

УДК 574.63(26)

## ОЦЕНКА ДОЛГОВРЕМЕННЫХ ПОСЛЕДСТВИЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ МАЗУТОМ ПРИБРЕЖНЫХ СООБЩЕСТВ В ОНЕЖСКОМ ЗАЛИВЕ БЕЛОГО МОРЯ

© 2020 г. Т. Я. Воробьева<sup>1</sup>, \*, Н. В. Неверова<sup>1</sup>, В. В. Андрианов<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики имени академика Н.П. Лаверова РАН,  
Архангельск 163000, Россия

\*e-mail: vtais@yandex.ru

Поступила в редакцию 15.04.2019 г.

После доработки 17.09.2019 г.

Принята к публикации 04.10.2019 г.

Для оценки экологического состояния юго-восточной части Онежского залива Белого моря, пострадавшей от разлива мазутного топлива в 2003 г., проведен анализ современного содержания нефтяных углеводородов в разных компонентах экосистемы. Показан относительно низкий уровень их концентраций: в донных осадках — от 0.34 до 4.55 мг/кг, медиана 1.41 мг/кг; в тканях бентосных организмов — от 9.41 до 14.25 мг/кг, медиана 12.30 мг/кг; в воде — ниже 1 ПДК<sub>рыб.хоз.</sub> Отмечена низкая численность бактерий, утилизирующих нефтяные углеводороды (мазут), что позволяет говорить о состоянии данной экосистемы как близком к естественному.

**Ключевые слова:** Белое море, разлив мазута, субарктические прибрежные экосистемы, бентосные организмы, гетеротрофные бактерии, нефтеокисляющие бактерии, нефтяные углеводороды

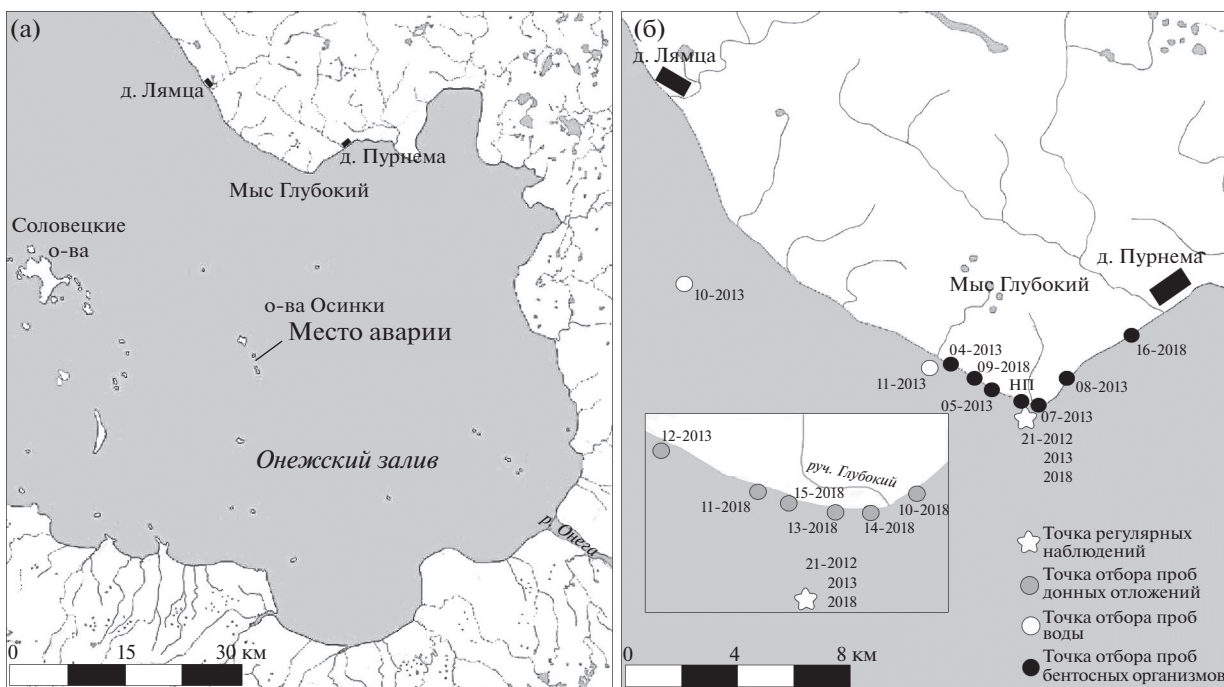
**DOI:** 10.31857/S0134347520030122

В природных условиях тяжелые разновидности нефти и мазута с повышенной вязкостью и низкой текучестью весьма устойчивы, практически не растворимы в воде и очень медленно деградируют за счет процессов выветривания. В морской воде они могут длительное время дрейфовать ниже поверхности моря или опускаться на дно (Kornilios et al., 1998; Ansell et al., 2001; Немировская, 2013; Патин, 2017, и др.). Разлив нефтепродуктов в море обычно приводит к серьезным и долговременным экологическим последствиям, а очистка берегов в этом случае сопряжена с максимальными трудностями (Патин, 2008). В силу быстрого самоочищения акватории экологические последствия разлива нефти и нефтепродуктов прослеживаются, как правило, от одного года до трех лет после возникновения аварийной ситуации (Немировская, 2013; Warnock et al., 2015, и др.). Вместе с тем известны примеры крайне медленного процесса их деградации в морских условиях, преимущественно на побережье. Прежде всего это относится к тяжелым видам нефти и нефтяным остаткам, вынесенным на берег и аккумулярованным в толще илистых отложений, где они могут сохраняться многие годы. Так, спустя 20 лет после разлива тяжелого мазута и его вы-

носа в прибрежные марши на атлантическом побережье США (штат Массачусетс) на горизонтах 5–15 см от поверхности осадков были обнаружены нефтяные остатки в виде высокомолекулярных ПАУ и циклоалканов (Teal, 1993).

Из-за особенностей биологии и экологии донные беспозвоночные (зообентос) являются основным индикатором долговременных, многолетних изменений условий среды, вызванных как естественными причинами, так и антропогенным воздействием (Миронов, 1985, 2006; Lehtonen et al., 2006; Патин, 2017, и др.). Наиболее удобными объектами для проведения экотоксикологических исследований признаны мидии (род *Mytilus*), отвечающие основным критериям организма-монитора: их колонии занимают обширные пространства; они легки в сборе и дают достаточное количество материала для анализа; будучи организмами-фильтраторами, мидии накапливают в тканях загрязняющие вещества в количестве, достаточном для прямого анализа без предварительного концентрирования (Алимов, 1981; Миронов, 1985, 2006; Патин, 2017).

Решающим фактором, определяющим самоочищение моря от нефти и нефтепродуктов, является их биodeградация, т.е. разрушение в ре-



**Рис. 1.** Район аварийного разлива топочного мазута в сентябре 2003 г. (а); карта-схема отбора проб воды, донных отложений и бентосных организмов в 2012–2013 и 2018 гг. (б).

зультате жизнедеятельности микроорганизмов. Наибольший вклад в окисление нефти и ее производных вносят гетеротрофные микроорганизмы (деструкторы органического вещества), которые способны использовать нефтяные углеводороды (НУ) в качестве основного источника энергии и углерода (Миронов, 1985, 2006; Atlas, 1993). Нефтеокисляющие бактерии (НОБ) – обычные представители гетеротрофных микроорганизмов, популяция которых формируется из эвтрофных (ЭБ) и олиготрофных (ОБ) бактерий (Ильинский, 2000). Значительная часть видов микробиоценоза способна разлагать углеводороды даже при низкой концентрации углеводородов в окружающей среде, не подвергавшейся сильному нефтяному загрязнению, поэтому численность НОБ  $10^3$  кл/мл не может служить показателем загрязнения (Руководство..., 1992; Atlas, 1993; Ильинский, 2000).

В условиях шторма 1 сентября 2003 г. в южной части Онежского залива Белого моря в районе архипелага Осинки (рис. 1а) в результате аварийной швартовки двух танкеров произошел разлив 54 т мазута марки М-100. Большая часть попавшего в морскую воду мазута в силу его физических свойств и погодных условий опустилась на дно залива и впоследствии придонными течениями была разнесена в северо-восточную и южную ча-

сти залива в виде мазутно-песчаных агрегатов (МПА). По официальным данным в ходе очистных мероприятий было собрано около 9 т мазута. В районе аварии были найдены мертвые утки, тюлени, а также отмечены выбросы мертвой рыбы (Бамбуляк, Францен, 2005). В июне–июле 2004 г. большое количество сгустков мазута обнаружено в зоне прибрежного мелководья на песке и камнях в районе мыса Глубокий (Онежский берег) и у о-ва Лесные Осинки. Еще через год на прибрежных камнях мазут находился в битумизированном состоянии, а на мелководье в виде отдельных полузамытых песком вязких комков и пластин разной величины. Результаты исследований, проведенных в 2005–2012 гг. в прибрежной зоне юго-восточной части этого района, показали, что, несмотря на прошедшие 10 лет, на дне залива еще оставались мазутные агрегаты, осевшие на дно и замытые песком (Андрианов и др., 2016; Лебедев и др., 2016).

Для оценки современного состояния экосистемы Онежского залива Белого моря, пострадавшего в 2003 г. от разлива топочного мазута марки М-100, проведены комплексные исследования, включавшие гидрохимические и гидробиологические анализы.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Материалы для оценки уровня накопления нефтяных углеводородов в гидробионтах юго-восточной части Онежского залива Белого моря и для количественного определения гетеротрофных бактерий, в том числе эвтрофных, олиготрофных и нефтеокисляющих (Кузнецов, Дубинина, 1989), были собраны во время комплексных экспедиций, проведенных в летний период (конец июня—начало июля) 2012–2013 и 2018 гг. В пробах донных осадков и воды в 2018 г. была определена массовая доля углеводородов (УВ). Выполнен сравнительный анализ полученных результатов и данных за 2012 и 2013 гг. (Андрианов и др., 2016). Отбор донных животных, проб воды и донных отложений проводили согласно карте-схеме (рис. 1б).

Объектами исследования для оценки содержания НУ в тканях гидробионтов послужили двусторчатые моллюски *Macoma balthica* (Linnaeus, 1758), *Mytilus edulis* (Linnaeus, 1758), брюхоногий моллюск *Littorina littorea* (Linnaeus, 1758) и многощетинковый червь *Arenicola marina* (Linnaeus, 1758) из семейства Arenicolidae. Данные виды гидробионтов различаются по типу питания: макомы — собирающие детритофаги; мидии — фильтрующие сестенофаги; литторины питаются растительной пищей и детритом, соскребая их с субстрата при помощи радулы; пескожил — грунтоед.

Донные организмы собирали с глубины до 1 м вручную и при помощи гидробиологического скребка. Для очистки кишечника животных сразу после сбора помещали в морскую воду на 24 ч. После доставки в лабораторию моллюсков препарировали, целиком отделяя мягкие ткани и замораживая их до определения загрязнений. Род и вид животного уточняли с помощью атласа (Иллюстрированный атлас..., 2006). Для экотоксикологических исследований на мидиевых банках отбирали мелких (3–4 года) и крупных (6–7 лет) мидий.

Микробиологические анализы проводили в соответствии с общепринятыми методами исследований (Кузнецов, Дубинина, 1989; Руководство..., 1992). Пробы воды для анализа отбирали в стерильные склянки батометром Нискина с соблюдением всех асептических правил отбора проб; время их хранения в переносном холодильнике не превышало 4 ч. Асептические условия при проведении полевых микробиологических исследований создавали за счет стерилизации помещения переносной УФО лампой.

Численность эколого-трофических групп с разными пищевыми потребностями в составе ге-

теротрофного бактериопланктона определяли на агаризованных средах с добавлением морской соли до 20‰. Группу ЭБ определяли при посеве глубинным способом на стандартный мясопептонный питательный агар, группу ОБ — на голодный агар (отстоянная водопроводная вода с добавлением 2% агара). Воду из исследуемого водоема засеивали в чашки Петри по 1 мл без разведения и в разведении  $10^{-1}$  в двух или трех повторностях каждого разведения.

Для определения численности НОБ использовали метод предельных разведений проб воды на жидкой минеральной питательной среде Диановой–Ворошиловой (Руководство..., 1992) с добавлением морской соли до 20‰. По 9 мл стерилизованной минеральной среды разливали в пробирки, затем в первую пробирку вносили 1 мл испытуемой пробы воды и далее проводили разведение до  $10^{-5}$ . Посевы выполняли в трех повторностях, затем в каждую пробирку дозатором добавляли 0.05 мл нефтепродукта (мазут марки М-100), простерилизованного в запаянных ампулах. Посевы инкубировали при температуре 25°C, наблюдая за изменением среды на 3-и, 7-, 14- и 30-е сут и через 3 мес. Для сравнения при тех же условиях ставили контрольную пробирку со стерильной средой и нефтепродуктом. Численность с определением наиболее вероятного количества клеток рассчитывали в 1 мл по таблице Мак–Креди (Большой практикум..., 1962; Руководство..., 1992).

Содержание массовой доли нефтяных углеводородов в пробах донных осадков и воды, отобранных на станциях, определяли флуориметрическим методом по стандартным методикам ПНД Ф 16.1:2.21-98 и ПНД Ф 14.1:2.4.128-98 соответственно (ПНД Ф, 1998а, 1998б). Для оценки степени загрязнения донных отложений в исследуемом районе использовали критерий экологической оценки загрязненности грунтов по “Голландским листам” (Warmer, Dokkum, 2002), оценивающим допустимый уровень концентрации НУ в донных отложениях до 50 мг/кг.

Нефтяные углеводороды в тканях собранных гидробионтов определяли по НДИ 05.17-2009 (НДИ, 2009). Данный метод основан на экстракции неполярной фракции углеводородов из проб гомогенизированных тканей, предварительно омыленных путем щелочного гидролиза, и на последующей очистке от полярных соединений на оксиде алюминия с измерением интенсивности флуоресценции экстракта.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

*Содержание нефтяных УВ в пробах воды и донных отложений*

Летом 2012 г. на большей части исследованной акватории содержание УВ в придонном слое воды не превышало ПДК<sub>рыб. хоз</sub> для морских вод (менее 0.05 мг/дм<sup>3</sup>). Однако в западной части акватории в точке, находящейся у северо-восточного края Песчано-Наволоцкой мели, в 2012 г. концентрация УВ достигала 39 ПДК<sub>рыб. хоз</sub> (1.95 мг/дм<sup>3</sup>). В летний сезон 2013 г. ситуация повторилась: в одной из точек западнее этой мели концентрация УВ в придонном слое воды составляла 22 ПДК<sub>рыб. хоз</sub> (1.12 мг/дм<sup>3</sup>), тогда как на большей части исследованной акватории не превышала ПДК<sub>рыб. хоз</sub> (0.012–0.021 мг/дм<sup>3</sup>). В 2018 г. содержание массовой доли НУ во всех пробах воды не превышало ПДК<sub>рыб. хоз</sub> и составляло 0.017 мг/дм<sup>3</sup> в период полной воды и 0.019 мг/дм<sup>3</sup> в период малой воды.

Донные отложения на горизонтах 0–10 и 10–20 см, отобранные по одной схеме на изучаемом участке в 2013 и 2018 гг. (рис. 16), представляли собой псаммиты (крупные, средние и мелкие пески). Во время водолазного обследования дна на прилегающей акватории летом 2017 и 2018 гг. видимые нефтяные остатки не были обнаружены. Концентрация НУ в донных отложениях, собранных в 2018 г., изменялась от 0.34 до 4.55 мг/кг (медиана 1.41 мг/кг) и, как и в 2013 г., не превышала допустимых значений (50 мг/кг).

*Содержание нефтяных УВ в бентосных организмах*

Среди исследованных гидробионтов самым высоким содержание НУ (38.98 ± 7.6 мг/кг) было в тканях двусторчатого моллюска *Macoma balthica* летом 2012 г. (табл. 1). В 2013 и 2018 гг. концентрация НУ в тканях данного моллюска из этой же точки отбора снизилась до 10.88 ± 1.52 и 12.33 ± 1.73 мг/кг соответственно. У *Arenicola marina* из одной точки отбора содержание НУ в тканях за период исследования практически не изменилось и составляло 12.88 ± 1.80 мг/кг в 2012 г. и 14.25 ± 1.99 мг/кг в 2018 г. (табл. 1). Содержание НУ в тканях брюхоногого моллюска *Littorina littorea* составляло 18.34 ± 2.56 и 12.30 ± 2.00 мг/кг в 2012 и 2018 гг. соответственно (табл. 1).

*Содержание НУ в мидиях*

В нашем исследовании наиболее представленными в изучаемом районе во все периоды отбора оказались мидии. Мидиевые банки располага-

лись в основном на поверхности прибрежных камней средней и нижней литорали, на которые в 2003 г. был выброшен мазут. В тканях мидий, собранных летом 2018 г., концентрация НУ не превышала 12.37 ± 1.73 мг/кг (табл. 1).

*Количественное определение эколого-трофических групп гетеротрофных бактерий*

В 2012 г. численность эвтрофных и олиготрофных бактерий в прибрежной акватории юго-восточной части Онежского залива Белого моря в поверхностном и придонном горизонтах воды различалась на порядок (табл. 2). В придонном горизонте достаточно высокими были количественные показатели гетеротрофных бактерий: ЭБ – 2056 ± 10.96 КОЕ/мл, ОБ – 7215 ± 130.82 КОЕ/мл. Летом 2013 и 2018 гг. максимум численности ЭБ и ОБ в прибрежной акватории у мыса Глубокий составил 205 КОЕ/мл (табл. 2). Численность НОБ, утилизирующих мазут, в поверхностном и придонном горизонтах летом 2012, 2013 и 2018 гг. не превышала 110 кл/мл.

## ОБСУЖДЕНИЕ

После разлива тяжелого мазута в Онежском заливе Белого моря происходила его постепенная трансформация. В летний сезон 2005 г. в придонном слое воды концентрация нефтяных УВ изменялась от 0.33 мг/дм<sup>3</sup> в точке, расположенной в северо-восточной части залива, до 0.49 мг/дм<sup>3</sup> в самой глубоководной точке, находящейся в трех милях к востоку от о-ва Лесные Осинки (Андрянов и др., 2016). К июлю–августу 2012 г. на большей части исследованной акватории содержание УВ в придонном слое воды снизилось до ПДК<sub>рыб. хоз</sub> и ниже, но в западной части акватории в точке, находящейся у северо-восточного края Песчано-Наволоцкой мели, оно достигало 39 ПДК<sub>рыб. хоз</sub>, что указывало на наличие поблизости пластов нефтяных остатков. Высокая численность эвтрофных и олиготрофных бактерий в придонных горизонтах, не характерная для субарктических и арктических естественных морских вод (Ильинский, 2000), также подтверждает существование локальных источников вторичного загрязнения. В это же время зарегистрировано максимальное содержание НУ в тканях *Macoma balthica* в районе исследований, связанное с особенностями местобитания. Моллюски данного вида живут в песчано-илистых и илистых грунтах сублиторальной зоны, постоянно подвергаясь воздействию загрязняющих веществ, осаждающихся на частицах донных осадков (Lehtonen et al., 2006).

**Таблица 1.** Содержание массовой доли нефтяных углеводородов (НУ) в пробах гидробионтов, отобранных на литорали мыса Глубокий Онежского залива в разные годы

Год	Вид животного, возраст	Место отбора	Содержание НУ, мг/кг влажной массы
2012	<i>Macoma balthica</i>	НП	38.98 ± 5.46
	<i>Arenicola marina</i>	НП	12.88 ± 1.80
	<i>Littorina littorea</i>	НП	18.34 ± 2.57
	<i>Mytilus edulis</i> , 3–4 года	НП	22.73 ± 3.18
	<i>M. edulis</i> , 6–7 лет	НП	15.93 ± 2.23
2013	<i>Macoma balthica</i>	04-2013	9.53 ± 1.33
	<i>M. balthica</i>	05-2013	10.88 ± 1.52
	<i>Mytilus edulis</i> , 3–4 года	04-2013	13.39 ± 1.87
	<i>M. edulis</i> , 6–7 лет	05-2013	11.88 ± 1.66
	<i>M. edulis</i> , 6–7 лет	07-2013	23.37 ± 1.93
	<i>M. edulis</i> , 6–7 лет	08-2013	19.94 ± 1.68
2018	<i>Macoma balthica</i>	НП	12.30 ± 1.72
	<i>Arenicola marina</i>	НП	14.25 ± 1.99
	<i>Littorina littorea</i>	НП	12.30 ± 1.72
	<i>Mytilus edulis</i>	09-2018	11.46 ± 1.60
	<i>M. edulis</i> , 6–7 лет	НП	9.41 ± 1.32
	<i>Arenicola marina</i>	НП	14.25 ± 1.99
	<i>Mytilus edulis</i> , 6–7 лет	10-2018	6.96 ± 0.97
	<i>M. edulis</i> , 6–7 лет	16-2018	12.37 ± 1.73

Примечание. Места отбора проб указаны на рис. 1а; НП – наблюдательный пункт.

В летний сезон 2013 г. в одной из точек западнее этой мели концентрация УВ в придонном слое воды составляла 22 ПДК<sub>рыб.хоз.</sub>, тогда как на большей части акватории не превышала допустимых значений (Андрианов и др., 2016). К 2018 г. концентрация УВ на исследованной акватории была ниже ПДК<sub>рыб.хоз.</sub>

Летом 2013 и 2018 гг. максимум численности ЭБ и ОБ не превышал средние значения, характерные для незагрязненных морских экосистем (Ильинский, 2000).

Концентрация НУ в тканях мидий летом 2018 г. была сопоставима с содержанием НУ в гидробионтах из районов, напрямую не подверженных нефтяному загрязнению. Так, по результатам соб-

ственных исследований, в мидиях, собранных на Летнем берегу в районе д. Лопшеньга (N 64°57.62', E 37°42.27') и в прол. Железные ворота зал. Сухое море (N 64°58.65', E 40°12.09') Двинского залива Белого моря, содержание углеводородов в тканях составляло 9.53 ± 1.33 и 9.48 мг/кг соответственно (Неверова и др., 2019).

Проведенный непараметрический тест Манна–Уитни показал статистически значимые различия между уровнями накопления НУ тканями мидии в 2013 и 2018 гг. при уровне значимости ≥0.05, что позволяет говорить о достоверном снижении содержания НУ в тканях моллюсков за этот период и об улучшении экологической ситуации в исследуемом районе.

**Таблица 2.** Содержание нефтяных углеводородов (НУ) и эколого-трофических групп бактериопланктона в воде юго-восточной части Онежского залива Белого моря в районе мыса Глубокий в разные годы

Дата	Станция	Горизонт	ЭБ, КОЕ/мл	ОБ, КОЕ/мл	НОБ, кл/мл	Содержание НУ, мг/м <sup>3</sup>
2012 г.						
29.06	21–2012, п.в.	Поверхностный	180 ± 41.01	170 ± 21.21	13	Менее 0.05
		Придонный	2056 ± 10.96	7215 ± 130.82	110	Менее 0.05
2013 г.						
26.06	21–2013, п.в.	Поверхностный	113 ± 2.10	54 ± 0.71	3	–
		Придонный	89 ± 16.97	101 ± 8.48	60	0.012
03.07	21–2013, п.в.	Поверхностный	28 ± 1.77	16 ± 5.30	–	0.019
		Придонный	52 ± 1.06	50 ± 6.72	–	0.018
03.07	21–2013, м.в.	Поверхностный	192 ± 17.68	–	60	0.033
26.06	11–2013, п.в.	Поверхностный	17 ± 1.77	6 ± 0.35	–	–
		Придонный	20 ± 0	6 ± 0.71	–	0.004
26.06	10–2013, п.в.	Поверхностный	27 ± 2.12	42 ± 1.41	–	–
		Придонный	11 ± 0.35	13 ± 0	–	0.020
2018 г.						
3.07	21–2018, п.в.	Поверхностный	106 ± 3.54	104 ± 3.18	10	0.017
3.07	21–2018, м.в.	Поверхностный	27 ± 3.89	55 ± 1.41	25	0.020

Примечание. ЭБ – эвтрофные бактерии, ОБ – олиготрофные бактерии, НОБ – нефтеокисляющие бактерии; п.в. – полная вода; м.в. – малая вода, “–” – данные отсутствуют.

Последствия аварийного разлива относительно небольшого объема (54 т) топочного мазута в Онежском заливе Белого моря по сравнению с более масштабными разливами (Teal, 1993; Немировская, 2013; Warnock et al., 2015, и др.) оказались существенными для субарктической морской прибрежной экосистемы. Локальности и долговременности загрязнения способствовал ряд обстоятельств, связанных с метеорологическими и гидрологическими условиями района, с типом береговой линии, а также со свойствами самого нефтепродукта.

Экосистема Белого моря характеризуется как прибрежная зона из-за сильного влияния на динамику вод значительного объема речного стока и береговых эффектов. Онежский залив Белого моря представляет собой эстуарий с более сложной, чем в других заливах моря, мозаичной структурой рельефа дна, берегов, расположения остро-

вов, динамикой и стратификацией вод (Система Белого моря, 2012). Вынос нефтяного пятна в первые дни после разлива мазута в прибрежную зону островных и материковых акваторий и берегов в юго-восточной части залива существенно усугубил последствия аварии. Значительному загрязнению подверглись районы островов архипелага Осинки и о-ва Пурлуда, а также акватории у сел Лямцы и Пурнема (рис. 1). Район прибрежной акватории у мыса Глубокий рядом с с. Пурнема характеризуется широкими площадями осушки от 0.2 до 2.2 км с песчано-гравийными отложениями, перемежающимися с галечно-валунными участками (Долотов и др., 2008). Подобные береговые линии наиболее подвержены воздействию нефти и нефтепродуктов, которые быстро проникают в отложения и сохраняются годами, а при сильном загрязнении могут превращаться в асфальтовые корки (Патин, 2017). В Онежском заливе

наблюдался именно такой характер воздействия загрязнения на прибрежные зоны.

В субарктических и арктических морских экосистемах отрицательные биологические эффекты углеводородного загрязнения наиболее ощутимы в фотическом слое моря, так как низкая температура воды и воздуха тормозит естественные процессы фотохимического, биохимического и микробиологического окисления углеводородов даже летом (Миронов, 2006; Патин, 2017). В сентябре 2003 г. в момент аварии температура воды в Онежском заливе составляла 10–11°C. Топочный мазут марки М-100, температура застывания которого 25°C (ГОСТ 10585-2013), попадая в морскую воду, застывал и опускался в основном на дно, а часть его была выброшена на берег. Несмотря на штормовые условия, из-за низкой температуры не произошло эмульгирования и растворения нефтепродуктов в толще воды, что способствовало бы быстрому восстановлению экосистемы за счет биологических процессов (биодеструкции) (Патин, 2008, 2017; Немировская, 2013). С физическими свойствами попавшего в воду мазута и с низкой температурой воды в Онежском заливе связана и долговременность очищения экосистемы от нефтяного загрязнения. Устойчивый переход температуры воздуха через 0°C к отрицательным значениям по средним многолетним данным происходит обычно в конце ноября. С весенним повышением температуры воздуха вода в заливе постепенно прогревается и летом в июле ее температура достигает 12–13°C (Гидрометеорология ..., 1991; Долотов и др., 2008, 2011). Летом на исследованной части акватории Онежского залива верхний 5-метровый слой занимают опресненные воды. Максимальные значения температуры поверхностного слоя воды (20–22°C) наблюдаются в июле – в начале августа при солености 21.2–23.7‰ (Долотов и др., 2008, 2011; Андрианов и др., 2016).

Осевшие на дно мазутно-песчаные агрегаты почти половину года находятся на дне моря в условиях низкой температуры воды (минус 0.8–0.9°C), что значительно снижает скорость процессов их трансформации. С весенне-летним повышением температуры воды данные процессы активизируются и достигают максимальных значений в июле–августе, а затем вновь замедляются. Трансформация МПА происходила постепенно с неравномерной скоростью и длительный период времени служила источником вторичного загрязнения вод залива нефтяными углеводородами (Андрианов и др., 2016; Лебедев и др., 2016). Однако известно, что нефтяные остатки, особенно после разлива тяжелых нефтепродуктов, в резуль-

тате биодеградаци, испарения/выветривания и т.д. теряют свою токсичность и не подвергают экосистему постоянному экологическому риску, что характерно для свежего загрязнения (Warnock et al., 2015). Проведенные нами ранее исследования остаточного содержания НУ в МПА, выброшенных на литораль летом 2013 г. (Лебедев и др., 2016), свидетельствуют о снижении количества НУ в 18–22 раза по сравнению с таковым в контрольном образце (топочный мазут марки М-100). В мазутно-песчаном агрегате, который находился на берегу незначительное время, углеводородный состав в наибольшей степени был изменен в низкомолекулярной области  $C_8$ – $C_{19}$ , уменьшение составило от 20 до 215 раз. Процентное соотношение высокомолекулярных гомологов ( $C_{22}$ – $C_{40}$ ) изменилось незначительно как во внешней части агрегата, так и во внутренней. При более длительном нахождении агрегата на берегу отмечены значительные изменения и в высокомолекулярных областях. Во внешней части агрегата преобладали алканы  $C_{27}$ – $C_{37}$ , что может свидетельствовать о высокой степени выветривания углеводородов (Немировская, 2011). Всего на литорали в 2013 г. собрано около 38 кг МПА с максимальной массой до 7 кг, а в 2018 г. – не более 2 кг МПА с массой каждого не более 0.4 кг.

На литорали в районах осушки, в местах первичного выброса загрязнения и штормовых выносов МПА создаются благоприятные условия для дальнейшей трансформации нефтепродуктов. Метеорологические условия в Онежском заливе по сравнению с таковыми в других заливах Белого моря являются наиболее благоприятными. Если температура воды в Онежском заливе Белого моря не превышает 20–22°C, то воздух в летние месяцы может прогреваться до 30–34°C. По данным ГМС “Онега” летняя средняя температура воздуха за период с 2004 по 2018 г. изменялась от 13.6 до 17.0°C; за эти 15 лет было 289 дней с температурой воздуха выше 25°C; максимальная температура (34.6°C) зарегистрирована в июле (Погода и климат).

Таким образом, достаточно низкое содержание нефтяных углеводородов в воде, донных отложениях и тканях гидробионтов, а также невысокая численность гетеротрофных бактерий свидетельствуют о том, что состояние экосистемы Онежского залива Белого моря, подвергнувшегося 15 лет назад аварийному разливу мазута, в настоящее время близко к естественному. Незначительное поступление нефтяных углеводородов из мазутно-песчаных агрегатов, находящихся на дне и периодически выбрасываемых на литораль в зоны осушки, не

вносит существенного загрязнения в экосистему Онежского залива Белого моря.

Авторы благодарны научным сотрудникам лаборатории пресноводных и морских экосистем ФИЦКИА РАН С.И. Климову и А.В. Чупакову за ценные советы, обсуждение и помощь в работе.

### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

### СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ НОРМ

Настоящая статья не содержит описания каких-либо исследований с использованием людей и животных в качестве объектов.

### ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта УрО РАН № 18-9-5-29. Автор В.В. Андрианов поддержан грантом р\_а № 17-45-290114. Авторы Т.Я. Воробьева и Н.В. Неверова поддержаны грантом РФФИ № 18-05-01041.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Андрианов В.В., Лебедев А.А., Неверова Н.В. и др.* Долгосрочные последствия аварийного разлива нефтепродуктов в южной части Онежского залива Белого моря // Биол. моря. 2016. Т. 42. № 3. С. 169–178.
- Бамбуляк А., Францен Б.* Транспортировка нефти из российской части Баренцева региона. Сванховд: Сванховд экологический центр. 2005. 91 с.
- Большой практикум по микробиологии. М.: Высшая школа. 1962. 482 с.
- Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 2. Вып. 1. Белое море. Гидрометеорологические условия. Л.: Гидрометеиздат. 1991. 240 с.
- ГОСТ 10585-2013. Топливо нефтяное. Мазут. Технические условия. М.: Стандартиформ. 2004. С. 10.
- Долотов Ю.С., Филатов Н.Н., Римский-Корсаков Н.А. и др.* О проявлении морского и речного факторов в фазы прилива и отлива на береговых участках разной конфигурации Белого моря // Океанология. 2011. Т. 51. № 1. С. 110–122.
- Долотов Ю.С., Филатов Н.Н., Шевченко В.П. и др.* Комплексные исследования в Онежском заливе Белого моря и эстуарии реки Онега в летний период // Океанология. 2008. Т. 48. № 2. С. 276–289.
- Иллюстрированный атлас беспозвоночных Белого моря. М.: Товарищество науч. изд. КМК. 2006. 312 с.
- Ильинский В.В.* Гетеротрофный бактериопланктон: экология и роль в процессах естественного очищения среды от нефтяных загрязнений: Автореф. дис. д-ра биол. наук. М.: МГУ. 2000. 53 с.
- Кузнецов С.И., Дубинина Г.А.* Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука. 1989. 285 с.
- Лебедев А.А., Лукин Л.Р., Андрианов В.В. и др.* Результаты изучения процесса самоочищения от нефтепродуктов вод Онежского залива Белого моря // Природные ресурсы и комплексное освоение прибрежных районов Арктической зоны. Архангельск: ООО “Издательские проекты”. 2016. С. 271–277.
- Миронов О.Г.* Взаимодействие морских организмов с нефтяными углеводородами. Л.: Гидрометеиздат. 1985. 176 с.
- Миронов О.Г.* Потоки нефтяных углеводородов через морские организмы // Мор. экол. журн. 2006. № 2. Т. 5. С. 5–14.
- НДИ 05.17-2009 МВИ массовой доли нефтяных углеводородов в пробах гидробионтов пресных и морских водных объектов, аттестованная ГУ Гидрохимический институт. Ростов-на-Дону. 2009. 24 с.
- Неверова Н.В., Воробьева Т.Я., Чупаков А.В.* Оценка накопления нефтяных углеводородов гидробионтами юго-восточной части Онежского залива Белого моря // Пробл. Арктики и Антарктики. 2019. Т. 65. № 4. С. 462–474.
- Немировская И.А.* Нефтяные агрегаты на пляжах Балтийского моря // Вод. ресурсы. 2011. Т. 38. № 3. С. 315–324.
- Немировская И.А.* Нефть в океане (загрязнение и природные потоки). М.: Науч. мир. 2013. 432 с.
- Патин С.А.* Нефтяные разливы и их воздействие на морскую среду и биоресурсы. М.: ВНИРО. 2008. 510 с.
- Патин С.А.* Нефть и экология континентального шельфа. Т. 1: Морской нефтегазовый комплекс: состояние, перспективы, факторы воздействия. М.: ВНИРО. 2017. 326 с.
- ПНД Ф 16.1:2.21-98. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах почв и грунтов флуориметрическим методом с использованием анализатора жидкости “Флюорат-02”. М. 1998а. 19 с.
- ПНД Ф 14.1:2:4.128-98. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах природных, питьевых, сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости “Флюорат-02”. М. 1998б. 19 с.
- Погода и климат. Архангельская область. Онега [сайт]. URL: <http://www.pogodaiklimat.ru/weather.php?id=22641>
- Руководство по гидробиологическому анализу природных вод. СПб.: Гидрометеиздат. 1992. 318 с.
- Система Белого моря. Т. 2: Водная толща и взаимодействующие с ней атмосфера, криосфера, речной сток и биосфера. М.: Науч. мир. 2012. 784 с.
- Ansell D.V., Dicks B., Guenette C.C. et al.* A review of the problems posed by spills of heavy fuel oils // Proc. of the 2001 Intern. Oil Spill Conf. Tampa. Florida. 2001. 16 p.



- Atlas R.M.* Bacteria and bioremediation of marine oil spills // *Oceanus*. 1993. V. 36. № 2. P. 71.
- Kornilios S., Drakopoulos P.G., Dounas C.* Pelagic tar, dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons and plastic distribution in the Cretan Sea, Greece // *Mar. Pol. Bul.* 1998. V. 36. № 12. P. 989–993.
- Lehtonen K.K., Leonid S., Schneider R., Leivuori M.* Bio-markers of pollution effects on bivalves *Macoma balthica* collected on the southern coast of Finland (Baltic Sea) // *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 2006. V. 322. P. 155–168.
- Teal J.M.* A local oil-spill revisited // *Oceanus*. 1993. V. 36. P. 65–70.
- Warmer H., Dokkum R.* Water pollution control in the Netherlands. Policy and practice 2001. RIZA report 2002.009. Lelystad. 2002. 77 p. (NeueNiederlandische Liste. Altlasten Spektrum 3/95).
- Warnock A.M., Hagen S.C., Passeri D.L.* Marine tar residues: a Review // *Water, Air, Soil Pollut.* 2015. V. 226. P. 68.  
<https://doi.org/10.1007/s11270-015-2298-5>

## Long-Term Effects of Contamination by Fuel Oil on the Coastal Ecosystem in the Onega Bay of the White Sea

T. Ya. Vorobyeva<sup>a</sup>, N. V. Neverova<sup>a</sup>, and V. V. Andrianov<sup>a</sup>

<sup>a</sup>*Laverov Federal Research Center for Integrated Arctic Research, Russian Academy of Sciences, Arkhangelsk 163000, Russia*

To assess the ecological state of the southeastern part of the Onega Bay (White Sea), which suffered from a spill of fuel oil in 2003, a comparative analysis of the current content of petroleum hydrocarbons in various components of the ecosystem was performed. The analysis showed relatively low levels of petroleum hydrocarbon concentrations: in bottom sediments (from 0.34 to 4.55 mg/kg, median 1.41 mg/kg), in tissues of benthic organisms (from 9.41 to 14.25 mg/kg, median 12.30 mg/kg) and in water (below 1 MPC<sub>fishery</sub> – the maximum permissible concentration). The low concentrations of bacteria utilizing petroleum hydrocarbons (fuel oil) were recorded; this allows us to conclude that the state of the examined ecosystem is close to the natural condition.

**Keywords:** White Sea, fuel oil spill, subarctic coastal ecosystems, benthic organisms, heterotrophic bacteria, oil-oxidizing bacteria, petroleum hydrocarbons