

ВЛИЯНИЕ ОБУСТРОЙСТВА МЕСТОРОЖДЕНИЙ УГЛЕВОДОРОДОВ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ ПОЛУОСТРОВА ЯМАЛ

© 2022 г. А. Р. Копориков^а, *, Л. Н. Степанов^а, М. И. Ярушина^а, В. Д. Богданов^а

^аИнститут экологии растений и животных УрО РАН, Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

*e-mail: Koporikov@mail.ru

Поступила в редакцию 16.02.2022 г.

После доработки 28.02.2022 г.

Принята к публикации 02.03.2022 г.

Проанализированы данные мониторинговых исследований (2014–2016 гг.) состояния гидробионтов в водотоках при обустройстве месторождения углеводородов на полуострове Ямал. Показано, что наибольшее влияние на гидробионтов оказывает повышенное содержание взвешенных веществ. При фоновых значениях 4–6 мг/л концентрация взвешенных веществ в зоне попадания в водотоки стоков с карьеров достигает 440 мг/л и выше. Влияние повышенной мутности на качественные и количественные показатели планктонных организмов не установлено. Увеличение содержания взвешенных веществ в воде оказывает негативное влияние на зообентос (для числа видов $r_{Sp} = -0.426$, $p = 0.030$; для численности $r_{Sp} = -0.590$, $p = 0.002$; для биомассы $r_{Sp} = -0.480$, $p = 0.013$) и рыб (для экологической плотности мелких видов рыб $r_{Sp} = -0.567$, $p = 0.004$). Особо чувствительны к повышенному содержанию взвешенных веществ сиговые рыбы, из карповых – озерный голяк. Наиболее толерантны к мутности девятииглая колюшка и сибирский голец-усач. Повышенные концентрации взвешенных веществ в осенний период – причина прекращения подъемной миграции сиговых рыб из Обской губы в глубокие верховые озера.

Ключевые слова: антропогенное воздействие, взвешенные вещества, мутность, гидрохимия, фитопланктон, хлорофилл, зоопланктон, зообентос, рыбы

DOI: 10.31857/S0367059722040047

После открытия в 1960–1980-х годах значительных запасов газа на полуострове Ямал антропогенное влияние на биоту усилилось. Ограниченное финансирование природоохранных исследований в 1990–2000-е годы не позволило полноценно изучить воздействие антропогенной деятельности и оценить риски, возникающие для арктических экосистем при разведке, обустройстве и функционировании месторождений углеводородов. Анализ литературных данных показал, что проведенные ранее гидробиологические работы не охватывают всю территорию региона, а собранный материал фрагментарен [1–9 и др.].

В рамках настоящего исследования проведены мониторинговые гидробиологические работы в 2014–2016 гг. в юго-восточной части п-ва Ямал. В гидробиологическом отношении данная территория не изучена. В литературе приводятся сведения только по видовому составу и миграциям рыб вдоль устьевых участков рек Сетная, Пясядэйяха и Нгояха в Обской губе [10–13]. Работа посвящена мониторингу состояния гидробионтов в начале антропогенного освоения территории месторождения углеводородов. Материал (видовые списки по зообентосу) частично опубликован

[14]. Данные предыдущих исследований [15] показали, что основное негативное влияние на водные экосистемы оказывают увеличение мутности воды и аккумуляция наносов. В отдельных случаях происходит уничтожение пойменных водоемов и усиление браконьерского лова. Вследствие увеличения концентрации взвешенных веществ (далее ВВ) в воде отмечаются уничтожение нерестилищ, сокращение нагульных площадей, изменение сложившихся путей миграции рыб, упрощение структуры различных групп гидробионтов. Для осуществления мероприятий по восстановлению нарушенной территории важно иметь представление об исходном состоянии экосистемы и векторе происходящих в ней изменений.

Цель работы – оценить состояние гидробионтов до начала антропогенного воздействия и в процессе обустройства месторождения углеводородов, выявить наиболее уязвимые группы гидробионтов и изменения в водных экосистемах.

Нами выдвинуто предположение, что отдельные группы гидробионтов по-разному реагируют на антропогенное воздействие в зависимости от его интенсивности, а длительное воздействие

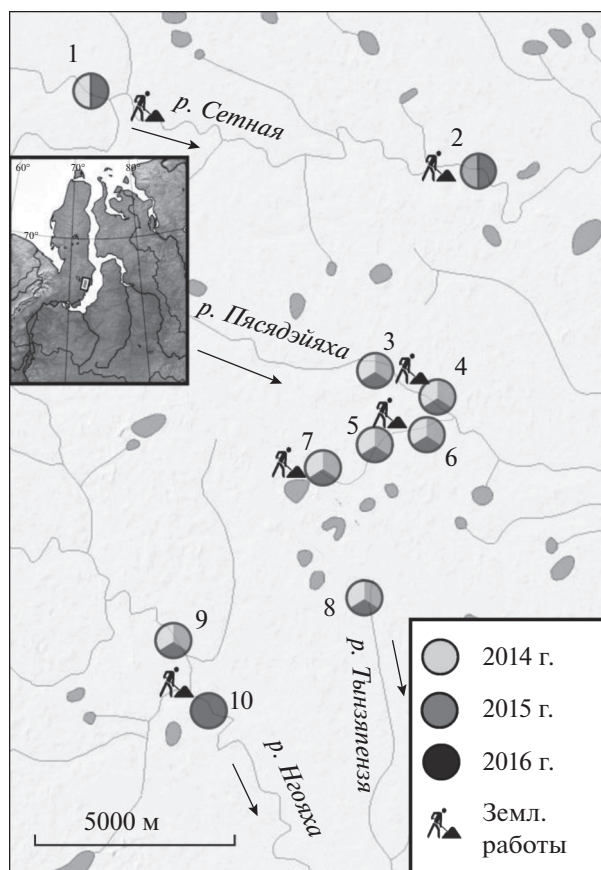


Рис. 1. Карта-схема района мониторинга (станции 1–10) состояния гидробионтов в юго-восточной части полуострова Ямал при антропогенном воздействии.

приводит к деградации исследуемых водных экосистем.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Район исследований (рис. 1) включает верхнее и среднее течение рек Нгояха, Пясядэйяха и Сетная (бассейн Обской губы), а также их притоки. Гидрографическая сеть хорошо развита и характеризуется высокой степенью заозеренности. Ведущую роль в питании рек играет талая снеговая вода (около 80%), вклад дождевой воды значительно меньше, а доля грунтовых вод минимальна из-за вечной мерзлоты. В годовом режиме стока рек выделяются три периода: весенне-летнее половодье, летне-осенняя межень с дождями и низкая продолжительная межень в зимний период [16]. В верхнем течении водотоки имеют каньонобразные долины, высокие и крутые берега, относительно большие перепады высот; в среднем – широкие, часто неглубокие, слаборазвитые долины, низкие берега и небольшие уклоны. Низкая пойма среднего течения рек представлена обширными косами и заболоченными низинами

с большим количеством старичных озер. Высокая пойма отделена от низкой крутыми склонами, имеет хорошо выраженную равнину с расположенными на ней термокарстовыми озерами. Зимой многие водоемы и перекаты водотоков полностью или частично перемерзают. Короткие периоды открытой воды и низкие температуры не позволяют обитать в этих водоемах многим видам гидробионтов.

На исследуемой территории заложена сеть станций контроля антропогенного воздействия на состояние гидробионтов и среды их обитания. Станции мониторинга выбирали на участках водотоков выше и ниже зоны воздействия (строительство мостов, дорог, карьеров и т.д.).

Станция 1 (67°54' с.ш., 72°19' в.д.), река Сетная – длина 101 км, площадь водосбора 588 км². Относится к бассейну Обской губы. Берет начало на водоразделе бассейнов Байдарацкой и Обской губ в малых озерах Сидяхамалто, течет в юго-восточном направлении. Берега обрывистые, песчаные. В 2014 г. исследуемый участок р. Сетной находился вне зоны антропогенного воздействия, но ниже по течению в реку поступали стоки с песчаных карьеров. Ширина русла 8–10 м, глубина до 1 м, скорость течения 0.1 м/с. Дно в прибрежье – заиленный песок, глина, растительные остатки, в русле – плотный мелкодисперсный песок. В 2016 г. река была подпружена дамбой: ширина – 20 м, глубина – до 1.5 м. Исследуемый участок реки находится непосредственно выше зоны работ по строительству дорожного моста.

Станция 2 (67°53' с.ш., 72°31' в.д.), река Сетная. Станция расположена ниже зоны антропогенного воздействия (карьерные песчаные разработки). Ширина русла от 10 до 15 м, глубина – от 0.8 до 1 м. Дно – мелкий песок.

Станция 3 (67°50' с.ш., 72°31' в.д.), река Пясядэйяха – длина 52 км, течет в юго-восточном направлении, относится к бассейну Обской губы, берега высокие, песчаные. Станция мониторинга находится выше зоны антропогенного воздействия (строительство и эксплуатация моста). Ширина русла – до 2 м, на ямах – до 4 м, глубина на ямах до –2 м, скорость течения – 0.05 м/с. Дно – плотный песок. Береговая растительность – осока, ольха. В 2015 г. ширина русла – до 1.5 м, глубина – до 1.1 м, скорость течения – 0.05 м/с. Дно – плотный песок. Береговая растительность – осока, ольха. В 2016 г. ширина русла – до 2 м, глубина – до 1.8 м. Берега подпружены остатками дамбы, оставшейся от строительства моста. Дно – плотный песок.

Станция 4 (67°49' с.ш., 72°32' в.д.), река Пясядэйяха. Станция расположена ниже зоны антропогенного воздействия (строительство и

эксплуатация моста). Ширина русла — 1.5–4 м, глубина — 0.1–0.3 м, скорость течения — 0.2 м/с. Дно песчаное, топкое. Донный субстрат образован главным образом отложениями мелкодисперсных фракций ВВ.

Станция 5 (67°49' с.ш., 72°31' в.д.), протока Безымянная, правосторонний приток р. Пясядэйяха. Протяженность 4 км, вытекает из безымянного озера, впадает в р. Пясядэйяха ниже станции 4. Расположена выше зоны антропогенного воздействия (строительство и эксплуатация моста). Ширина русла — до 1–2 м, глубина на ямах — до 1.5 м, скорость течения — 0.05–0.1 м/с. Донный субстрат — песок с остатками растительности.

Станция 6 (67°49' с.ш., 72°31' в.д.), протока Безымянная. Станция мониторинга расположена ниже зоны антропогенного воздействия (строительство и эксплуатация моста). Ширина русла — 0.6–2 м, глубина — 0.1–0.5 м, скорость течения — 0.4 м/с. Дно песчаное, топкое с отложениями мелкодисперсных фракций ВВ.

Станция 7 (67°48' с.ш., 72°29' в.д.), протока Безымянная, верхнее течение, 0.7 км от истока в безымянном озере. Станция находится выше по течению от станций 5 и 6. В 2014 г. антропогенного влияния не отмечено, в 2015 и 2016 гг. в связи со строительством дороги и объектов производственной инфраструктуры отмечена высокая антропогенная нагрузка на биогеоценоз. Ширина русла — 1 м, глубина — до 0.3 м, на ямах — до 2 и 1.5 м соответственно. Скорость течения — 0.05 м/с. Дно заилено, с остатками растительности.

Станция 8 (67°47' с.ш., 72°30' в.д.), река Гынзепензя, верхнее течение, левобережный приток р. Нгояха, длина 10.7 км. Берет начало из безымянного озера. Берега обрывистые. В 2014–2016 гг. отбор проб проводили на одном и том же участке. За время мониторинга существенных изменений в гидрологическом состоянии не отмечено. Ширина русла — до 1.5 м, глубина — до 0.7 м. Дно — песок, растительные остатки. Русло реки сильно заросло травянистой растительностью.

Станция 9 (67°46' с.ш., 72°23' в.д.), река Нгояха, течет в юго-восточном направлении, относится к бассейну Обской губы, берет начало на водоразделе бассейнов Байдарацкой и Обской губ в системе озер Нгояхамалто. Берега обрывистые, песчаные. В 2014 г. станция наблюдений находилась выше автомобильного моста. Выше по течению антропогенное влияние минимально. В 2015 г. в 5 км выше по течению построен песчаный карьер. За годы наблюдений гидрологические показатели реки на данной станции существенно не менялись. Ширина русла в месте отбора проб — 10–15 м, глубина — до 1 м, скорость течения — 0.27 м/с. Дно в прибрежье — заиленный песок, глина, растительные остатки, по центру русла — плотный мелкодисперсный песок.

Станция 10 (67°45' с.ш., 72°24' в.д.), река Нгояха ниже устья р. Монгтаяха. Отбор проб провели только в 2016 г. В 1.5 км выше по течению р. Монгтаяха расположен песчаный карьер, сточные воды которого поступают в русло реки. Ширина р. Нгояха на станции наблюдений — 15 м, глубина — до 1 м. Дно — сильно заиленный мелкий глинистый песок.

Материал был собран в июле–августе 2014 г., июле 2015 г. и в начале сентября 2016 г.

Гидрохимия. Определение гидрохимических параметров в водотоках проводили с использованием приборов экспресс-анализа. Для измерения мутности воды применяли мутномер НАСН-2100 Qis, для измерения рН, минерализации и удельной электропроводности — кондуктометр Hanna HI 98130 Combo. Прозрачность воды оценивали с помощью диска Секки.

Хлорофилл *a* и фитопланктон. Для определения содержания хлорофилла *a* в воде использовали флюорометр AlgaeTorch-10 bbe Moldaenke. Измерения проводили в потоке без отбора проб — “*in situ*” [17]. AlgaeTorch-10 bbe Moldaenke применяется для определения содержания хлорофилла *a* в воде, показывая эколого-физиологическую характеристику развития и фотосинтетическую активность водорослей в режиме реального времени [18].

Отбор и фиксацию проб в полевых условиях выполняли общепринятыми в водной альгологии методами [19, 20]. В лабораторных условиях для количественного учета пробы объемом 0.5 л концентрировали осадочным методом [19, 20]. Клетки учитывали в счетной камере типа Нажотта объемом 0.01 мл с использованием светового микроскопа Ergaval (Carl Zeiss). Диатомовые водоросли определяли в постоянных препаратах с использованием масляной иммерсии. Подготовку пробы к подсчету организмов в единице объема воды проводили по общепринятой методике [19, 20]. Биомассу фитопланктона определяли общепринятым объемно-весовым методом исходя из оценки численности каждого таксона, объема клеток его особей, принимая, что 10⁹ мкм³ соответствуют 1 мг сырой биомассы. Объемы водорослей приравнивали к объемам соответствующих геометрических фигур, удельную массу водорослей принимали равной 1 [21]. Для идентификации водорослей использовали отечественные и зарубежные определители и номенклатурные разработки.

Зоопланктон. Отбор проб осуществляли процеживанием 100 л воды через планктонную ловушку Апштейна, выполненную из мельничного капронового газа № 77. Пробы фиксировали 4%-ным раствором (от объема пробы) формалина.

Камеральную обработку проб проводили в лабораторных условиях с применением широко используемых гидробиологами методик [19, 22–24].

В камере Богорова счетным методом Гензена подсчитывали виды и организмы в пробе или в определенной ее части с последующим перерасчетом на всю пробу. Взятие части пробы производили штемпель-пипеткой Самышева объемом 0,5, 1 и 2 мл. Крупные и редкие организмы просчитывали во всей пробе.

При расчете численности мелких коловраток использовали коэффициент, равный 2 [22]. При камеральной обработке собранного материала применяли микроскопы Olympus Optical CZ6045 и Микмед-2, а также отечественные определители [22, 25 и др.].

Для расчета биомассы организмов зоопланктона использовали формулы связи массы с длиной тела [23]. Биомассу вида (группы видов) рассчитывали как произведение индивидуального веса особи, принадлежащей к определенной размерно-возрастной группе, на количество таких особей в пробе (в м³).

Зообентос. Для отбора количественных проб применяли гидробиологический скребок с длиной ножа 20 см и модифицированный циркулярный скребок с площадью захвата 0,1 м² [26]. К обручу скребков пришивали мешок из мельничного газа № 23. Грунт промывали через капроновое сито с ячейей 0,26 мм (газ № 38). Все пробы фиксировали 4%-ным раствором формалина. Дальнейшую обработку материала проводили в лабораторных условиях согласно общепринятым методикам [27].

При разборе проб и подсчете организмов использовали микроскопы Olympus Optical CZ6045 и Olympus CX41RF. Беспозвоночных животных обсушивали на фильтровальной бумаге до исчезновения влажных пятен и взвешивали на торсионных весах с точностью 0,1 мг. Численность и биомассу рассчитывали на 1 м² площади дна. Таксономическую принадлежность гидробионтов устанавливали по отечественным определителям [28 и др.].

При увеличении интенсивности загрязнения из состава донной фауны исчезают как отдельные виды, так и целые группы беспозвоночных животных. Индекс общности таксонов [29] рассчитывается для всего комплекса таксонов при парном сравнении видового состава зообентоса в зоне воздействия с фоном. При отсутствии воздействия значение индекса составляет более 0,71, при слабом — 0,50–0,70, при умеренном — 0,30–0,49, при тяжелом — <0,29.

Индекс общности таксонов рассчитывали по формуле [29]

$$a/(a + b + c), \quad (1)$$

где a — число общих таксонов в сравниваемых пробах, b — число таксонов, обнаруженных толь-

ко в первой пробе, c — число таксонов, обнаруженных только во второй пробе.

Контролируемые параметры основных показателей структурной организации фито-, зоопланктонных и бентосных сообществ — видовое разнообразие, численность и биомасса.

Ихтиофауна. Лов рыбы проводили с помощью ставных жаберных сетей (размер ячеи 20, 25, 35, 40 мм, длина 30 м, высота 2,4 м). Для лова мелких видов рыб и молоди использовали измененную сеть Киналева [30] с размером входного отверстия 0,24 м² (0,6 × 0,4 м). Камеральную обработку собранного материала проводили по стандартным методикам [31]. Пойманный улов разбирали по видам, подсчитывали количество представителей каждого вида. Биологический анализ рыб осуществляли на свежем материале в день поимки: определяли пол, степень зрелости гонад, измеряли промысловую длину (для сиговых — длину тела по Смитту) и массу тела с внутренностями. Отмечали имеющиеся физиологические особенности. Длину тела определяли с точностью до 0,1 см, массу тела — с точностью до 1 г, у мелких рыб — с точностью до 0,01 г.

Для характеристики видового разнообразия ихтиоценозов анализировали видовой состав и степень доминирования отдельных видов.

Для оценки численности рыб в исследуемом районе использовали относительные показатели — количество пойманных экземпляров на одну стандартную сеть со временем экспозиции одни сутки (экз/сет × сут), количество пойманных сетей Киналева экземпляров на единицу площади акватории водоема (экологическая плотность).

Статистический анализ. Для характеристики параметров относительной и абсолютной численности, размеров и биомассы гидробионтов применяли методы описательной статистики. Для оценки зависимости состояния гидробионтов от абсолютных значений мутности использовали коэффициент ранговой корреляции Спирмена (r_{sp}). Статистическая обработка материала выполнена с использованием программ SPSS Statistics 14.0 [32].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Гидрохимические исследования

Гидрохимические показатели, отмеченные на станциях мониторинга, приведены в табл. 1. Вода обследованных водотоков — ультрапресная (менее 0,2‰). Температура воды в среднем по водотокам в 2014 г. — 14,5°C, в 2015 г. — 17,2°C, в 2016 г. — 11,9°C, что согласуется с календарными датами отбора проб. Средние показатели рН за годы мониторинга соответствуют фоновым значениям [33]. Наименьшие значения рН отмечены на станциях 5–8 (притоки рек Пясядейяха и Нгояха, про-

Таблица 1. Гидрохимические показатели на станциях мониторинга в разные годы

Станция мониторинга	$T, ^\circ\text{C}$			pH			Электропроводность (ЕС), $\mu\text{S}/\text{cm}$		Мутность, мг/л			Прозрачность по диску Секки, м	
	2014	2015	2016	2014	2015	2016	2014	2016	2014	2015	2016	2015	2016
Река Сетная													
1	13.2	—	12.3	7.7	—	7.4	40	67	5.1	—	5.2	—	0.70
2	—	17	12.0	—	8.1	7.5	—	81	—	77.1	399.8	0.12	0.05
Река Пясядэйяха													
3	12.7	16.8	12.4	7.4	7.4	7.4	30	70	7.1	17.5	9.9	0.5	0.72
4	13.4	17.2	12.7	7.2	7.1	7.3	30	71.5	41.3	7.7	9.0	—	0.45
Протока Безымянная (правобережный приток р. Пясядэйяха)													
5	14.4	16.2	12.3	6.8	7.0	7.1	20	144	8.2	55.2	9.6	0.15	0.40
6	16.1	16.5	12.0	6.8	7.0	7.1	30	147	43.2	55.5	17.5	0.15	0.50
7	—	18	10.9	6.5	7.0	7.1	10	375	4.5	102.1	98.0	0.1	0.15
Река Тынзяпензя													
8	15.5	17	10.7	6.6	7.1	7.4	20	33	2.3	1.5	5.1	0.7	0.72
Река Нгояха													
9	16.2	18.6	11.6	7.6	7.4	7.5	30	60	6.5	9.6	12.6	0.5	0.5
10	—	—	12.5	—	—	7.3	—	68.5	—	—	442.5	—	0.04

Примечание. Прочерк — наблюдения не проводились, жирным шрифтом выделены показатели мутности выше пороговых значений.

текающие по заболоченным территориям), наибольшие — в реках Сетная и Нгояха. Средние показатели электропроводности возрастают с $26.3 \mu\text{S}/\text{cm}$ в 2014 г. до $111.7 \mu\text{S}/\text{cm}$ в 2016 г. и соответствуют норме воды в водотоках региона. Возрастание электропроводности можно связать с увеличением антропогенного воздействия (рост концентрации ионов в воде при земляных работах). Средние показатели мутности возрастают с $14.8 \text{ мг}/\text{л}$ в 2014 г. до $40.8 \text{ мг}/\text{л}$ в 2015 г. и до $100.9 \text{ мг}/\text{л}$ в 2016 г. Повышение мутности в водотоках соответствует интенсивности ведения работ по строительству объектов производственной инфраструктуры на исследуемой территории. С показателями мутности коррелирует прозрачность воды по диску Секки (для 2015 г. $r_{\text{Sp}} = -0.982$ при $p < 0.001$, $n = 7$, для 2016 г. $r_{\text{Sp}} = -0.756$ при $p = 0.011$, $n = 10$). Фоновые значения мутности воды для водотоков данной территории составляют $3.5\text{--}5.8 \text{ мг}/\text{л}$ [33]. Естественные показатели мутности могут изменяться в зависимости от осадков, паводка и т.д.

До настоящего времени нет единого мнения о пороговом значении ВВ, выше которого будет проявляться устойчивое негативное влияние на водную биоту [34, 35 и др.]. В связи с этим принятые нормативы имеют расплывчатые формулировки, не позволяющие их трактовать однозначно для того или иного региона [36, 37]. В литературе приводятся лимитирующие значения концентрации ВВ при длительном воздействии на разные виды рыб:

например, для карповых это выше $100 \text{ мг}/\text{л}$, для сиговых — выше $50 \text{ мг}/\text{л}$, для сибирского хариуса (*Thymallus arcticus* (Pallas, 1776)), также обитающего в бассейне рассматриваемых рек, — выше $25 \text{ мг}/\text{л}$ [36, 37 и др.]. Исходя из этого пограничный фоновый уровень для рассматриваемых водотоков принят нами за $25 \text{ мг}/\text{л}$.

Станции 4 и 6 в 2014 г., 2, 5–7 в 2015 г. и 2, 7, 10 в 2016 г. имели значительные превышения величины $25 \text{ мг}/\text{л}$. Указанные станции отнесены к участкам, на которых наблюдалось сверхнормативное антропогенное воздействие, остальные станции являются фоновыми (см. табл. 1).

Хлорофилл а и фитопланктон

В составе флоры водорослей водотоков определено более 300 видов, разновидностей и форм, относящихся к 7 отделам: сине-зеленые (Cyanophyta), эвгленовые (Euglenophyta), золотистые (Chrysophyta), динофитовые (Dinophyta), диатомовые (Bacillariophyta), зелёные (Chlorophyta) и желто-зеленые (Xanthophyta). Наиболее разнообразно представлены зеленые и диатомовые водоросли — 76.9% от общего числа таксонов. Число видов на станциях изменялось от 3 до 50 (см. табл. 2).

Структуру альгоценозов во всех водотоках определяли сине-зеленые, зеленые и диатомовые водоросли. Численность фитопланктона изменялась от 52 до 48 541 тыс. кл/л (табл. 2). Размах ко-

Таблица 2. Качественные и количественные показатели гидробионтов

Станция мониторинга	Год исследования	Фитопланктон				Зоопланктон			Бентос		
		число видов	<i>N</i> , тыс. кл/л	<i>B</i> , мг/л	хлорофилл <i>a</i> , мкг/л	число видов	<i>N</i> , тыс. экз/м ³	<i>B</i> , г/м ³	число видов	<i>N</i> , экз/м ²	<i>B</i> , г/м ²
Река Сетная											
1	2014	35	1588	0.16	0.7	8	0.14	0.001	22	1082	3.24
	2016	50	1816	0.21	15.7	13	1.69	0.049	18	1057	3.03
2	2015	43	4240	0.45	8.3	3	0.68	0.002	2	89	0.38
	2016	5	1431	0.06	11.4	6	0.15	0.002	13	352	0.89
Река Пясядэйяха											
3	2014	44	342	0.52	0.6	4	1.06	0.003	7	880	0.72
	2015	53	735	0.41	6.5	11	0.49	0.002	11	2350	16.87
4	2016	26	268	1.24	5.6	4	0.21	0.005	6	640	1.58
	2014	17	94	0.02	0.6	3	0.77	0.006	2	100	0.06
	2015	41	778	0.31	5.9	8	0.41	0.004	7	650	0.74
	2016	20	520	0.26	3.9	6	0.01	0.003	3	75	0.11
Протока Безымянная (правобережный приток р. Пясядэйяха)											
5	2014	29	20076	0.16	0.8	13	0.96	0.005	13	2200	3.75
	2015	39	1674	0.20	5.2	13	3.21	0.034	10	1915	4.16
6	2016	16	194	0.37	10.5	4	6.46	0.031	6	400	0.56
	2014	20	10944	0.15	0.7	6	0.34	0.004	4	100	0.11
	2015	39	3982	0.15	4.8	1	0.07	0.001	5	190	0.21
7	2016	10	169	0.31	10.0	0	0	0	5	66	0.18
	2014	41	762	0.97	2.2	11	1.51	0.01	9	9099	4.90
	2015	20	7800	1.52	5.6	7	0.71	0.002	5	125	0.15
	2016	10	9351	2.90	23.5	7	27.65	0.315	3	551	1.66
Река Тыняпензя											
8	2014	15	—	—	1.4	3	0.03	0.001	5	2200	0.88
	2015	20	1349	0.33	5.5	7	0.38	0.018	6	825	4.29
	2016	3	52	0.79	5.8	2	0.1	0.001	6	976	2.21
Река Нгояха											
9	2014	24	1200	0.23	3	10	0.46	0.003	24	3011	4.09
	2015	52	48541	0.24	8.6	11	0.35	0.001	11	573	2.27
	2016	26	258	0.16	6.5	5	0.09	0.001	18	1177	1.41
10	2016	14	879	0.15	6.1	4	0.05	0.001	2	108	0.20

Примечание. Жирным шрифтом выделены годы, когда на станциях мониторинга наблюдалось значимое антропогенное воздействие.

лебаний биомасс составил 0.06–2.90 мг/л: минимальные величины зарегистрированы в р. Сетной (станция 2) ниже стоков с карьера, максимальные — на участках верхнего течения протоки Безымянной (станция 7). Массовое развитие на данной станции видов индикаторов органического загрязнения *Oscillatoria limosa* (Dillw.) Agardh ex Gomont, 1892 и *Euglena viridis* (O.F. Müller) Ehrenberg, 1832 свидетельствует о поступлении в водоток легкоусвояемых органических веществ. При этом со-

держание хлорофилла *a* достигало максимума 23.5 мкг/л (см. табл. 2), что характерно для эвтрофных водоемов.

Несмотря на сокращение числа видов и снижение численности и биомассы фитопланктона на станциях, расположенных в зоне антропогенного воздействия, не обнаружена статистически значимая зависимость (r_{sp}) качественных и количественных характеристик фитопланктона и хлорофилла *a* от концентрации ВВ (табл. 3).

Таблица 3. Оценка влияния ВВ на качественные и количественные показатели гидробионтов и экологическую плотность мелких видов рыб

Показатели	Гидробионты														
	фитопланктон				зоопланктон			бентос			ихтиофауна				
	число видов	N, тыс. кл/л	B, мг/л	мкг/л	число видов	N, тыс. экз/м ³	B, г/м ³	число видов	N, экз/м ²	B, г/м ²	экологическая плотность, экз/м ²				
											гольян обыкновенный	гольян озерный	сибирский голец-усач	девяти-иглая колюшка	сумма
r_{Sp}	-0.261	0.275	-0.247	0.342	-0.237	-0.014	-0.087	-0.426	-0.590	-0.480	-0.142	-0.399	-0.020	0.100	-0.567
Уровень значимости	0.197	0.184	0.234	0.088	0.243	0.946	0.672	0.030	0.002	0.013	0.507	0.054	0.926	0.643	0.004
Величина выборки	26	25	25	26	26	26	26	26	26	26	24	24	24	24	24

Примечание. Жирным шрифтом выделено статистически значимое влияние.

Зоопланктон

В составе зоопланктона водотоков идентифицировано 65 видов, большая часть которых зарегистрирована в бассейнах других рек Ямала [15, 38]. Наиболее разнообразны коловратки (Rotifera) и ветвистоусые рачки (Cladocera) – 28 и 25 таксонов соответственно. Веслоногие рачки (Copepoda) были представлены 12 видами. Обнаружены виды, которые ранее в водоемах Ямала не встречались: рачки *Moina* sp., *Cyclops* sp. и коловратка *Notommatidae* sp. Число видов на фоновых станциях изменялось от 3 до 13, на станциях, подверженных антропогенному воздействию, – от 0 до 6 (см. табл. 2). Численность зоопланктона на станциях, подверженных антропогенному воздействию, изменялась от 0 до 27.65 тыс. экз/м², биомасса – от 0 до 0.315 г/м². На фоновых станциях эти величины составили 0.09–6.46 тыс. экз/м² и 0.001–0.034 г/м² соответственно (см. табл. 2). Преобладание мелких организмов зоопланктона обуславливает низкую суммарную биомассу даже при высокой численности.

Как и в случае с фитопланктоном, не отмечена статистически значимая зависимость (r_{Sp}) качественных и количественных показателей зоопланктона от концентрации ВВ (см. табл. 3).

Зообентос

В составе донной фауны рек и протоки определены 102 вида и таксона более высокого ранга [14]. Встречались организмы из 22 систематических групп: кишечнополостные (Coelenterata), олигохеты (Oligochaeta), пиявки (Hirudinea), моллюски (Mollusca), разноногие раки (Amphipoda), ракушковые (Ostracoda) и ветвистоусые (Cladocera) рачки, водные клещи (Acariformes), стрекозы (Odonata), поденки (Ephemeroptera), водные жу-

ки (Coleoptera), вислокрылки (Megaloptera), ручейники (Trichoptera), бабочки (Lepidoptera), комары-долгоножки (Tipulidae), болотницы (Limoniidae), мокрецы (Ceratopogonidae), мошки (Simuliidae), мухи-береговушки (Ephydriidae), настоящие мухи (Muscidae), птихоптериды (Ptychopteridae) и хирономиды (Chironomidae). Наиболее разнообразно были представлены личинки амфибиотических насекомых – 81.4% от общего числа видов. Видовое обилие определяли хирономиды – 65 видов и форм. Высокий уровень видового богатства отмечен в реках Сетная (станции 1, 2) и Нгояха (станция 9) – 52 и 46 таксонов соответственно. В протоке Безымянной (станции 5–7) определено 37 видов и форм организмов зообентоса, в р. Пясядэяхе (станции 3, 4) – 25, в р. Тынзаяпензя – 14. Численность зообентоса в водотоках изменялась от 89 до 9099 экз/м², биомасса – от 0.11 до 16.868 г/м² (см. табл. 2).

Ведущую роль в структуре сообществ донных беспозвоночных, как правило, играли хирономиды. Заметный вклад в создание численности бентоса вносили олигохеты. В прибрежной зоне в состав доминирующих групп входили моллюски, типулиды, гаммариды и поденки.

Число видов зообентоса на фоновых станциях было в 1.2–9.0 раз выше, чем на станциях, расположенных в зоне антропогенного воздействия (см. табл. 2). Максимальный уровень снижения количества таксонов отмечен в р. Нгояхе в 2016 г. в зоне техногенного воздействия (станция 10), при содержании ВВ в воде 442.5 мг/л. Организмы бентоса в пробах не обнаружены.

Индекс общности таксонов [29] бентоса, рассчитанный для фоновых и нарушенных участков за годы наблюдений, изменялся от 0.09 до 0.21 (табл. 4). Согласно приведенной выше оценочной шкале, значения индекса свидетельствуют о

Таблица 4. Индекс общности таксонов зообентоса на станциях мониторинга выше и ниже зоны воздействия

Фоновые станции наблюдения	2014 г.	2015 г.	2016 г.	Станции, расположенные в зоне антропогенного воздействия
	индекс общности таксонов			
1	—	—	0.16	2
3	0.10	0.18	0.18	4
5	0.15	0.21	0.15	6
7 (2014 г.)	—	0.18	0.15	7
9	—	—	0.09	10

Примечание. Прочерк — сравнение не проводилось.

тяжелом техногенном воздействии на зообентос участков водотоков, расположенных ниже мест поступления ВВ.

Наряду с сокращением видового богатства установлено значительное снижение количественных показателей зообентоса (см. табл. 2). Численность донных беспозвоночных на участках водотоков с повышенным содержанием ВВ была в 3–72.8 раза меньше, чем на фоновых станциях. Снижение суммарной численности зообентоса на разных водотоках составило 66.7–98.6%. Биомасса зообентоса водотоков в зоне техногенного воздействия составляла 2.9–33.9% от показателей на фоновых станциях и была в 3–34 раза меньше (см. табл. 2).

Снижение обилия донных беспозвоночных определило убыль численности хирономид в 4.3–88.9 раза. В местах отложения мелкодисперсных взвесей возросла роль пелофильных олигохет, доля которых в создании численности и биомассы зообентоса достигала 90% и более. Снижение биомассы беспозвоночных связано не только с падением численности, но и с сокращением или полным исчезновением доли крупных гидробионтов (моллюски, поденки).

После прекращения поступления ВВ в воду восстановления структурных характеристик зообентоса не произошло (см. табл. 2, 4). В р. Пясядэйяхе на станциях, расположенных в зоне техногенного влияния, мутность в 2015 и 2016 гг. составила 9.9 и 9.0 мг/л соответственно (см. табл. 1). Число видов по сравнению с фоном было меньше в 1.6 и 2 раза, численность — в 3.6 и 8.5 раза, биомасса — в 22.8 и 14.4 раза. Низкие показатели качественного и количественного развития беспозвоночных связаны с изменением естественных биотопов в результате осаждения мелкодисперсных фракций на дне водотока.

Выявлена статистически значимая отрицательная зависимость (r_{sp}) числа видов, численности и биомассы зообентоса от содержания ВВ в воде (см. табл. 3).

Ихтиофауна

На исследованных водотоках отмечено 8 видов рыб, относящихся к 5 семействам: Coregonidae — сиг-пыжьян *Coregonus lavaretus pidschian* (Gmelin, 1788), чир *C. nasus* (Pallas, 1776); Esocidae — щука обыкновенная *Esox lucius* Linnaeus, 1758; Cyprinidae — елец сибирский *Leuciscus leuciscus baikalensis* (Dybowski, 1874), голянь озерный *Phoxinus phoxinus* (Pallas, 1814), голянь обыкновенный *P. phoxinus* (Linnaeus, 1758); Balitoridae — сибирский голец-усач *Barbatula toni* (Dybowski, 1869); Gasterosteidae — колюшка девятииглая *Pungitius pungitius* (Linnaeus, 1758).

Крупные промысловые виды рыб (сиг-пыжьян, чир, щука обыкновенная и елец сибирский) выловлены только на р. Нгояха. В 2014 г. в уловах отмечены чир (относительная численность 6 экз/сет × сут, средняя длина тела по Смитту (L_{Sm}) — 28.5 см, средняя масса тела (Q) — 320 г, средний возраст 5+) и щука (относительная численность 3 экз/сет × сут, средняя промысловая длина тела (l) — 38.6 см, Q — 540 г, средний возраст 5+); в 2015 г. — сиг-пыжьян (относительная численность 2 экз/сет × сут, L_{Sm} — 29.9 см, Q — 335 г, средний возраст 5+) и елец (относительная численность 1.5 экз/сет × сут, l — 21.2 см, Q — 173 г, средний возраст 6+). В 2016 г. в сетных уловах промысловые виды рыб не зафиксированы.

Из мелких видов рыб (табл. 5) доминирует озерный голянь (средняя экологическая плотность 1.73 экз/м², встречен 11 раз), субдоминант — девятииглая колюшка (средняя экологическая плотность 0.72 экз/м², встречена 8 раз). Голянь обыкновенный и сибирский голец-усач встречены на станциях мониторинга за три года наблюдений по 7 раз — средняя экологическая плотность 0.29 и 0.17 экз/м² соответственно. Размерно-весовые характеристики мелких видов рыб для каждой станции мониторинга приведены в табл. 5.

Не выявлена корреляционная зависимость (r_{sp}) длины и массы тела рыб от уровня концентрации ВВ. Экологическая плотность мелких промысловых видов рыб отдельно по каждому

Таблица 5. Экологическая плотность и размерно-весовые характеристики мелких видов рыб

Станция мониторинга	Год исследования	Гольян обыкновенный				Гольян озерный				Сибирский голец-усач				Десятиглялая колюшка			Суммарная экол. плотность, экз/м ²
		экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	
1	2014	1.5	32.3	0.45	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	1.5
	2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	0.0
	2015	0.3	40.0	1.00	0.0	—	—	0.7	24.5	—	—	—	0.13	—	—	—	1
	2016	1.8	30.5	0.41	0.3	32.0	0.58	0.7	52.0	1.56	—	—	15.0	23.0	0.20	—	17.8
3	2014	0.7	54.0	1.85	1.7	36.6	1.02	0.3	4.5	0.80	—	—	0.0	—	—	2.7	
	2015	1.0	61.7	3.43	0.3	37.0	1.30	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	1.3	
	2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.6	39.0	0.49	—	—	1.7	28.7	0.25	2.3	
	2014	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	0.0	
2015	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	0.0	
2016	0.0	—	—	0.0	—	—	1.5	43.7	0.70	—	—	0.2	31.0	0.29	—	1.7	
5	2014	0.0	—	—	1.7	60.5	5.78	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	1.7
	2015	0.0	—	—	0.5	51.3	3.1	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	0.5
	2016	0.0	—	—	0.3	25.0	0.4	0.0	—	—	—	—	0.2	46.0	1.11	—	0.5
	2014	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	0.0
2015	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	0.0	
2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.3	53.5	1.80	—	0.3	
2014	0.0	—	—	1.7	37.0	1.27	0.0	—	—	—	—	1.0	20.7	0.26	—	2.7	
2015	0.0	—	—	0.3	50.3	3.3	0.0	—	—	—	—	0.3	44.7	1.17	—	0.6	
2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.1	67.0	2.86	—	0.1	
8	2014	0.0	—	—	32.0	17.0	0.08	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	32
	2015	0.0	—	—	4.6	23.2	0.24	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	4.6
	2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	0.0
9	2014	2.0	33.4	0.48	0.0	—	—	0.2	16.0	0.03	—	—	0.0	—	—	—	2.2
	2015	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	0.0
	2016	0.2	29.0	0.24	1.5	26.9	0.37	0.4	46.5	0.98	—	—	0.0	—	—	—	2.1
	2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	—	—	—	0.0

Примечание. Жирным шрифтом выделены годы, когда на станциях мониторинга наблюдалось значимое антропогенное воздействие.

виду не имеет какой-либо видимой зависимости от показателей мутности. Суммарная экологическая плотность всех мелких видов рыб имеет отрицательную среднюю высокосвязанную корреляцию (r_{sp}) с концентрацией ВВ (см. табл. 3).

ОБСУЖДЕНИЕ

Приведенные в табл. 1 гидрохимические показатели позволяют вычлнить только один фактор, существенно превосходящий фоновые показатели рассматриваемых водотоков, — мутность, которая определяется неорганическими и органическими взвесями. Концентрация ВВ, образующихся при земляных работах (обустройство карьеров, возведение дамб, временных переходов, трубопроводка и др.), — один из основных факторов загрязнения воды [39, 40 и др.]. Разные группы гидробионтов по-разному реагируют на загрязнение ВВ [34, 37 и др.].

Видовой состав, численность, биомасса и структура альгоценозов рек и протоки сопоставимы с данными, приводимыми в литературе для водоемов различного типа п-ва Ямал [15, 38, 41, 42].

Воздействие взвесей на водоросли связано с уменьшением прозрачности воды, что снижает фотосинтез и соответственно первичную продукцию и биомассу водорослей [34, 37]. Хотя этот механизм не столь важен для поверхностного фитопланктона, в то же время ВВ воздействуют на водоросли перифитона как абразивный повреждающий фактор. При высоких концентрациях ВВ вызывают полную гибель бентосных альгоценозов. Аналогичный эффект наблюдается при отложении мелкодисперсных фракций на дне водотоков.

Максимальные количественные показатели зоопланктона отмечены в верховьях протоки Безымянной (станция 7) в 2016 г. (см. табл. 2). На наш взгляд, это является следствием органического загрязнения, что подтверждается доминированием организмов, характерных для водоемов с повышенным уровнем трофности. Обращает на себя внимание и факт обрастания зоопланктеров микроорганизмами, что помешало идентифицировать их до вида. На участке р. Нгояхи ниже стоков с карьера (станция 10) в 2016 г. организмы зоопланктона встречались единично и были открыты мелкодисперсной взвесью.

Действие высоких концентраций ВВ на организмы зоопланктона проявляется прежде всего в засорении и повреждении их фильтрующего аппарата. Даже при кратковременном воздействии ВВ снижаются эффективность питания, способность усваивать пищу, темп роста, эффективность размножения, и в конечном итоге происходит гибель зоопланктеров [34, 37].

Отсутствие в 2016 г. зоопланктона в протоке Безымянной (станция 6, см. табл. 2) при низких

показателях мутности (см. табл. 1) связано с отложением мелкодисперсных фракций на дне водотока. По сравнению со станцией 5, расположенной выше по течению, на станции 6 наблюдается уменьшение глубины (с 1.5 до 0.1–0.5 м) и увеличение скорости течения воды (от 0.05–0.1 до 0.4 м/с). Вследствие этого ниже зоны воздействия сформировались мелководные, не заросшие макрофитами биотопы, менее пригодные для существования зоопланктона по сравнению с естественными.

Анализ результатов исследований, приводимый в ряде обзоров, показал, что степень негативного воздействия мутности на водные организмы в большей степени определяется суммарным воздействием концентрации ВВ и продолжительности воздействия [34, 37]. Как следствие, возможной причиной отсутствия значимого ответа фито- и зоопланктона на увеличение концентрации ВВ является близость станций наблюдения к источникам загрязнения. Как правило, промежуток времени от момента воздействия до момента наблюдения составлял менее получаса.

В отличие от планктонных организмов ответ зообентоса на повышение концентрации ВВ более выражен (см. табл. 3). Наши наблюдения подтверждают многочисленные исследования [43–54 и др.].

Установлены значительные изменения в структуре зообентоценозов на участках водотоков, расположенных ниже районов проведения строительных работ (станции 4, 6) и поступления стоков с карьеров (станции 2, 10). Видовое разнообразие беспозвоночных на фоновых участках было выше (см. табл. 2, 4). Изменения таксономического состава бентоса отражают значения парных индексов общности таксонов. Величины индексов свидетельствуют о сильном техногенном воздействии на зообентос участков водотоков, расположенных ниже мест поступления ВВ.

Согласно “Методике оценки вреда...” [55], снижение численности на 50–74.9% соответствует сильному воздействию, а убыль численности на 75–100% — прямому уничтожению. Наблюдаемое снижение суммарной численности зообентоса свидетельствует о высокой степени техногенного воздействия.

Осаждение взвесей на дне водотоков сопровождается изменением естественного донного субстрата и среды обитания гидробионтов, что также приводит к снижению качественных и количественных характеристик зообентоса [48, 56]. Даже после окончания строительных работ на фоне низкого содержания ВВ в воде видовое разнообразие, численность и биомасса зообентоса остаются на очень низком уровне. В местах отложения мелкодисперсных взвесей в составе бентоса возрастает роль олигохет. Снижение биомассы

беспозвоночных связано не только с падением численности, но и сокращением доли крупных гидробионтов или их исчезновением.

Организмы зообентоса, обитающие в осадке, часто малоподвижны и имеют слабую способность избегать негативных последствий. Увеличение концентрации ВВ приводит к снижению кормовой базы питающихся водорослями беспозвоночных (двустворчатые моллюски) [40]). В целом поступление мелкодисперсных взвесей в водотоки оказало сильное негативное воздействие на сообщество зообентоса, что отразилось на видовом составе и количественных показателях развития гидробионтов.

Рыбы в отличие от малоподвижного зообентоса и планктонных организмов, совершающих, как правило, пассивный скат по течению, являются мобильными организмами и могут активно избегать неблагоприятных факторов внешней среды. Причины, по которым рыбы не могут покинуть участков негативного воздействия, — различного рода преграды, расположенные на миграционных путях (дамбы, плотины, акустические и гидродинамические заградители и т.д.).

При возникновении на местах нагула негативных факторов (повышение уровня мутности выше критического для вида) рыбы могут уйти из зоны воздействия вниз по течению, в ближайшие чистые притоки (по уменьшению негативного градиента) или выше зоны воздействия. При подъемной миграции рыб негативные факторы (превосходящие пороговые значения), возникшие выше по течению, исключают возможность миграционного хода в водотоке. Осенью 2016 г. отмечено отсутствие подъемной миграции производителей сиговых рыб в р. Нгояхе (станция 9, расположенная выше по течению от зоны воздействия — станции 10). На станции 1 (р. Сетная) рыб также не обнаружили, так как расположенная ниже по течению дамба препятствовала подходу подъемных рыб, которые вынуждены были концентрироваться в районе станции 2, где отмечено повышенное содержание ВВ (см. табл. 1, 5). Для уменьшения статистической ошибки в расчетах были учтены поведенческие особенности рыб во время подъемной осенней миграции (см. табл. 3). Данные по станциям 1 и 2 в 2016 г. были исключены из расчетов влияния ВВ на экологическую плотность рыб. Следует отметить, что стоки с карьеров, имеющие крайне высокие показатели мутности воды (см. табл. 1), в годы наблюдений фактически прервали подъемную миграцию сиговых рыб из Обской губы в глубокие верховые озера, из которых вытекают реки Нгояха (оз. Сявтато и Лабадейто) и Сетная (система озер Сидяхамалто).

Проведенные статистические расчеты показывают, что наиболее толерантными к ВВ являются девятиглая колюшка и сибирский голец-усач, что

связано с образом жизни этих рыб (см. табл. 3). Наименее толерантен среди мелких видов — озерный голяк ($r_{sp} = -0.399$, $p = 0.054$, $n = 24$), для которого обитание в водотоках, где возможно увеличение концентрации ВВ, является экстремальным [57].

Снижение численности и биомассы организмов отдельных звеньев трофической сети, а также их элиминация приводят к изменениям структурно-функциональных параметров водных экосистем и нарушениям взаимосвязей между гидробионтами различных трофических уровней [58–62]. Функционирование высших трофических уровней и перенос веществ и энергии в водных экосистемах определяются развитием первичного звена пищевых сетей — водорослей, одного из основных продуцентов органического вещества. Являясь фотоавтотрофами, они формируют первичную биомассу, служащую основой для жизнедеятельности последующих трофических уровней. Повышенная концентрация взвешенных веществ и их седиментация приводят к снижению первичной продукции и вызывают негативные восходящие каскадные эффекты в трофических сетях [63–67].

Беспозвоночные животные занимают центральное звено в пищевых сетях водных экосистем и выступают посредниками при передаче вещества и энергии от низших трофических звеньев к высшим (рыбам). Показано, что повышенная концентрация взвешенных веществ и их седиментация инициировали восходящие каскадные эффекты, наиболее сильно и негативно отразившиеся на организмах зообентоса и рыбах.

Проведенная работа является пионерной для водных экосистем полуострова Ямал. Подтверждено предположение о различной степени воздействия работ по обустройству месторождения углеводородов на отдельные группы гидробионтов. Негативное влияние мутности на гидробионтов определяется концентрацией ВВ и длительностью их воздействия. Повышенное содержание ВВ оказывает наиболее сильное влияние на структуру зообентоса и миграционное поведение рыб. Планктонные организмы реагируют на техногенное воздействие в меньшей степени.

ВЫВОДЫ

1. Наибольшее влияние на гидробионтов во время обустройства объектов производственной инфраструктуры месторождения углеводородов на полуострове Ямал оказывает повышенный уровень содержания взвешенных веществ в воде.

2. Несмотря на сокращение числа видов, снижение численности и биомассы фито- и зоопланктона, не отмечены статистически значимые зависимости качественных и количественных по-

казателей планктона от содержания взвешенных веществ в воде.

3. Наиболее сильное воздействие взвешенные вещества оказывают на организмы зообентоса. Наряду с обеднением видового состава установлено статистически значимое снижение численности и биомассы донных беспозвоночных. Снижение биомассы связано не только с падением численности, но и сокращением доли крупных гидробионтов или их исчезновением (моллюски, поденки).

4. Наиболее чувствительны к повышенному содержанию взвешенных веществ в воде сиговые рыбы, из карповых — озерный голяк, наиболее толерантны к мутности — девятииглая колюшка и сибирский голец-усач. Отмеченные повышенные концентрации взвешенных веществ в осенний период стали причиной прекращения подъемной миграции сиговых рыб из Обской губы в глубокие верховые озера.

Работа выполнена в рамках Государственного задания ФГБУН ИЭРиЖ УрО РАН по теме “Состояние и динамика биоресурсов животного мира Уральского региона, разработка научных основ его мониторинга и охраны” № 122021000084.

Авторы выражают благодарность Е.Н. Богдановой за помощь в определении и обработке материала по зоопланктону.

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов и подтверждают, что в работе при использовании живых организмов в качестве объектов исследования соблюдались правовые и этические нормы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Воронков Н.В.* Планктон водоемов полуострова Ямал // Ежегодник Зоол. музея Импер. АН. СПб., 1911. Т. 16. № 2. с. 180–214.
2. *Верещагин Г.Ю.* Планктон водоемов полуострова Ямал // Ежегодник Зоол. музея Импер. АН. СПб., 1913. Т. 18. № 2. С. 169–220.
3. *Житков Б.М.* Полуостров Ямал // Зап. Рус. геогр. об-ва. СПб., 1913. Т. 49. 359 с.
4. *Куликова Е.Б.* Сиги Ямала // Тр. Ин-та океан. АН СССР. 1960. Т.31. С. 111–144.
5. *Венглинский Д.Л.* Промысловые виды водоемов полуострова Ямал // Сборник работ кафедры ихтиологии и рыбоводства и научно-исследовательской лаборатории рыбного хозяйства. М., 1971. С. 61–67.
6. *Слепурава Н.А., Никифорова Л.Г.* К изучению зоопланктона и зообентоса озер п-ва Ямал // Продуктивность водоемов разных климатических зон РСФСР и перспективы их рыбохозяйственного использования. Красноярск, 1978. С. 80–82.
7. *Мельниченко С.М., Мельниченко И.П.* Ихтиофауна низовьев р. Морды-Яхи полуострова Ямал // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Сыктывкар, 1990. С. 27.
8. Современное состояние растительного и животного мира полуострова Ямал / отв. ред. Балахонов В.С. Екатеринбург: Наука, 1995. 215 с.
9. Мониторинг биоты полуострова Ямал в связи с развитием объектов добычи и транспорта газа. Екатеринбург: УРЦ “Аэрокосмоэкология”, 1997. 192 с.
10. *Москаленко Б.К.* Материалы к биологии сиговых рыб Обской губы // Изв.ВНИОРХ. 1958. Т. 44. С. 74–94.
11. *Добринская Л.А.* К изучению сиговых реки Оби в период анадромной миграции // Материалы по фауне Приобского Севера и ее использованию. Тюмень, 1959. С. 32–57.
12. *Бруснынина И.Н.* Биология и промысел ряпушки в Обской и Тазовской губах // Труды Салехардского стационара УФАН СССР. Свердловск, 1963. Вып.3. С. 18–30.
13. *Андриенко Е.К.* Биологическая характеристика, промысел и состояние запасов новопортовского стада ряпушки в Обской губе // Второе Всесоюз. совещ. по биологии и биотехнике разведения сиговых рыб. Петрозаводск, 1981. С. 111–113.
14. *Степанов Л.Н.* Разнообразие зообентоса водоемов и водотоков бассейнов рек Сетная и Нгояха (полуостров Ямал, Ямало-Ненецкий автономный округ) // Фауна Урала и Сибири. 2016. № 1. С. 90–104.
15. *Богданов В.Д., Степанов Л.Н., Богданова Е.Н.* и др. Оценка современного состояния водных экосистем и проблемы охраны биологических ресурсов при обустройстве Круzenshternskoye ГКМ // Экономика региона. 2015. № 3. С. 266–278. [*Bogdanov V.D., Stepanov L.N., Bogdanova Ye.N.* et al. Evaluation of the current state of aquatic ecosystems and the problems of the protection of biological resources during development of Kruzenshternskoye GCF // Economy of the Region. 2015. V. 1. № 3. P. 505–514.] <https://doi.org/10.15826/recon.2015.3.014>
16. *Лёзин В.А.* Реки Ямало-Ненецкого автономного округа. Справочное пособие. Тюмень: Изд-во “Вектор Бук”, 2000. 142 с.
17. *Choo F., Zamyadi A., Newton K.* et al. Performance evaluation of in situ fluorometers for real-time cyanobacterial monitoring. // H2 Open Journal. 2018. V. 1. №. 1. P. 26–46. <https://doi.org/10.2166/h2oj.2018.009>
18. *Минеева Н.М., Щур Л.А.* Содержание хлорофилла а в единице биомассы фитопланктона (обзор) // Альгология. 2012. №. 22. № 4. С. 441–456.
19. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
20. *Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П.* и др. Водоросли. Справочник. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.
21. *Тыныбеков А.К.* Метод расчета объемов клеток фитопланктона // Исследование живой природы Кыргызстана. 2021. №. 2. С. 163–166.
22. *Кутикова Л.А.* Коловратки фауны СССР. Л.: Наука, 1970. 744 с.

23. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах // Зоопланктон и его продукция. Л., 1982. 33 с.
24. *Марузи И.В., Пищенко Е.В., Веснина Л.В.* Практикум по гидробиологии. Новосибирск, 2008. 148 с.
25. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон / Под ред. Алексеева В.Р., Цалолыхина С.Я. М.: Тов-во научн. изд. КМК, 2010. 495 с.
26. *Павлюк Т.Е.* Использование трофической структуры сообществ донных беспозвоночных для оценки экологического состояния водотоков: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1998. 24 с.
27. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.
28. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. СПб.: Наука, 1994–2005. Т. 1, 2, 4–6. 3382 с.
29. *Lenat D.R.* Using aquatic insects to monitor water quality // Aquatic insects of China useful for monitoring water quality. HoHai Univ. Press. 1994. P. 68–91.
30. *Петлина А.П., Романов В.И.* Изучение молодежи пресноводных рыб Сибири. Томск: Изд-во Томск. ун-та, 2004. 203 с.
31. Методические указания по сбору и обработке ихтиологического материала. Л.: Промрыбвод, 1986. 52 с.
32. *Pallant J.* SPSS survival manual. A step by step guide to data analysis using SPSS for Windows. Maidenhead: Open University Press, 2007. 335 p.
33. Гидрология заболоченных территорий зоны многолетней мерзлоты Западной Сибири / Под. ред. Новикова С.М. СПб.: ВВМ, 2009. 536 с.
34. *Newcombe C.P., MacDonald D.D.* Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems // North American journal of fisheries management. 1991. V. 11. №. 1. P. 72–82.
[https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1991\)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1991)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2)
35. *Чалов С.Р., Есин Е.В., Леман В.Н.* Влияние взвешенных наносов на речные ихтиоцены // Изв. ТИПРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). 2019. Т. 199. С. 179–192.
<https://doi.org/10.26428/1606-9919-2019-199-179-192>
36. *Чалов С.Р., Леман В.Н.* Региональный подход к рыбохозяйственному нормированию содержания взвешенных веществ // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2019. №. 6. С. 66–83.
<https://doi.org/10.35567/1999-4508-2019-6-5>
37. *Bilotta G.S., Brazier R.E.* Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota // Water Res. 2008. V. 42. № 12. P. 2849–2861.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>
38. *Богданов В.Д., Богданова Е.Н., Мельниченко И.П.* и др. Проблемы охраны биоресурсов при обустройстве Бованенковского газоконденсатного месторождения // Экономика региона. 2012. № 4. С. 68–79.
39. *Adekunbi F.O., Elegbede I.O., Akhiromen D.I.* et al. Impact of sand dredging activities on ecosystem and community survival in Ibeshe area of Lagos Lagoon, Nigeria // J. of Geosci. and Environ. Protect. 2018. V. 6. №. 2. P. 112–125.
<https://doi.org/10.4236/gep.2018.62008>
40. *Zou W., Tolonen K.T., Zhu G.* et al. Catastrophic effects of sand mining on macroinvertebrates in a large shallow lake with implications for management // Sci. Total Environ. 2019. V. 695. P. 133706.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133706>
41. *Генкал С.И., Ярушина М.И.* Материалы к флоре Bacillariophyta водных экосистем бассейна реки Яраяха (полуостров Ямал) // Сиб. экол. журн. 2016. № 3. С. 364–376. [*Genkal S.I., Yarushina M.I.* Materials on the flora of Bacillariophyta in aquatic ecosystems of the Yarayakha River Basin (Yamal Peninsula) // Contemp. Probl. Ecol. 2016. V. 9. No. 3. P. 306–317].
<https://doi.org/10.1134/S1995425516030045>
42. *Генкал С.И., Ярушина М.И.* Флора Bacillariophyta планктона тундровых экосистем в зоне освоения газоконденсатного месторождения (п-ов Ямал) // Биология внутр. вод. 2019. № 4 (1). С. 3–13. [*Genkal S.I., Yarushina M.I.* Flora of Bacillariophyta in the plankton of tundra ecosystems in the exploration area of the gas condensate field (Yamal Peninsula) // Inland Water Biol. 2019. V. 12. № 4. P. 373–383].
<https://doi.org/10.1134/S1995082919040047>
43. *Lévesque L.M., Dubé M.G.* Review of the effects of in-stream pipeline crossing construction on aquatic ecosystems and examination of Canadian methodologies for impact assessment // Environ. Monit. Assess. 2007. V. 132. № 1–3. P. 395–409.
<https://doi.org/10.1007/s10661-006-9542-9>
44. *Crosa G., Castelli E., Gentili G.* et al. Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream // Aquat. Sci. 2010. V. 72. № 1. P. 85–95.
<https://doi.org/10.1007/s00027-009-0117-z>
45. *Yu X., Wang G., Zou Y.* et al. Effects of pipeline construction on Wetland Ecosystems: Russia–China oil pipeline project (Mohe–Daqing Section) // Ambio. 2010. V. 39. № 5–6. P. 447–450.
<https://doi.org/10.1007/s13280-010-0055-y>
46. *Larsen S., Pace G., Ormerod S.J.* Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams // River Res. Applic. 2011. V. 27. P. 257–267.
<https://doi.org/10.1002/rra.1361>
47. *Cocchiglia L., Purcell P.J., Kelly-Quinn M.* A critical review of the effects of motorway river-crossing construction on the aquatic environment // Freshw. Rev. 2012. V. 5. P. 141–168.
<https://doi.org/10.1608/FRJ-5.2.489>
48. *Jones J.I., Murphy J.F., Collins A.L.* et al. The impact of fine sediment on macro-invertebrates // River Res. Appl. 2012. V. 28. № 8. P. 1055–1071.
<https://doi.org/10.1002/rra.1516>
49. *Burdon F.J., McIntosh A.R., Harding J.* Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams // Ecol. Appl. 2013. V. 23. № 5. P. 1036–1047.
<https://doi.org/10.1890/12-1190.1>
50. *Elbrecht V., Beermann A.B., Goessler G.* et al. Multiple-stressor effects on stream invertebrates: a mesocosm ex-

- periment manipulating nutrients, fine sediment and flow velocity // *Freshwater Biol.* 2016. V. 61. № 4. P. 362–375. <https://doi.org/10.1111/fwb.12713>
51. *Phillips I.D., Davies J.-M., Bowman M.F.* et al. Macro-invertebrate communities in a Northern Great Plains river are strongly shaped by naturally occurring suspended sediments: implications for ecosystem health assessment // *Freshwater Sci.* 2016. V. 35. № 4. P. 1354–1364. <https://doi.org/10.1086/689013>
 52. *Введенская Т.Л., Улатов А.В.* Антропогенное влияние на лососевые водотоки в период строительства и эксплуатации магистрального газопровода (Камчатка) // *Вестник КамчатГТУ.* 2018. № 46. С. 53–65. <https://doi.org/10.17217/2079-0333-2018-46-53-65>
 53. *Stepanov L.N., Pavlyuk T.E.* Benthic fauna shifts downstream from alluvial gold mine: a case study in a Subpolar Urals river // *J. Fish. Aquat. Sci.* 2019. V. 14. № 1. P. 15–24. <https://doi.org/10.3923/jfas.2019.15.24>
 54. *Gál B., Weiperth A., Farkas J.* et al. The effects of road crossings on stream macro-invertebrate diversity // *Biod. and Conserv.* 2020. V. 29. № 3. P. 729–745. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01907-4>
 55. Методика оценки вреда и исчисления размера ущерба от уничтожения объектов животного мира и нарушения их среды обитания. Утверждено Госкомэкологии России 28 апреля 2000 г. [Электронный ресурс]. – URL: <https://docs.cntd.ru/document/901784689> (дата обращения 09.02.2022).
 56. *Extence C.A., Chadd R.P., England J.* et al. The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response // *River Res. Applic.* 2013. V. 29. P. 17–55. <https://doi.org/10.1002/rra.1569>
 57. *Kolejko M., Sender J., Demetraki-Paleolog A.* Meristic and biometric features of lake minnow *Eupallasella percunurus* (Pallas, 1814) in small peat excavation (Jelino, Polesie Lubelskie region) // *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego.* 2014. T. 11. P. 70–76.
 58. *Lin Q., Xu L., Hou J.* et al. Responses of trophic structure and zooplankton community to salinity and temperature in Tibetan lakes: Implication for the effect of climate warming // *Water Res.* 2017. V. 124. P. 618–629. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.078>
 59. *Голубков С.М., Шадрин Н.В., Голубков М.С.* и др. Пищевые цепи и их динамика в экосистемах мелководных озер с различной соленостью воды // *Экология.* 2018. № 5. С. 391–398. [*Golubkov S.M., Shadrin N.V., Golubkov M.S.* et al. Food chains and their dynamics in ecosystems of shallow lakes with different water salinities // *Russ. J. Ecol.* 2018. V. 49. № 5. P. 442–448.] *Han P., Becker C., Sentis A.* et al. Global change–driven modulation of bottom–up forces and cascading effects on biocontrol services // *Curr. Opin. Insect.* 2019. V. 35. P. 27–33. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.05.005> <https://doi.org/10.1134/S1067413618050053>
 60. *Su H., Feng Y., Chen J.* et al. Determinants of trophic cascade strength in freshwater ecosystems: a global analysis // *Ecology.* 2021. V. 102. № 7. Art. e03370. <https://doi.org/10.1002/ecy.3370>
 61. *Ripple W.J., Estes J.A., Schmitz O.J.* et al. What is a Trophic Cascade? // *Trends Ecol. Evol.* 2022. [Электронный ресурс]. – URL: https://trophicascades.forestry.oregonstate.edu/sites/trophic/files/Ripple2016_TREE.pdf (дата обращения 18.02.2022) <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.08.010>
 62. *Henley W.F., Patterson M.A., Neves R.J.* et al. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers // *Rev. Fish. Sci.* 2000. V. 8. №2. P. 125–139. <https://doi.org/10.1080/10641260091129198>
 63. *Heath M.R., Speirs D.C., Steele J.H.* Understanding patterns and processes in models of trophic cascades // *Ecol. Lett.* 2014. V. 17. № 1. P. 101–114. <https://doi.org/10.1111/ele.12200>
 64. *Frau D., Battauz Y., Alvarenga P.F.* et al. Assessing the relevance of top–down and bottom–up effects as phytoplankton structure drivers in a subtropical hypereutrophic shallow lake // *Aquat Ecol.* 2019. V. 53. № 2. P. 265–280. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09687-3>
 65. *Lunt J., Smeed D.L.* Turbidity alters estuarine biodiversity and species composition // *Ices J. Mar. Sci.* 2020. V. 77. № 1. P. 379–387. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz214>
 66. *Bhele U., Öglü B., Feldmann T.* et al. Modelling how bottom–up and top–down processes control the major functional groups of biota in a large temperate shallow lake // *Inland Waters.* 2022. [Электронный ресурс]. – URL: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/20442041.2022.2031813> (дата обращения 20.02.2022) <https://doi.org/10.1080/20442041.2022.2031813>