашими данными 2007–2013 г., представленными выше.

По результатам бентосных съемок 1990–1991 гг. во внутренней части Байдарацкой губы было выде-

**Таблица 3.** Количественные характеристики макрозообентоса на разных диапазонах глубин. Жирным шрифтом выделены значения для глубоководных станций 2013 г.

Глубина	Год	Биомасса (г/м <sup>2</sup> )	Численность (экз/м <sup>2</sup> )	ES (200)	$W$ -индекс
Менее 10 метров	2007	19.6 ± 16.7	584 ± 330.7	50.32 ± 3.42	0.149
	2012	44.5	810	31.97 ± 1.26	0.298
	2013	–	–	–	–
От 10 до 20 метров	2007	117.4 ± 103.7	1579.1 ± 1469.9	48.29 ± 3.6	0.103
	2012	180.3 ± 172.2	2943.3 ± 1376.5	33.36 ± 2.78	0.157
	2013	143.8 ± 122.7	3742 ± 1523.8	37.02 ± 2.99	0.15
Более 20 метров	2007	93.8 ± 52.5	942.7 ± 839.5	45.31 ± 3.57	0.112
	2012	73.4	2383.3	38.03 ± 2.8	0.154
	2013	<b>16.7 ± 12</b>	<b>5656.7 ± 2570</b>	<b>15.74 ± 2.24</b>	<b>–0.116</b>

**Таблица 4.** Численность видов (экз/м<sup>2</sup>) на некоторых станциях 2013 года, вклад которых в суммарную численность (в скобках) на какой-либо станции превышает 9%

Станция(глубина)	4 (21 м)	6 (22 м)	8 (20.5м)	12 (13 м)
<i>Micronephthys minuta</i>	<b>1370 (16.6%)</b>	<b>2290 (40.5%)</b>	<b>2450 (79.3%)</b>	<b>1000 (69.4%)</b>
<i>Aricidea nolani</i>	770 (9.4%)	450 (7.9%)	0	0
<i>Mya truncata</i> juv.	50 (0.6%)	60 (1.1%)	20 (0.65%)	<b>130 (9%)</b>
<i>Cossura</i> sp.	<b>3250 (39.5%)</b>	<b>1230 (21.7%)</b>	<b>440 (14.2%)</b>	0
<i>Galothowenia oculata</i>	1150 (14%)	20 (0.3%)	0	0
<i>Levinsenia gracilis</i>	920 (11.2%)	680 (12.0%)	0	0

лено несколько больше сообществ (а именно восемь), но два из них выделены по единичным станциям [2]. Станции с преобладанием *Astarte borealis* находились преимущественно в мористой части губы, на диапазоне глубин 8–37 метров, а вдоль западного берега доминантами являлись *Serripes groenlandicus* и *Ciliatocardium ciliatum*, что совпадает и с нашими данными. Вдоль восточного берега на глубинах 10–18 м отмечены сообщества *Asciadiacea* gen. sp. – *Myriotrochus rinkii* и *Portlandia arctica* – *Amphipoda* gen. sp., не отмеченные ни в одной из последующих съемок, что скорее всего объясняется недостаточным количеством станций и высокой мозаичностью бентоса на данном участке. Особый интерес вызывает сообщество *Micronephthys minuta* – *Cumacea* gen. sp.: станции с доминированием *M. minuta* отмечены нами и в 2013 г. Однако в начале 1990-х станции находились на глубине 11 метров у Карской губы, а не вдоль трассы прокладки газопровода.

Таким образом, общая картина распределения донных сообществ Бадарацкой губы в 2007–2013 г. оставалась достаточно стабильной, за исключением нескольких станций 2013 г., расположенных вдоль южной границы зоны дноуглубительных работ. На этих станциях отмечены нехарактерные для данной акватории характеристики донной фауны (доминирование мелких полихет, почти полное отсутствие крупных двустворок-фильтраторов, низкие разнообразие и биомасса). Кроме того, на одной из станций этого участка макрозообентос фактически отсутствовал. По-видимому, причиной подобных катастрофических изменений в сообществах послужили дноуглубительные работы при прокладке газопровода, следствием которых является увеличение содержания взвеси в придонном слое и интенсивное переотложение донных осадков [7, 9].

Как правило, донные животные не адаптированы к подобным резким изменениям местообитания. Повышение количества неорганической взвеси в воде в первую очередь негативно влияет на моллюсков-фильтраторов, поскольку их фильтрационный аппарат приспособлен к определенной концентрации взвешенных частиц и содер-

жанию в них органики [21]. В целом, донные животные адаптированы к некоторой естественной скорости переотложения донных осадков, однако, как только этот уровень превышает (как это происходит при дноуглубительных работах), возможно обеднение или полное исчезновение фауны [27]. Основная причина этого – погребение донными осадками. Выживаемость в этом случае зависит от толщины и типа осаждаемого осадка, а также от способности вида совершать вертикальные миграции для восстановления контакта с придонным слоем воды [13, 21]. Было показано, что донные беспозвоночные, относящиеся к одной и той же жизненной форме, реагируют сходным образом на сброс грунта [30]. По-видимому, станции 2013 г., на которых произошло исчезновение или изменение состава макрофауны, находились в непосредственной зоне влияния трубозаклубителя, начавшего работу в 2011 г. Результаты имитационного моделирования [11] показывают, что наиболее интенсивное оседание взвеси ожидается именно в этой узкой (1–2 км) зоне к югу от линии прокладки. Станции 2012 г. находятся севернее, поэтому проведение дноуглубительных работ отразилось на составе макрозообентоса в меньшей степени.

Считается, что на ранней стадии восстановления сообществ после нарушения доминируют виды с *r*-стратегией развития [28], при этом типична картина роста численности и снижения биомассы (отрицательные значения *W*-индекса) и падения разнообразия [16]. В случае Бадарацкой губы на станциях 2013 г. с нарушенными сообществами высокая численность приходилась на несколько видов мелких полихет, в частности, *Micronephthys minuta*. Этот вид считается *r*-стратегом, который может образовывать очень плотные скопления [20]. Возможно, за счет быстрой скорости размножения он становится доминантом на нарушенных местообитаниях. Так, на шельфе моря Бофорта *M. minuta* – доминант зоны припая (глубины менее 20 м) и заприпайной прогалины (20–40 м), участков акватории наиболее подверженных ледовой экзарации и береговой эрозии [18]. Другим видом, численность которого существенно вы-

росла, является полихета *Cossura* sp. Подобный рост численности полихет, в том числе и *Cossuridae*, был зафиксирован после дампинга грунта в заливе Шалер [23]. Различие в численности других видов может быть связано с тем, что воздействие трубозаглубителя на разные точки было разнесено во времени, и они находятся на разных стадиях сукцессии.

При однократном антропогенном вмешательстве возможно достаточно быстрое восстановление сообществ. Так, через два года после экспериментального дампинга грунта в Западной части Балтийского моря, основные показатели макрозообентоса вернулись к исходному состоянию [31]. Строительство газопровода в заливе Кланакилти, Ирландия, привело к полному исчезновению макрофауны в месте проведения работ. Спустя 6 месяцев произошла реколонизация этого места полихетой *Hediste diversicolor*, а через год — двустворчатым моллюском *Scrobicularia plana*. Эти два вида — типичные для данной акватории доминанты [25, 26]. По-видимому, в арктических водах реколонизация мягких субстратов происходит гораздо медленнее. По одной из оценок, период восстановления может составлять до 12 лет [19]. Так, на участках в проливе Барроу (Аляска), подвергшихся ледовой экзарации, за 9 лет наблюдений не произошло полного восстановления макрофауны [17]. Суммируя вышеизложенное, можно сделать вывод о том, что строительство газопровода имело локальный, но достаточно выраженный негативный эффект для макрозообентоса Байдаракской губы. Для полного восстановления донных биоценозов может понадобиться значительный период времени. Таким образом, ранее описанные как стабильные [5], сообщества макрозообентоса юго-западной части Карского моря могут серьезно пострадать от увеличивающейся антропогенной нагрузки на арктическом шельфе.

Данное исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ (грант № 15-04-01870). Полевые исследования и обработка части материала выполнена при финансовой поддержке РНФ (проект РНФ № 14-50-00095).

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Возжисинская В.Б., Белькович В.М., Виноградов Г.М. и др.* Гидробиологические и экологические исследования в Арктике: морская биота юго-западных побережий Карского моря (Байдаракская губа) // Изв. АН. Сер. биологическая. 1997. № 6. С. 705–716.
2. *Денисенко С.Г., Анисимова Н.А., Денисенко Н.В. и др.* Распределение и структурно-функциональная организация зообентоса // Гидробиологические исследования Байдаракской губы Карского моря в 1991–1992 гг. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1993. С. 30–50.
3. *Ермакова Л.А., Новихин А.Е.* Некоторые данные по гидрологии придонного слоя Карского моря (по материалам экспедиционных исследований Баркалав-2007 и Баркалав-2008) // Проблемы Арктики и Антарктики. 2011. № 3. С. 89–100.
4. *Жирков И.А.* Жизнь на дне // Экология и биогеография бентоса. М: Товарищество научных изданий КМК, 2010. 453 с.
5. *Козловский В.В., Чикина М.В., Кучерук Н.В., Басин А.Б.* Структура сообществ макрозообентоса юго-западной части Карского моря // Океанология. 2011. Т. 51. № 6. С. 1072–1081.
6. *Кучерук Н.В.* Сублиторальный бентос Североперуанского апвеллинга // Экология фауны и флоры прибрежных зон океана. М.: ИО АН СССР, 1985. С. 14–31.
7. *Миронюк С.Г.* Оценка экологических последствий строительства и эксплуатации подводного перехода магистрального газопровода через Байдаракскую губу (Карское море) // Арктика. Экология и экономика. 2014. № 3. С. 72–78.
8. *Мотычко В.В., Опекунов А.Ю., Константинов В.М., Соколов Г.Н.* Морфолитогенез и состав донных осадков Байдаракской губы // Вестн. Санкт-Петербургского университета. 2013. № 1. С. 65–77.
9. *Семенов В.Н., Матишов Г.Г., Новоселов С.Ю., Денисенко Н.В.* Экологический мониторинг в связи с прокладкой морского газопровода в Карском море // Гидробиологические исследования Байдаракской губы Карского моря в 1991–1992 гг. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1993. С. 50–59.
10. *Степанова В.Б.* Материалы исследования зообентоса Байдаракской губы. — “Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения” [Электронный ресурс] — Электр. журн. Тюмень: Изд-во ИПОС СО РАН, 2000. № 1 (<http://www.ipdn.ru/rics/ve2/index.htm>)
11. *Филлипов Ю.Г.* Применение математического моделирования для расчетов возможного экологического ущерба при строительстве подводных переходов через Байдаракскую и Обскую губы // Тр. ГОИ. 2008. Т. 211. С. 340–348.
12. *Azovsky A.I., Chertoproud M.V., Kucheruk N.V., Rybnikov P.V., Sapozhnikov F.V.* Fractal properties of spatial distribution of intertidal benthic communities // Marine Biology. 2000. V. 136. P. 581–590.
13. *Bolam S.G.* Burial survival of benthic macrofauna following deposition of simulated dredged material // Environmental monitoring and assessment. 2011. V. 181. P. 13–27.
14. *Bray J.R., Curtis J.T.* An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin // Ecol. Monogr. 1957. V. 27. P. 325–349.
15. *Clarke K.R.* Comparisons of dominance curves // J. of Experimental Marine Biology and Ecology. 1990. V. 138. P. 143–157.
16. *Clarke K.R., Warwick R.M.* Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 2nd edition. Plymouth. UK: PRIMER-E, 2001. 172 p.

17. *Conlan K.E., Kvitek R.G.* Recolonization of soft-sediment ice scours on an exposed Arctic coast // *Marine Ecology Progress Series*. 2005. V. 286. P. 21–42.
18. *Conlan K. et al.* Distribution patterns of Canadian Beaufort shelf macrobenthos // *J. of Marine Systems*. 2008. V. 74. P. 864–886.
19. *De Groot S.J.* An assessment of the potential environmental impact of large-scale sand-dredging for the building of artificial islands in the North Sea // *Ocean Management*. 1979. V. 5. P. 211–232.
20. *Dnestrovskaya N.Y., Jirkov I.A.* Micronephthys (Polychaeta: Nephtyidae) of Northern Europe and Arctic // *Invertebrate zoology*. 2010. V. 7. P. 107–121.
21. *Essink K.* Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management // *J. of Coastal Conservation*. 1999. V. 5. P. 69–80.
22. *Gray J.S., Elliott M.* Ecology of marine sediments: from science to management. – Oxford University Press. 2009. 225 p.
23. *Harvey M., Gauthier D., Munro J.* Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada // *Marine Pollution Bulletin*. 1998. V. 36. P. 41–55.
24. *Huntington H.P. et al.* The influence of human activity in the Arctic on climate and climate impacts // *Climatic Change*. 2007. V. 82. P. 77–92.
25. *Lewis L.J., Davenport J., Kelly T.C.* A study of the impact of a pipeline construction on estuarine benthic invertebrate communities // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2002. V. 55. P. 213–221.
26. *Lewis L.J., Davenport J., Kelly T.C.* A study of the impact of a pipeline construction on estuarine benthic invertebrate communities: Part 2. Recolonization by benthic invertebrates after 1 year and response of estuarine birds // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2003. V. 57. P. 201–208.
27. *Miller D.C., Muir C.L., Hauser O.A.* Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates? // *Ecological Engineering*. 2002. V. 19. P. 211–232.
28. *Newell R.C., Seiderer L.J., Hitchcock D.R.* The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed // *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. 1998. V. 36. P. 127–178.
29. *Ogorodov S. et al.* Ice Effect on Coast and Seabed in Baydaratskaya Bay, Kara Sea // *Geography, Environment, Sustainability*. 2013. V. 6. № 3. P. 21–37.
30. *Olenin S.* Changes in a south-eastern Baltic soft-bottom community induced by dredged spoil dumping // *Proceedings of the 12th Baltic Marine Biologists Symposium. International Symposium Series*. Olsen & Olsen, Fredensborg, 1992. P. 119–123.
31. *Powilleit M., Kleine J., Leuchs H.* Impacts of experimental dredged material disposal on a shallow, sublittoral macrofauna community in Mecklenburg Bay (western Baltic Sea) // *Marine pollution bulletin*. 2006. V. 52. P. 386–396.
32. *Warwick R.M.* A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities // *Marine biology*. 1986. V. 92. № 4. P. 557–562.

## Current State of Macrobenthic Communities in the Baydaratskaya Bay (Kara Sea)

V. N. Kokarev, V. V. Kozlovsky, A. I. Azovsky

The macrobenthic communities in the Baydaratskaya Bay were studied before and after beginning of the sea-floor pipeline laying-out in the year 2011. The material was collected during the three surveys in 2007, 2012 and 2013. Ordination of the data based on community structure and composition revealed the clear depth-related zonation of communities. Stations deeper than 10 meters were dominated by bivalves, while the shallower stations were dominated by the nephtyid polychaetes. This structure persisted during all the period studied, without any pronounced temporal trends. However, several deep-water stations near to the pipeline path in the year 2013 revealed a distinct shift in the structure of macrofauna, with large bivalves disappeared, abundance of small polychaetes increased, and total biodiversity decreased. Moreover, macrofauna was absent at one of these stations. We conclude that the structure and distribution of communities are relatively stable and mainly driven by depth. However, there are some local but evident disturbance effects probably caused by recent human activity (dumping of dredged sediments).