

УДК 579 : 574.583(470.21)(26.04)

Распространение и потенциальная активность углеводородокисляющих бактерий в воде среднего и северного колен Кольского залива

М.Ю. Литвинова¹, В.В. Ильинский², М.Н. Семененко³,
И.В. Перетрухина¹

¹ Биологический факультет МГТУ, кафедра микробиологии

² Биологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, кафедра гидробиологии

³ Химический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, кафедра радиохимии

Аннотация. В статье представлены данные о численности и распределении микроорганизмов в поверхностном слое вод Кольского залива Баренцева моря. Работы проводились на трёх станциях, расположенных в среднем и северном коленах залива. Исследованы общая численность микроорганизмов по прямому счёту, количество углеводородокисляющих бактерий и их активность. Численность углеводородокисляющих бактерий в зависимости от сезона года колебалась от нескольких десятков до нескольких тысяч клеток в 1 мл морской воды. Показатель естественной минерализации (ПЕМ_{окт}) углеводородов, измеренных в пробах воды при температурах *in situ* с использованием ¹⁴C-октадекана в качестве субстрата, в водах Кольского залива варьировал от 0,069 до 0,134 мкг·л⁻¹·ч⁻¹. Согласно сделанным расчётам, за сутки микроорганизмами в воде среднего и северного колен окисляется в среднем не более 1/4 присутствующих в акватории Кольского залива углеводородов.

Abstract. The paper presents data on the number and distribution of microorganisms in the surface layer of water of the Kola Bay in the Barents Sea. The works were carried out in the Kola Bay in three stations located in the middle and northern tribes of the bay. The total number of microorganisms by direct account, the number of hydrocarbon-oxidizing bacteria and their activity have been investigated. The number of hydrocarbon-oxidizing bacteria depending on the season ranged from several dozen to several thousand cells in 1 ml of seawater. The natural salinity (PEM_{окт}) hydrocarbons measured in water samples at temperatures *in situ* using ¹⁴C-octadecane as a substrate in the waters of the Kola Bay ranged from 0.069 to 0.134 mcg·l⁻¹·h⁻¹. According to the calculations for a day on average of no more than one quarter of present hydrocarbons is oxidized by microorganisms in the water of the medium and northern tribes of the Kola Bay.

Ключевые слова: общая численность бактерий, Кольский залив, углеводородокисляющие микроорганизмы, активность бактерий
Key words: total number of bacteria, Kola Bay, hydrocarbon oxidizing microorganisms, activity of bacteria

1. Введение

Загрязнение арктических морей является серьёзной экологической проблемой, т.к. из-за низкой температуры воды процессы самоочищения в них замедлены. Основными источниками загрязнения Баренцева моря являются вещества антропогенного происхождения, поступающие с речным стоком с берегов и с морскими течениями из сопредельных морей, а также в результате водообмена с наиболее загрязнёнными губами и заливами, куда производят сброс вод предприятия и организации Мурманской области. При этом 80 % сточных вод сбрасываются без очистки. Одним из наиболее распространённых видов загрязнения водных объектов являются нефтяные углеводороды (*Доклад о состоянии...*, 2011).

Нефть, оказавшаяся в воде, быстро растекается в виде тонкой пленки, препятствующей поступлению кислорода. Часть нефти образует с водой эмульсию, губительно действующую на живые организмы. Самоочищение морских вод от нефтяного загрязнения протекает под действием физических, химических и биологических факторов. Однако за счет первых двух факторов происходят лишь частичные изменения в составе нефти и нефтепродуктов, а полной деструкции этих загрязнений не наблюдается. Ведущее место в процессах самоочищения водоемов принадлежит биологическим факторам, решающую роль среди которых играют углеводородокисляющие микроорганизмы, главным образом – бактерии, способные к использованию углеводородов нефти в качестве единственного источника углерода и энергии. Они широко распространены в природе, их пищевые потребности разнообразны и среди них нет узкоспециализированных форм (*Шлегель*, 1987). Благодаря деятельности углеводородокисляющих микроорганизмов нефть трансформируется до простых соединений,

происходит накопление нового органического вещества и дальнейшее включение его в круговорот углерода в водоемах (Бердичевская и др., 1991). Важное значение приобретает изучение распространения и численности этой группы микроорганизмов в комплексе с определением их углеводородокисляющей активности в водных экосистемах. При этом необходимо также учитывать содержание углеводов в воде. Сравнение полученной информации позволяет сделать вывод о влиянии нефтяного загрязнения на микробные ценозы и определить его дальнейшую судьбу в водоеме.

Настоящая статья посвящена оценке роли микроорганизмов в процессах естественного очищения Кольского залива от нефтяного загрязнения. Вклад микроорганизмов в процессы естественного очищения его акватории от нефтяных углеводородов практически не изучен, имеются отдельные данные только о литоральной зоне этого залива (Перетрухина, 2006а). Полученные нами данные об углеводородокисляющей активности гетеротрофных бактерий в открытых водах Кольского залива могут быть использованы как для расчета максимально допустимых нагрузок на данную водную экосистему, так и для учета вклада микроорганизмов в процессы ее естественного очищения от нефтяного загрязнения.

2. Объекты и методы исследования

Акватория Кольского залива по морфометрическим характеристикам подразделяется на три колена – южное, среднее и северное. Исходя из экологического районирования, они соответствуют трём экологически разнородным областям: эстуарной – южной, экотонной – средней и морской – северной (Кольский залив, 2009). Объектом нашего исследования являлся Кольский залив, на котором для отбора проб были выбраны 3 станции.

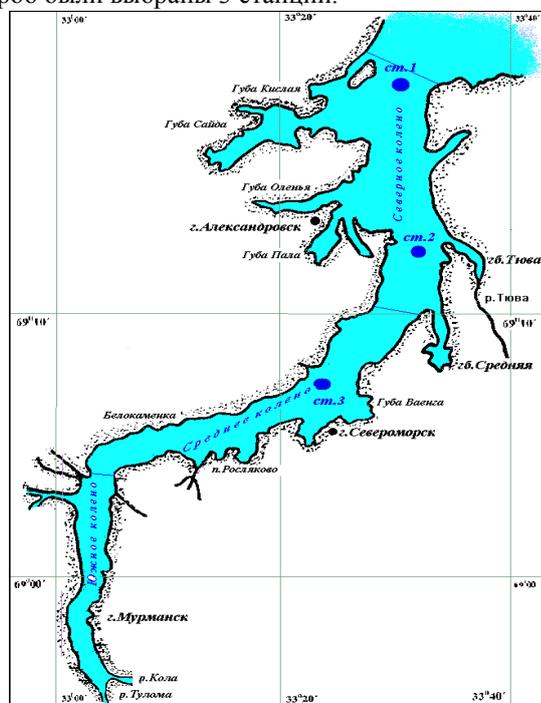


Рис. 1. Схема отбора проб в Кольском заливе

Микробиологические наблюдения в водных массах Кольского залива проводили на трёх станциях, располагавшихся в среднем и северном коленах. Первая станция находилась на выходе из залива, на границе северного колена и Баренцева моря. Влияние городских и промышленных стоков по причине удаленности от городов и поселков здесь минимально. Вторая станция находилась в середине северного колена Кольского залива. На берегу, напротив этой станции, расположены ЗАТО Александровск и посёлок Тюва-Губа, инфраструктура которых включает промышленные предприятия. Бытовые и промышленные стоки от населенных пунктов спускаются непосредственно в залив с минимальной степенью очистки. Третья станция находилась в центральной части залива, в среднем колене, возле города Североморска, где располагается база крупнейшего в стране атомного флота. Бытовые и промышленные стоки и города, и базы спускаются непосредственно в залив, не подвергаясь какой-либо значительной очистке.

Микробиологические наблюдения проводили в период с декабря 2009 г. по ноябрь 2010 г. Отбор проб воды осуществляли с борта судна "Клавдия Еланская" стерильным батометром-бутылкой. Пробы обрабатывали не позднее 3-4 ч после их отбора в лаборатории кафедры микробиологии МГТУ.

Окраску бактерий для прямого счёта проводили непосредственно в пробах воды водным раствором акридинового оранжевого (конечная концентрация – 1:10 000). Подсчёт клеток осуществляли с помощью люминесцентного микроскопа МИКМЕД-2 не менее чем в 20 полях зрения.

Для определения численности углеводородокисляющих бактерий (УОБ) использовали среду ММС с добавлением в качестве единственного источника углерода и энергии дизельного топлива марки "летнее" (Практическая гидробиология, 2006). Численность УОБ определяли методом предельных разведений. Наиболее вероятное количество бактерий определяли по таблице Мак-Креди (Руководство..., 1980). Все посеы делали в четырёх повторностях и инкубировали их при температуре 10 °С.

Для оценки потенциальной углеводородокисляющей (УВ-окисляющей) активности гетеротрофных бактерий использовали меченый углеводород – ^{14}C -октадекан (Ильинский, Семенов, 1994). Данный метод основан на пассивном поглощении раствором щелочи меченого $^{14}\text{CO}_2$, образовавшегося в ходе минерализации бактериями ^{14}C -углеводорода. Учитывали как количество меченого углекислого газа, образованного микроорганизмами, так и количество меченого углерода, включенного в состав их клеток. Определение содержания ^{14}C -углерода проводили на жидкостном сцинтилляционном счетчике Mark-3 на кафедре радиохимии Химического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова.

Химические анализы воды были выполнены в ГУ "Мурманское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды". Для этого использовались методы, принятые и сертифицированные в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды (РД 52.10.243-92, РД 52.18.595-96).

Для статистической обработки полученных данных использовали пакет статистических программ Statistica 6.0.

3. Результаты и обсуждение

Поскольку основная часть нефти состоит из углеводородов (УВ), с нефтяным загрязнением в среду поступает главным образом углерод. Микроорганизмам же кроме углерода необходимы также азот и фосфор, входящие в состав их клеток. Содержание этих биогенных элементов в морской воде очень мало, поэтому минеральные соединения азота и фосфора наиболее часто в этом случае выступают факторами, лимитирующими активность гетеротрофных микроорганизмов (Кураков и др., 2006).

По данным ГУ "Мурманское УГМС" концентрации фосфатов на исследованных станциях в период с марта по август колебались от 2 до 32 мкг/л. Содержание в воде нитритов было весьма низким – их концентрации находились в пределах от 1 до 2,1 мкг/л. Содержание нитратов варьировало от 2 до 93 мкг/л.

Между тремя обследованными станциями в содержании в воде нитритов, нитратов и фосфатов обнаружены различия. Наибольшие концентрации этих ионов в воде всегда отмечались на ст. 3, а наименьшие – на ст. 1. Ст. 2 по содержанию биогенных элементов занимала промежуточное положение. Это, скорее всего, свидетельствует о наибольшем загрязнении ст. 3 бытовыми сточными водами. В целом уровень содержания биогенов на обследованных станциях в период с октября по август оставался достаточно высоким.

Увеличение солености, как и ее уменьшение, также способно оказывать влияние на скорость биодеградации нефтяных углеводородов морскими бактериями. Показатели солености на ст. 1 (34 ‰) значительно превышают значения ст. 2 и 3 (26 и 22 ‰ соответственно), что свидетельствует о большей степени опреснения водных масс на последних двух станциях за счет речных стоков. Расположенная мористее ст. 1 более подвержена влиянию вод из открытой части Баренцева моря.

Окисление углеводородов микроорганизмами наиболее активно проходит в аэробных условиях. Поэтому им необходимо наличие в воде достаточного количества свободного или растворенного кислорода. Его содержание в водах северного колена колеблется в пределах от 8,02 до 9,83 мг O_2 /л, для среднего колена этот показатель варьирует от 7,74 до 8,43 мг O_2 /л.

УВ присутствовали на всех трех исследованных станциях, за исключением одного срока наблюдений (в декабре) на ст. 1. Их содержание в период наших наблюдений варьировало от аналитического нуля до 51 мкг/л в зависимости от сезона и расположения станции, т.е. практически постоянно было ниже ПДК (50 мкг/л). При этом наибольшие концентрации УВ постоянно наблюдались на ст. 3, а наименьшие – на ст. 1. Ст. 2 по содержанию УВ занимала промежуточное положение.

Таким образом, все три обследованные станции заметно различались между собой по содержанию биогенов и УВ, причем наиболее высокие значения этих параметров практически всегда регистрировались на ст. 3, а наиболее низкие – на ст. 1. Эти различия, скорее всего, обусловлены разной степенью антропогенного влияния на эти станции. Оно было максимально на ст. 3 и минимально – на ст. 1. Различия по солености наиболее велики между ст. 1 с одной стороны и ст. 2 и 3 – с другой.

Температура воды на станциях в осенне-зимний период варьировали от 1 до 7 °С и от 7 до 10 °С – в весенне-летний сезон (табл.).

Общая численность бактерий (ОЧБ) на обследованных нами станциях колебалась в пределах одного порядка – от $3,1 \cdot 10^6$ до $2,1 \cdot 10^7$ кл/мл (Литвинова и др., 2011). Максимумы этого показателя обнаружены на всех трёх станциях летом, в августе месяце. Они составили: на ст. 1 – $1,2 \cdot 10^7$ кл/мл, ст. 2 – $1,5 \cdot 10^7$ кл/мл, ст. 3 – $2,1 \cdot 10^7$ кл/мл. Минимальные значения ОЧБ наблюдались в январе месяце: на ст. 3 – $3,1 \cdot 10^6$ кл/мл, ст. 2 они составили $3,9 \cdot 10^6$ кл/мл, ст. 1 – $3,6 \cdot 10^6$ кл/мл (табл., рис. 2).

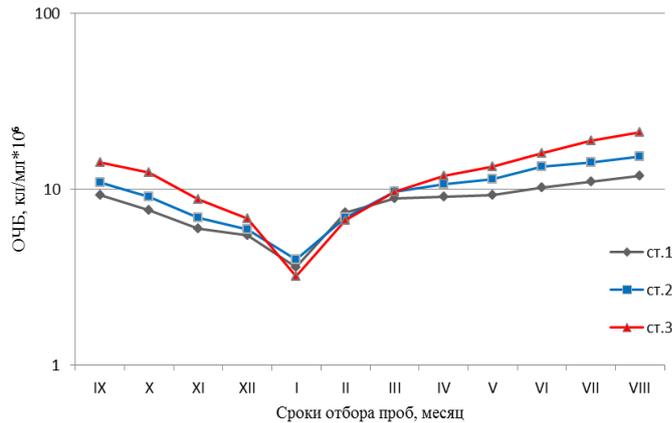


Рис. 2. Изменения общей численности бактериопланктона (ОЧБ) по прямому счету

Касаясь динамики временной изменчивости численности бактериопланктона, можно отметить, что с сентября по январь значения ОЧБ на всех трёх станциях медленно снижались, однако в последующие месяцы возрастали и к концу лета увеличивались в пять раз по сравнению с минимальными зимними значениями (табл., рис. 2). Таким образом, в развитии гетеротрофных бактерий в Кольском заливе нами обнаружено только два пиковых значения: максимальное – в августе и минимальное – в январе. В целом временная динамика изменений значений ОЧБ на всех трех обследованных станциях оказалась очень схожей. Между ними были обнаружены значимые корреляционные связи, при этом значения коэффициента корреляции (R) составили 0,95-0,99 ($\alpha < 0,001$).

Обычно вспышки в развитии бактериопланктона с некоторым опозданием следуют за вспышками в развитии фитопланктона (Кузнецов и др., 1996). Однако в период полярной ночи, в феврале, трудно предположить, что численность фитопланктона может существенно возрасти по сравнению с январем месяцем. С большей вероятностью можно предположить, что рост значений ОЧБ на всех трех станциях в период с января по март связан с наблюдаемым в этот же период возрастанием содержания в воде нитратов.

Полученные нами данные по динамике развития планктонных бактерий согласуются с приводимыми в литературе результатами аналогичных исследований. К примеру, ранее также было отмечено увеличение ОЧБ в весенне-летний период в воде прибрежной зоны южного колена Кольского залива (Перетрухина, 2006а).

Углекислородфиксирующие бактерии (УОБ), способные к деструкции дизельного топлива, обнаружены нами во всех пробах воды, отобранных на исследованных станциях в разное время. Их количество варьировало от нескольких десятков до нескольких тысяч клеток в 1 мл (Литвинова и др., 2011). Максимальная численность УОБ (тысячи клеток в 1 мл) чаще всего наблюдалась на ст. 3, сходные или несколько меньшие количества УОБ были отмечены на ст. 2. На ст. 1 этот показатель не превышал нескольких сотен клеток в 1 мл воды (табл., рис. 3). Сезонные изменения численности УОБ на ст. 1, 2 и 3 оказались схожими. Между величинами численности УОБ на всех трех станциях обнаружены значимые корреляционные связи, значения коэффициента корреляции R составили от 0,92 до 0,97 ($\alpha < 0,001$). Значимых связей между численностью УОБ и концентрациями УВ в воде обнаружено не было. Отсюда следует, что численность УОБ напрямую не была связана с уровнем загрязнения акватории углеводородами. Тесная корреляционная связь обнаружена между значениями ОЧБ и количествами УОБ на всех трех исследованных станциях. Для ст. 1 значение коэффициента корреляции между этими показателями составило 0,95; для ст. 2 – 0,86; а для ст. 3 – 0,84 (при $\alpha < 0,001$ во всех трех случаях).

Для всех трех станций нами рассчитаны значения индекса K_y , показывающие, какую долю от общей численности гетеротрофной популяции составляют УОБ в разные сезоны года. Эти значения на всех трех станциях были низкими и в зимние месяцы (декабрь-март) составляли менее 0,001 % (табл., рис. 4). В остальное время величина индекса K_y варьировала от 0,004 до 0,019 %. Величина индекса K_y в большинстве случаев была выше на ст. 3 и ниже – на ст. 1, тогда как ст. 2 по величине этого показателя чаще всего занимала промежуточное положение. Корреляции значений K_y с концентрациями углеводородов в воде не обнаружено.

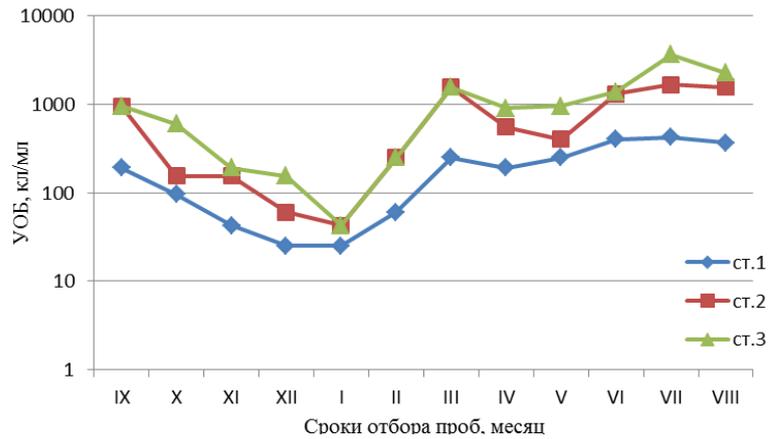


Рис. 3. Динамика численности планктонных углеводородокисляющих бактерий (УОБ) на станциях в северном и среднем коленах Кольского залива

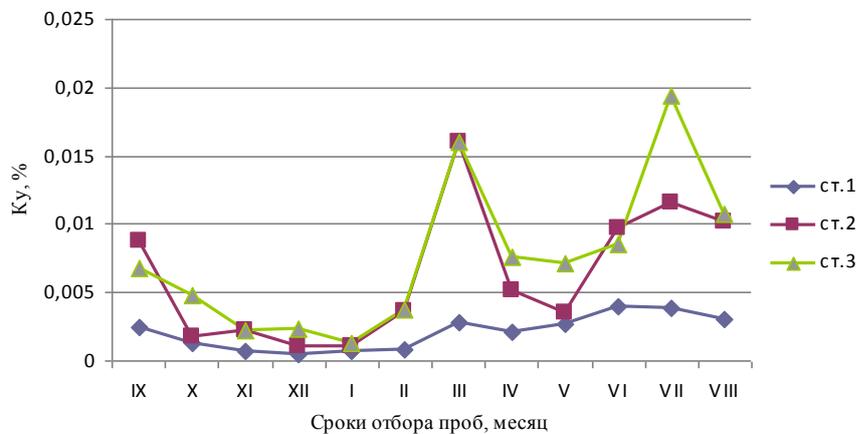


Рис. 4. Сезонная динамика коэффициента K_y на станциях в северном и среднем коленах Кольского залива

Таблица. Общая численность бактерий и численность углеводородокисляющих микроорганизмов, их потенциальная углеводородокисляющая активность в воде северного и среднего колена Кольского залива

Месяц	№ станции	Температура воздуха °С	Температура воды °С	УОБ (кл/мл) $N_{УОБ}$	Общая численность бактерий (кл/мл) $N_{ОЧБ}$	$N_{УОБ} / N_{ОЧБ}$ (K_y), %	$PEM_{ОЧБ}$, $мкг \cdot л^{-1} \cdot ч^{-1}$	$PNB_{ОЧБ}$, $мкг \cdot л^{-1} \cdot ч^{-1}$	$PEB_{ОЧБ}$, $мкг \cdot л^{-1} \cdot ч^{-1}$	$PEB_{ОЧБ} / PEM_{ОЧБ}$
IX	1	8	6	$1,9 \cdot 10^2$	$(9,24 \pm 0,70) \cdot 10^6$	0,002	$0,121 \pm 0,002$	$0,215 \pm 0,007$	0,336	2,78
	2	9	7	$9,50 \cdot 10^2$	$(10,88 \pm 0,66) \cdot 10^6$	0,009	$0,119 \pm 0,005$	$0,213 \pm 0,011$	0,332	2,79
	3	10	7	$9,50 \cdot 10^2$	$(14,14 \pm 0,20) \cdot 10^6$	0,007	$0,123 \pm 0,005$	$0,222 \pm 0,011$	0,345	2,80
X	1	6	4	$0,95 \cdot 10^2$	$(7,59 \pm 0,35) \cdot 10^6$	0,001	$0,103 \pm 0,003$	$0,188 \pm 0,003$	0,290	2,81
	2	7	5	$1,55 \cdot 10^2$	$(9,04 \pm 0,40) \cdot 10^6$	0,002	$0,103 \pm 0,002$	$0,190 \pm 0,001$	0,293	2,84
	3	8	6	$6,00 \cdot 10^2$	$(12,39 \pm 0,22) \cdot 10^6$	0,005	$0,106 \pm 0,006$	$0,190 \pm 0,008$	0,296	2,79
XI	1	0	3	$0,42 \cdot 10^2$	$(5,97 \pm 0,54) \cdot 10^6$	0,0007	$0,092 \pm 0,003$	$0,172 \pm 0,002$	0,264	2,87
	2	-2	4	$1,55 \cdot 10^2$	$(6,87 \pm 0,22) \cdot 10^6$	0,002	$0,098 \pm 0,002$	$0,178 \pm 0,006$	0,276	2,82
	3	-3	4	$1,90 \cdot 10^2$	$(8,79 \pm 0,10) \cdot 10^6$	0,002	$0,099 \pm 0,005$	$0,188 \pm 0,008$	0,287	2,89
XII	1	-5	3	$0,25 \cdot 10^2$	$(5,44 \pm 0,68) \cdot 10^6$	0,0005	$0,069 \pm 0,003$	$0,126 \pm 0,002$	0,195	2,83
	2	-6	2	$0,60 \cdot 10^2$	$(5,92 \pm 0,53) \cdot 10^6$	0,001	$0,075 \pm 0,004$	$0,137 \pm 0,009$	0,212	2,83
	3	-6	2	$1,55 \cdot 10^2$	$(6,80 \pm 0,76) \cdot 10^6$	0,002	$0,079 \pm 0,002$	$0,145 \pm 0,004$	0,224	2,84
I	1	-4	3	$0,25 \cdot 10^2$	$(3,60 \pm 0,54) \cdot 10^6$	0,0007	$0,073 \pm 0,002$	$0,135 \pm 0,006$	0,208	2,85
	2	-5	2	$0,42 \cdot 10^2$	$(3,99 \pm 0,34) \cdot 10^6$	0,001	$0,080 \pm 0,004$	$0,146 \pm 0,009$	0,226	2,81
	3	-6	2	$0,42 \cdot 10^2$	$(3,18 \pm 0,61) \cdot 10^6$	0,001	$0,079 \pm 0,003$	$0,147 \pm 0,004$	0,222	2,81
II	1	-6	2	$0,60 \cdot 10^2$	$(7,31 \pm 0,81) \cdot 10^6$	0,0008	$0,076 \pm 0,003$	$0,139 \pm 0,006$	0,215	2,83
	2	-8	1	$2,50 \cdot 10^2$	$(6,86 \pm 0,14) \cdot 10^6$	0,004	$0,079 \pm 0,004$	$0,141 \pm 0,007$	0,216	2,73
	3	-10	1	$2,50 \cdot 10^2$	$(6,62 \pm 0,55) \cdot 10^6$	0,004	$0,083 \pm 0,003$	$0,148 \pm 0,001$	0,232	2,78
III	1	-7	2	$2,50 \cdot 10^2$	$(8,82 \pm 0,71) \cdot 10^6$	0,003	$0,073 \pm 0,002$	$0,136 \pm 0,003$	0,206	2,82
	2	-8	1	$1,55 \cdot 10^3$	$(9,69 \pm 0,58) \cdot 10^6$	0,016	$0,073 \pm 0,003$	$0,140 \pm 0,003$	0,216	2,96

	3	-8	1	$1,55 \cdot 10^3$	$(9,69 \pm 0,27) \cdot 10^6$	0,016	$0,076 \pm 0,002$	$0,144 \pm 0,005$	0,220	2,89
IV	1	-4	3	$1,90 \cdot 10^2$	$(9,02 \pm 0,87) \cdot 10^6$	0,002	$0,096 \pm 0,004$	$0,177 \pm 0,01$	0,273	2,84
	2	-5	2	$5,50 \cdot 10^2$	$(10,62 \pm 0,59) \cdot 10^6$	0,005	$0,098 \pm 0,006$	$0,180 \pm 0,01$	0,278	2,83
	3	-6	2	$9,00 \cdot 10^2$	$(11,9 \pm 0,19) \cdot 10^6$	0,008	$0,102 \pm 0,006$	$0,186 \pm 0,008$	0,287	2,81
V	1	4	3	$2,50 \cdot 10^2$	$(9,26 \pm 0,53) \cdot 10^6$	0,003	$0,100 \pm 0,005$	$0,184 \pm 0,006$	0,285	2,85
	2	4	4	$4,00 \cdot 10^2$	$(11,36 \pm 0,42) \cdot 10^6$	0,004	$0,106 \pm 0,007$	$0,186 \pm 0,006$	0,292	2,75
	3	5	4	$9,50 \cdot 10^2$	$(13,4 \pm 0,35) \cdot 10^6$	0,007	$0,107 \pm 0,006$	$0,197 \pm 0,008$	0,304	2,84
VI	1	8	4	$4,00 \cdot 10^2$	$(10,19 \pm 0,30) \cdot 10^6$	0,004	$0,108 \pm 0,006$	$0,202 \pm 0,007$	0,309	2,86
	2	9	5	$1,30 \cdot 10^3$	$(13,39 \pm 0,49) \cdot 10^6$	0,010	$0,117 \pm 0,005$	$0,216 \pm 0,007$	0,333	2,85
	3	10	6	$1,37 \cdot 10^3$	$(16,1 \pm 0,69) \cdot 10^6$	0,008	$0,129 \pm 0,006$	$0,237 \pm 0,008$	0,367	2,84
VII	1	11	6	$4,25 \cdot 10^2$	$(10,99 \pm 0,46) \cdot 10^6$	0,004	$0,121 \pm 0,004$	$0,219 \pm 0,004$	0,339	2,80
	2	12	9	$1,65 \cdot 10^3$	$(14,21 \pm 0,40) \cdot 10^6$	0,012	$0,123 \pm 0,005$	$0,223 \pm 0,009$	0,346	2,81
	3	15	10	$3,65 \cdot 10^3$	$(18,81 \pm 0,86) \cdot 10^6$	0,020	$0,134 \pm 0,005$	$0,241 \pm 0,007$	0,376	2,80
VIII	1	7	6	$3,65 \cdot 10^2$	$(11,85 \pm 0,29) \cdot 10^6$	0,003	$0,125 \pm 0,006$	$0,234 \pm 0,016$	0,359	2,87
	2	8	7	$1,55 \cdot 10^3$	$(15,3 \pm 0,75) \cdot 10^6$	0,010	$0,129 \pm 0,008$	$0,234 \pm 0,010$	0,363	2,81
	3	9	7	$2,25 \cdot 10^3$	$(21,01 \pm 0,87) \cdot 10^6$	0,010	$0,133 \pm 0,008$	$0,236 \pm 0,013$	0,369	2,77

Условные обозначения: $N_{\text{ОБ}}$ – общая численность бактерий; $N_{\text{УОБ}}$ – численность углеводородокисляющих микроорганизмов; $\text{ПЕМ}_{\text{ОКТ}}$ – показатель естественной минерализации ^{14}C -октадекана; $\text{ПНБ}_{\text{ОКТ}}$ – показатель естественной биodeградации ^{14}C -октадекана; $\text{ПЕБ}_{\text{ОКТ}} = \text{ПЕМ}_{\text{ОКТ}} + \text{ПНБ}_{\text{ОКТ}}$ – суммарное количество ^{14}C -октадекана, окисленного микроорганизмами.

При определении скоростей биodeградации мы учитывали количество $^{14}\text{CO}_2$, образованного микроорганизмами при минерализации меченого субстрата до углекислого газа и воды (показатель естественной минерализации, $\text{ПЕМ}_{\text{ОКТ}}$) и количество ^{14}C , включенного в клетки микроорганизмов (показатель неполной биodeградации, $\text{ПНБ}_{\text{ОКТ}}$). При суммировании этих двух показателей получали величину показателя естественной биodeградации ($\text{ПЕБ}_{\text{ОКТ}}$). Она отражала общее количество использованного микроорганизмами УВ и позволяла судить о потенциальной способности водной экосистемы к восстановлению после загрязнения нефтепродуктами (*Практическая гидробиология*, 2006).

Нами было установлено, что в одном литре воды из Кольского залива в течение часа при температурах *in situ* микроорганизмами полностью окисляется (минерализуется) до углекислого газа и воды от 0,069 до 0,134 микрограмм октадекана в час (табл., рис. 5). В среднем это составляет $0,1 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$. Значения показателя неполной биodeградации ($\text{ПНБ}_{\text{ОКТ}}$), в свою очередь, составляли от $0,126 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$ до $0,241 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$ (или, в среднем, $0,183 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$). Таким образом, среднее значение $\text{ПЕБ}_{\text{ОКТ}}$ для среднего колена Кольского залива составляет $0,294 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$, а для северного колена – $0,278 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$. Величина $\text{ПЕБ}_{\text{ОКТ}}$ не коррелировала с концентрациями УВ в воде исследованных станций, это означало, что содержание УВ в воде не оказывало существенного влияния на активность УОБ. Значимая корреляционная связь была обнаружена между значениями $\text{ПЕБ}_{\text{ОКТ}}$ и численностью УОБ ($R = 0,59$, $\alpha < 0,05$).

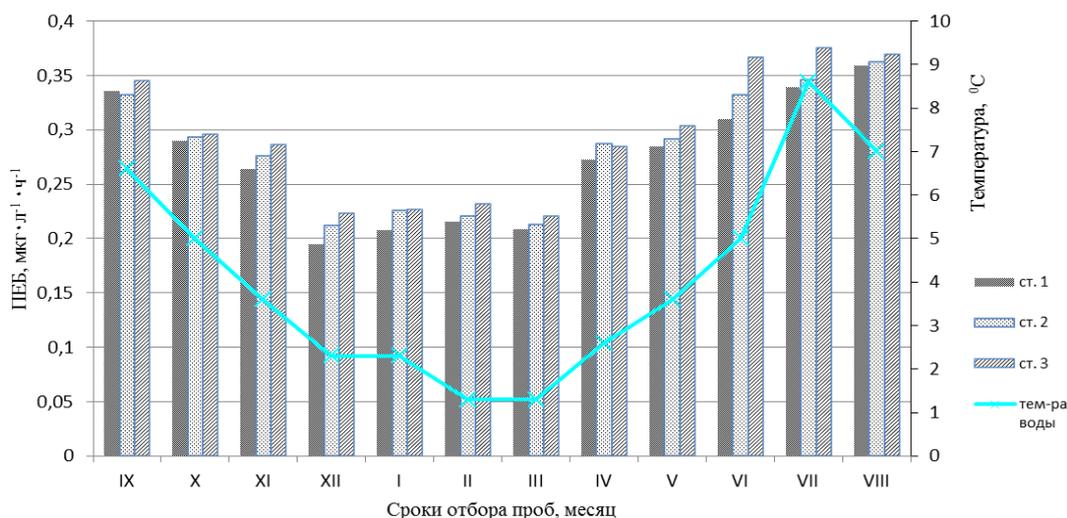


Рис. 5. Потенциальная углеводородокисляющая активность ($\text{ПЕБ}_{\text{ОКТ}}$) бактериопланктона в воде Кольского залива

Анализ связей между колебаниями значений $ПЕБ_{окт}$ и изменениями температуры воды на исследованных станциях показал наличие тесной корреляционной зависимости между этими двумя параметрами ($R = 0,91$, $\alpha < 0,001$). Отсюда следует, что изменения УВ-окисляющей активности бактериопланктона связаны с изменениями температуры воды и потому носят сезонный характер. Действительно, низкие значения $ПЕБ_{окт}$ ($0,195-0,232 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{ч}^{-1}$) наблюдаются на трёх станциях с декабря по март, когда температура воды близка к минимальной. Высокие же значения УВ-окисляющей активности бактериопланктона ($ПЕБ_{окт}$ варьирует от $0,339-0,376 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{ч}^{-1}$) имеют место в летний период времени, в июле-августе, при температурах воды, близких к максимальным (рис. 5). Таким образом, УВ-окисляющая активность бактериопланктона открытых вод Кольского залива в зимний период снижается только на 1/3 по сравнению с летним. Подобное явление в целом характерно для северных морей. К примеру, ранее, на основании исследований углеводородокисляющей активности микроорганизмов в Карском и Белом морях был сделан вывод о высокой активности УОБ как в летний, так и в зимний сезоны (Ильинский, Семенов, 2001).

Обнаруженные нами ранее значения $ПЕБ_{окт}$ в воде литорали южного колена Кольского залива составляли от $0,219$ до $0,301 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{ч}^{-1}$ (Перетрухина и др., 2006б). По данным настоящего исследования, значения этого показателя в воде среднего и северного колен этого залива составляют от $0,195$ до $0,369 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{ч}^{-1}$, таким образом, величина этого показателя мало изменяется как по направлению с юга на север залива, так и с удалением от берегов залива в его открытые воды. Можно полагать, что это связано с практически постоянным и повсеместным присутствием нефтяных углеводородов в его акватории.

Сравнение полученных нами для Кольского залива данных относительно углеводородокисляющей активности бактериопланктона с ранее полученными данными для других морских акваторий (Ильинский, 2000) показывает, что в Кандалакшском заливе Белого моря значения этого показателя в аналогичный период года были примерно в 2 раза ниже, а в прибрежных водах Карского моря – в пять раз ниже. Это позволяет считать углеводородокисляющую активность бактериопланктона Кольского залива сравнительно высокой.

Соотношение между величинами $ПЕБ_{окт}$ и $ПЕМ_{окт}$ в водах северного и среднего колен Кольского залива колеблется в узких пределах – от $2,73$ до $2,89$. Таким образом, микроорганизмами расходуется на процессы дыхания немногим менее 40 % углеводорода от всего использованного количества данного субстрата. Остальные 60 % включаются в состав микробной биомассы, этот углерод становится доступен организмам более высоких трофических уровней. Сходные величины соотношения $ПЕБ_{окт}$ и $ПЕМ_{окт}$ отмечались ранее для других пресноводных и морских акваторий (Ильинский, 2000; Ильинский и др., 2005; Перетрухина и др., 2006б).

Из полученных нами данных следует, что, по данным за 2010 год, в течение суток в одном литре воды северного колена микроорганизмами полностью минерализуется в среднем $2,35 \text{ мкг}$ n-алканов, а всего разрушается ими в среднем $6,67 \text{ мкг}$. Среднее содержание углеводородов в литре этой же воды составляет 20 мкг . Таким образом, согласно среднегодовому значению углеводородокисляющей активности, за сутки микроорганизмами может быть окислено не более 33 % присутствующих в данной акватории углеводородов, из них только третья часть полностью минерализуется до углекислого газа и воды, а остальное включается в состав микробной биомассы. Микроорганизмами, находящимися в воде среднего колена, за сутки окисляется около 18 % углеводородов от их общего количества, присутствующего в данной акватории. Это связано с более сильным загрязнением вод среднего колена углеводородами (37 мкг/л) по сравнению с северным коленом (20 мкг/л). В воде литорали южного колена Кольского залива, согласно среднегодовому значению $ПЕБ_{окт}$, за сутки микроорганизмами может быть окислено около 14 % присутствующих там углеводородов (Перетрухина и др., 2006б). Воды южного колена в большей степени подвергаются антропогенному воздействию, чем среднее и северное. Количество УВ в воде южной части залива на тот момент составляло 44 мкг/л .

Следует отметить, что полученные нами значения относительно углеводородокисляющей активности бактериопланктона Кольского залива являются, скорее всего, максимально возможными для данной экосистемы, что связано с использованием для определения этого показателя n-октадекана, углеводорода, который относится к n-алканам. Соединения данного класса, за исключением длинноцепочечных углеводородов, сравнительно легко используются микроорганизмами. Скорость микробного окисления входящих в состав нефти и нефтепродуктов, углеводородов других классов, в частности – разветвленных и ароматических углеводородов, смол и асфальтенов, будет намного ниже.

4. Заключение

Проведенные нами долгосрочные исследования позволили охарактеризовать пространственно-временную изменчивость численности и активности углеводородокисляющих микроорганизмов, важной

части гетеротрофного бактериопланктонного сообщества открытых вод среднего и северного колен Кольского залива.

Полученные данные подтверждают ранее сделанный нами для литорали Кольского залива (Перетрухина и др., 2006б) вывод о том, что существенного снижения УВ-окисляющей активности микроорганизмов в зимний период по сравнению с летним периодом не наблюдается.

Скорость микробной деструкции нефтяных загрязнений в водах Кольского залива оказалась на уровне, превышающем таковой в других северных акваториях. Скорее всего, это связано с высокой степенью адаптированности бактериопланктона к нефтяным углеводородам по причине постоянного присутствия их небольших количеств в заливе, а также с хорошей обеспеченностью бактериопланктона Кольского залива биогенными элементами – нитратами и фосфатами. Вместе с тем, активность микроорганизмов не настолько высока, чтобы полностью разрушать поступающие нефтяные загрязнения, поэтому значительная их часть может накапливаться в осадках Кольского залива, а также выноситься из залива в Баренцево море.

Литература

- Бердичевская М.В., Козырева Г.И., Благинных А.В.** Численность, видовой состав и оксигенная активность углеводородоксилирующего сообщества нефтезагрязненных речных акваторий Урала и Западной Сибири. *Микробиология*, т.60, № 6, с.122-128, 1991.
- Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2010 году. *Мурманск, Рекламное агентство 21 век*, 152 с., 2011.
- Ильинский В.В.** Гетеротрофный бактериопланктон: экология и роль в процессах естественного очищения среды от нефтяных загрязнений. *Автореф. дис. ... доктора биол. наук. М., МГУ*, 53 с., 2000.
- Ильинский В.В., Заузолкова А.Д., Комарова Т.И., Семенов М.Н.** Гетеротрофный бактериопланктон реки Москвы и его углеводородоксилирующая активность в осенне-зимний период. *Сб. науч. тр.: Биотехнология, экология, охрана окружающей среды. М., Графikon-принт*, с.40-48, 2005.
- Ильинский В.В., Семенов М.Н.** Распределение и активность углеводородоксилирующих бактерий в Центральном Полярном бассейне, Карском и Белом морях. *В кн.: Опыт системных океанологических исследований в Арктике. Под ред. А.П. Лисицина, М.Е. Виноградова, Е.А. Романкевича. М., Научный Мир*, с.364-376, 2001.
- Ильинский В.В., Семенов М.Н.** Ускоренный радионуклидный метод определения активности микроорганизмов в природных водах. *Микробиология*, т.63 (5), с.924-928, 1994.
- Кольский залив: освоение и рациональное природопользование. *Под ред. Г.Г. Матишова. М., Наука*, 381 с., 2009.
- Кузнецов Л.Л., Дружков Н.В., Байтаз О.Л.** Прибрежные экосистемы пелагиали Баренцева моря. *Экосистемы морей Западной Арктики, Апатиты, КНЦ РАН*, с.73-77, 1996.
- Кураков А.В., Ильинский В.В., Котелевцев С.В., Садчиков А.П.** Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. *М., Графikon*, с.3-66, 2006.
- Литвинова М.Ю., Ильинский В.В., Перетрухина И.В.** Количественная оценка гетеротрофного бактериопланктона в воде северного и среднего колен Кольского залива. *Фундаментальные исследования*, № 7, с.203-206, 2011.
- Перетрухина И.В.** Гетеротрофный бактериопланктон литорали Кольского залива и его роль в процессах естественного очищения вод от нефтяных углеводородов. *Дис. ... канд. биол. наук, Мурманск*, 230 с., 2006а.
- Перетрухина И.В., Ильинский В.В., Литвинова М.Ю.** Определение скоростей биodeградации нефтяных углеводородов в воде литорали Кольского залива. *Вестник МГТУ*, т.9, № 5, с.830-835, 2006б.
- Практическая гидробиология. Пресноводные экосистемы. *Под ред. В.Д. Фёдорова, В.И. Капкова. М., Изд-во "ПИМ"*, 367 с., 2006.
- Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений. *Под ред. Цыбань А.В. Л., Гидрометеиздат*, 191 с., 1980.
- Шлегель Г.** Общая микробиология. *М., Мир*, 567 с., 1987.