

Разливы нефти в пресных водах и состояние экосистемы оз. Пясино до аварийного разлива 2020 г.

М. И. ГЛАДЫШЕВ^{1, 2}

¹Институт биофизики Федерального исследовательского центра
“Красноярский научный центр Сибирского отделения Российской Академии наук”
660036, Красноярск, Академгородок, 50/50
E-mail: glad@ibp.ru

²Сибирский федеральный университет
660041, Красноярск, просп. Свободный, 79

Статья поступила 08.12.2020

После доработки 14.01.2021

Принята к печати 19.01.2021

АННОТАЦИЯ

Излагается история крупных разливов нефти в пресных водах, рассматриваются процессы ее физико-химической и биологической деградации. Обсуждаются токсичность нефти для гидробионтов и влияние нефтяного загрязнения на сообщества планктона, бентоса и ихтиофауну, а также вопросы ликвидации экологических последствий нефтяных разливов. Описывается состояние экосистемы оз. Пясино до аварийного разлива 2020 г., а именно гидрохимические показатели, видовой состав, численность и биомасса планктона, бентоса и рыб. Предлагаются возможные мероприятия для восстановления экосистемы оз. Пясино, включая биоманипуляцию “bottom-up”.

Ключевые слова: нефтяное загрязнение, планктон, бентос, ихтиофауна, качество воды, арктические озера.

1. ВЛИЯНИЕ РАЗЛИВОВ НЕФТИ НА ПРЕСНОВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

1.1. История аварийных разливов нефти в пресных водах

Наиболее масштабные аварийные разливы нефти и нефтепродуктов, связанные с авариями танкеров и нефтяных платформ и привлекающие внимание мировой общественности, очевидно, происходят в морях [Davenport, 1982; Albers, 1992; Jernelov, 2010]. Таким образом, экологические последствия нефтя-

ных разливов наиболее изучены именно в морских экосистемах.

Вместе с тем пресноводные экосистемы рек и озер также подвергаются воздействию нефти и нефтепродуктов, масштабы разливов которых не уступают морским катастрофам. Например, в 1950 г. при повреждении в нефтехранилище крупный разлив 10 тыс. т нефти произошел в проливе Пэрри оз. Онтарио (Канада) [Bertrand, Hare, 2017]. В декабре 1988 г. в результате разрыва трубопровода в приток р. Гасконэйд (США, штат Миссури)

вытекло 33 тыс. т сырой нефти [Poulton et al., 1997]. Мощный разлив 103–126 тыс. т нефти в результате утечки из трубопровода произошел в 1994 г. в арктической зоне Российской Федерации, в районе г. Усинска. Нефть попала в реки Колва и Уса (притоки р. Печоры) [Jernelov, 2010; Fefilova, 2011; Loskutova et al., 2015]. На ликвидацию последствий этого разлива власти Российской Федерации запросили и получили заем Всемирного банка в размере 99 млн долл. США [Jernelov, 2010]. Ранее, в 1988 и 1992 гг. в этом же регионе происходили утечки из трубопроводов 20 и 30 тыс. т нефти [Jernelov, 2010]. В Техасе в 1981 г. вандалы открыли дренажный кран в цистерне нефтехранилища, что привело к утечке более 40 т нефти [Hargel, 1985].

Крупные разливы нефти и нефтепродуктов из транспортных систем и хранилищ непредсказуемы и неизбежны: это просто вопрос времени, поскольку глобальная экономика развивается по принципу обеспечения приемлемого, а не идеального уровня безопасности [Perhar, Arhonditsis, 2014]. В связи с неизбежными рисками чрезвычайно важно в местах потенциальных разливов нефти иметь данные о фоновом состоянии экосистем, чтобы заранее планировать мероприятия по минимизации и ликвидации экологических последствий [Albers, 1992; Perhar, Arhonditsis, 2014].

В настоящем номере (специальном выпуске) Сибирского экологического журнала описывается состояние экосистемы арктического оз. Пясино и прилегающих рек после аварийного разлива 20 тыс. т дизельного топлива 29 мая 2020 г.

1.2. Физико-химическая деградация разлитой нефти

Нефть и нефтепродукты, попавшие в природные водоемы, подвергаются в них процессам выветривания (weathering). Нефть разливается по поверхности воды тонким слоем, из которого постепенно испаряются легкие низкомолекулярные компоненты, такие как моноциклические ароматические углеводороды (бензолы) [Albers, 1992; Jernelov, 2010]. В случае разливов тяжелой сырой нефти испаряется до 10 %, а при разливах легкой нефти и нефтепродуктов испарившаяся фракция может достигать 75 % [Albers, 1992].

В небольших озерах и особенно в реках разлившаяся в воде нефть весьма быстро выносится на берега [Albers, 1992]. Растворяется в воде лишь около 5 % нефти, тогда как остальные фракции в результате волнового и ветрового перемешивания образуют водно-масляные эмульсии [Albers, 1992]. Водно-масляная эмульсия разлагается очень медленно и может месяцами находиться в воде или на берегу [Albers, 1992]. Наиболее плотные фракции нефти, такие как асфальтены, оседают и накапливаются в донных отложениях и на берегах [Jernelov, 2010].

Также нефть подвержена фотооксидации под воздействием солнечных лучей, которая приводит к образованию полярных окисленных веществ [Albers, 1992]. В целом, скорость выветривания нефти возрастает при увеличении интенсивности освещения, турбулентности и температуры [Jernelov, 2010]. Например, после разлива более 100 тыс. т нефти в 1994 г. в р. Колва на пути в Северный Ледовитый океан через р. Печору произошло значительное выветривание нефти, вероятно, в основном в результате фотодегградации, которой способствовал непрерывный солнечный свет в течение полярного дня [Jernelov, 2010]. В р. Шоалкрик после разлива нефти концентрация нефтяных углеводородов на перекачках с высокой турбулентностью снизилась почти до нуля в течение 6–7 месяцев, тогда как в заводах повышенные концентрации наблюдались в течение 18 месяцев [Poulton et al., 1997]. Холодная погода препятствует растеканию нефти, и зимой нефтяное загрязнение распространяется на меньшие площади, чем летом [Albers, 1992]. Очевидно, что в холодных арктических экосистемах деградация разлитой нефти происходит сравнительно медленно [Miller et al., 1978], и поэтому аварийные разливы в этой зоне могут иметь более тяжелые последствия для водных экосистем.

Разлитая нефть присутствует в воде не более полугода, за исключением разливов, произошедших зимой или в высоких широтах [Albers, 1992]. Время пребывания разлитой нефти в донных отложениях и на берегах зависит от их свойств. На каменистых утесах нефть держится всего несколько дней, тогда как в закрытых от ветра и волн приливных матах и ветлендах она может сохраняться десятилетиями [Albers, 1992]. Таким образом,

донные осадки и берега могут быть источниками хронического загрязнения воды нефтью, особенно в зонах холодного климата.

1.3. Токсичность нефти для гидробионтов

В состав нефти входят тысячи углеводов, содержащие также кислород, серу и азот [Albers, 1992]. Углеводы, включая полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), являются биогенными веществами, т.е. они продуцируются живыми организмами и, таким образом, являются естественными компонентами среды обитания [Davenport, 1982]. Следовательно, в отличие от ксенобиотиков, например пестицидов, негативный эффект загрязнения нефтью и нефтепродуктами связан не с их химической природой, а с концентрациями. Действительно, токсические эффекты нефти, исследуемые лишь на нескольких видах легко культивируемых лабораторных организмов, проявляются лишь при нереалистично высоких концентрациях, характерных для тяжелых сликов [Davenport, 1982].

Тем не менее нефть, особенно с высоким содержанием ПАУ, может быть токсична для морского и пресноводного планктона [Davenport, 1982]. Например, ПАУ могут повреждать клеточные мембраны водорослей, поэтому микроводоросли небольших размеров более подвержены токсическому воздействию [Perhar, Arhonditsis, 2014]. Пресноводные сообщества считаются более уязвимыми к токсическому воздействию ПАУ, чем морские. Во-первых, растворимость ПАУ в воде обратно пропорциональна солености. Во-вторых, пресноводные пищевые цепи, как правило, содержат меньше элементов, другими словами, обладают меньшей устойчивостью [Perhar, Arhonditsis, 2014].

Токсический эффект нефти сильнее проявляется при дефиците элементов минерального питания [Perhar, Arhonditsis, 2014], например, воздействие нефти на микроводоросли является более вредоносным в олиготрофных водных экосистемах, чем в эвтрофных. Например, в олиготрофных озерах Аляски отмечен токсический эффект нефти на первичную продукцию планктона [Miller et al., 1978].

Поскольку наиболее токсичными, как правило, являются низкомолекулярные лету-

чие фракции нефти, такие как моноциклические ароматические углеводороды (бензолы), то в процессе выветривания общая токсичность нефти может снижаться, хотя не исключена и прямо противоположная тенденция [Miller et al., 1978; Perhar, Arhonditsis, 2014]. Токсичность нефти сильнее проявляется при более высокой температуре воды, однако высокая температура также способствует более быстрому разложению токсичных фракций [Jernelov, 2010].

1.4. Воздействие разливов нефти на гидробионтов

1.4.1. Микроорганизмы – деструкторы нефти

Сразу после разливов нефти микроорганизмы, бактерии, грибы, дрожжи начинают разлагать ее компоненты, преимущественно низкомолекулярные алифатические углеводороды [Davenport, 1982; Albers, 1992; Jernelov, 2010; Perhar, Arhonditsis, 2014]. Вспышка численности бактерий и дрожжей наблюдается в течение нескольких дней после разливов нефти [Davenport, 1982]. Видами, способными к деградации углеводов, являются *Alcanivorax*, *Alteromonas*, *Cycloclasticus*, *Halomonas*, *Marinobacter*, *Oleiphilus*, *Oleispira* и *Pseudoalteromonas*, при этом *Alcanivorax* и *Marinobacter* специализируются на алифатических углеводородах, а *Alteromonas*, *Collwellia* и *Cycloclasticus* имеют повышенную способность к деградации ПАУ [Perhar, Arhonditsis, 2014]. Представители этих таксонов чаще всего обнаруживаются в нефтяных разливах. В целом, все гамма-протеобактерии считаются способными к деградации углеводов [Perhar, Arhonditsis, 2014].

Эффективность микробной деградации нефти зависит от температуры воды, солености, pH, концентрации элементов минерального питания, растворенного кислорода и начальной численности нефтедеградирующих микроорганизмов [Albers, 1992]. От 40 до 80 % сырой нефти может быть утилизировано микроорганизмами [Albers, 1992].

Вблизи морских буровых платформ, в радиусе 1 км, несмотря на постоянные утечки углеводов и серы классическими методами (высевом на селективных средах) обнару-

живается лишь незначительное количество нефтедеградирующих и сероокисляющих бактерий – около 1 % микрофлоры [Davenport, 1982]. Очевидно, что для определения реального видового разнообразия нефтеокисляющих и других бактерий необходимо применять современные методы секвенирования следующего поколения (next generation sequencing, NGS).

1.4.2. Фитопланктон и первичная продукция

Биомасса фитопланктона и концентрация хлорофилла в озерах и морях аналогично величине первичной продукции при высоких концентрациях нефтяного загрязнения снижаются, а при низких концентрациях могут даже возрастать [Miller et al., 1978; Davenport, 1982; Albers, 1992; Perhar, Arhonditsis, 2014]. Под толстыми нефтяными пленками, ослабляющими солнечную радиацию, концентрация хлорофилла фитопланктона может снижаться, но затем, после деградациии пленок и выделения элементов минерального питания из отмирающих организмов, фитопланктон может быстро восстановиться [Perhar, Arhonditsis, 2014]. Например, после аварии на нефтяной платформе “Глубоководный горизонт” и последующего блокирования скважины уже через три недели была зарегистрирована возросшая биомасса фитопланктона [Perhar, Arhonditsis, 2014]. Однако численность и биомасса водорослей после разливов нефти могут сокращаться из-за возникшей конкуренции за элементы минерального питания с бактериями и другими гетеротрофными организмами, потребляющими нефтепродукты [Fefilova, 2011].

Наиболее характерным и предсказуемым признаком влияния нефтяных загрязнений на фитопланктон как озер, так и морей является изменение его видового состава. Например, после экспериментальных разливов нефти в тундровых термокарстовых озерах Аляски исчезли доминировавшие до разливов криптофитовые водоросли, такие как *Rhodomonas minuta*, и им на смену пришли хризифитовые (*Uroglena americana*), хлорофитовые (*Chlamydomonas*) и динофитовые водоросли, характерные для водоемов с высоким содержанием органического вещества, а так-

же цианобактерии, например, *Oscillatoria* sp. [Miller et al., 1978; Davenport, 1982]. В экспериментальных морских мезокосмах в результате добавления нефти также произошла смена доминантов фитопланктона: на смену диатомовым водорослям пришли микрофлагелляты *Chrysochromulina kappa* (класс Prymnesiophyceae) [Davenport, 1982]. Однако в других экспериментах при добавлении нефти в мезокосм биомасса диатомовых, эвгленовых и зеленых водорослей не изменялась, но возрастала биомасса цианобактерий [Perhar, Arhonditsis, 2014]. Причины увеличения биомассы цианобактерий до конца не ясны, поскольку маловероятно, что оно происходит вследствие возрастания количества элементов минерального питания [Miller et al., 1978].

Влияние нефти и нефтепродуктов на величину первичной продукции фитопланктона зависит от их концентрации: высокие концентрации ингибируют, а малые – стимулируют фотосинтез планктонных микроводорослей. Например, в тундровых термокарстовых озерах на Аляске после экспериментальных разливов нефти $2,5 \text{ л} \times \text{м}^{-2}$ наблюдалось ингибирование фотосинтеза, продолжавшееся до конца вегетационного сезона, тогда как при малой концентрации $0,24 \text{ л} \times \text{м}^{-2}$ отмечено ингибирование в течение шести дней, а затем через 18 дней отмечен рост первичной продукции [Miller et al., 1978]. Аналогично фотосинтез морского фитопланктона ингибируется при концентрациях нефти $>50 \text{ нг} \times \text{г}^{-1}$ и стимулируется при концентрациях $<30-50 \text{ нг} \times \text{г}^{-1}$ [Davenport, 1982].

Теоретическая возможность ингибирования фотосинтеза фитопланктона через изменение физико-химических условий не находит экспериментального подтверждения, так как плавающая на поверхности нефть покрывает лишь часть поверхности озера на короткое время [Miller et al., 1978]. Вероятной причиной снижения первичной продукции может являться токсический эффект. Например, растворимые ароматические углеводороды обладают фитотоксическим действием и снижают первичную продукцию за четверо суток [Miller et al., 1978].

Стимулирование фотосинтеза фитопланктона в море может быть связано с поступлением в воду из нефти элементов минерального питания [Davenport, 1982]. Однако

в небольших озерах данный механизм стимулирования представляется сомнительным, поскольку даже при высоком содержании в нефти, например, азота основная часть этой нефти аккумулируется в донных отложениях и на берегу [Miller et al., 1978].

1.4.3. Фитоперифитон и высшая водная растительность

Добавление небольших количеств нефти, $0,06 \text{ л} \times \text{м}^{-2}$, в пресноводные мезокосмы может вообще никак не влиять на фитопланктон (за исключением появления цианобактерий), но при этом приводит к фактически полному исчезновению фитоперифитона [Davenport, 1982]. Данный факт вполне объясним, поскольку нефть плохо растворяется в воде, в толще которой обитает планктон, но адсорбируется на границах раздела фаз, являющихся местообитанием перифитона.

На скалистых берегах и на мелководьях в зоне нефтяного загрязнения часто наблюдается массовое развитие нитчатых зеленых водорослей [Jernelov, 2010]. Одной из вероятных причин этого явления может быть повышение концентрации минеральных веществ, высвобождающихся в результате фотохимического или биологического разложения нефти [Jernelov, 2010]. Однако не исключено, что развитию водорослей способствует исчезновение их потребителей – организмов зообентоса и зооперифитона, вызываемое отравлением нефтепродуктами [Jernelov, 2010]. После прекращения токсического воздействия нефти на зообентос водоросли успевают образовать столь мощные заросли, что животные не могут оказывать на них какого-либо заметного воздействия [Jernelov, 2010].

Разливы нефти могут приводить к уничтожению высшей водной растительности, на восстановление которой может потребоваться до пяти лет [Albers, 1992].

1.4.4. Зоопланктон

Известно, что нефтяные ПАУ оказывают токсический эффект на зоопланктон и особенно негативно влияют на скорость его размножения [Perhar, Arhonditsis, 2014]. В тундровых термокарстовых озерах на Аляске зоопланктон, *Daphnia middendorffiana* и дру-

гие виды-фильтраторы погибали через 6 дней после разлива, что послужило одной из причин резкого роста первичной продукции [Miller et al., 1978]. Таким образом, увеличение биомассы водорослей при разливах нефти в озерах, описанное выше, вероятно, является следствием снижения биомассы потребляющего их зоопланктона, а не результатом увеличения количества элементов минерального питания, происходящего при минерализации нефти [Miller et al., 1978]. *Daphnia* отсутствовала в озерах даже после семи лет после разлива нефти [Miller et al., 1978].

Однако нефтяное загрязнение при определенных условиях может оказывать и стимулирующее влияние на зоопланктон. Как уже отмечалось выше, в течение нескольких дней после разливов нефти наблюдается вспышка численности нефтеокисляющих бактерий, фитофлагеллят и питающегося ими микропланктона [Davenport, 1982; Perhar, Arhonditsis, 2014]. Микроорганизмы, развивающиеся после разливов, служат пищей для мелкого зоопланктона – простейших и коловраток, которые в свою очередь могут потребляться крупными зоопланктерами – копеподами [Davenport, 1982; Fefilova, 2011].

Отдельные таксоны зоопланктона могут быть весьма устойчивы к нефтяному загрязнению и способны быстро восстанавливать численность. В малом водоеме, полностью покрытом нефтяной пленкой толщиной в несколько миллиметров, продолжали обитать коловратки отряда *Vdelloida* [Fefilova, 2011]. В малой реке при сильном загрязнении ($200 \text{ мг} \times \text{г}^{-1}$ в точке сброса), несмотря на снижение концентрации кислорода, не произошло гибели планктона, лишь изменился его видовой состав [Davenport, 1982]. Аналогично, в р. Колва на следующий год после тяжелого нефтяного загрязнения, описанного выше, численность зоопланктона была сравнима с численностью, наблюдавшейся за много лет до аварии [Fefilova, 2011]. Зоопланктон р. Колва состоял из коловраток *Synchaeta* sp., *Euchlanis dilatata*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Kellicottia longispina*, ветвистоусых рачков *Chydorus sphaericus*, *Alona rectangula*, *Bosmina longispina* и неполовозрелых циклопид, резкого сокращения числа видов не наблюдалось [Fefilova, 2011]. Еще через пять лет в р. Колва в результате эвтрофирования, вызванно-

го хроническим нефтяным загрязнением, т. е. продолжающимся выходом в воду нефти, скопившейся после разлива на дне и на берегах, численность зоопланктона возросла более чем на три порядка, до 123×10^3 экз./м³, при этом в русле доминировала крупная хищная коловратка *Asplanchna priodonta*, биомасса которой достигала 1,6 г/м³ [Fefilova, 2011]. Кроме того, в реке повысилась численность мирных копепод и возросло общее число видов зоопланктона [Fefilova, 2011]. Затем, еще через семь лет численность зоопланктона в р. Колва снизилась до $0,410^3$ экз./м³ [Fefilova, 2011].

1.4.5. Зообентос

При аварийном поступлении нефти и нефтепродуктов в русла рек их основная часть оседает на дно реки, а во время разливов — на пойменные террасы [Loskutova et al., 2015; Lapteva et al., 2019]. При загрязнении озер наиболее тяжелые фракции нефти и нефтепродуктов, как отмечалось выше, также оседают на дно, накапливаются и длительное время присутствуют в донных отложениях. Например, после упомянутого выше крупного разлива нефти в оз. Онтарио значительные количества нефти обнаруживались в донных осадках глубоководной части озера в течение 15 лет, а через 60 лет загрязненный слой донных осадков был просто захоронен под 4-сантиметровым слоем свежих осадков, свободных от нефти [Bertrand, Hare, 2017]. Очевидно, что негативные последствия нефтяного загрязнения дольше сказываются на зообентосе, чем на зоопланктоне [Davenport, 1982]. Установлено, что зообентос, например личинки хирономид, быстро накапливает нефтяные ПАУ в организме [Perhar, Arhonditsis, 2014].

Отклик зообентоса на нефтяное загрязнение состоит в возрастании численности выносливых к загрязнению видов, в первую очередь олигохет, и исчезновении наиболее чувствительных к нефтяному загрязнению таксонов — личинок Trichoptera, Ephemeroptera и Chironomidae, что приводит к снижению общего биоразнообразия, а при снижении концентрации нефти наблюдается обратный процесс [Harrel, 1985; Poulton et al., 1997; Loskutova et al., 2015; Lapteva et al., 2019]. Через шесть месяцев после тяжелого загрязнения нефтью в ручье в Техасе

наблюдалась толстая поверхностная пленка нефти и пониженное (4 % насыщения) содержание кислорода [Harrel, 1985]. При этом в зообентосе отмечена возросшая численность олигохет *Limnodrilus* sp. и *Tubifex harmani*, в кишечниках которых постоянно обнаруживалась нефть, тогда как личинки хирономид полностью исчезли [Harrel, 1985]. В отличие от сильного загрязнения, при умеренном нефтяном загрязнении разнообразие и численность личинок хирономид могут даже возрастать [Loskutova et al., 2015].

Негативное воздействие нефтяного загрязнения на зообентос наиболее сильно проявляется в мелководных озерах и реках [Albers, 1992]. В реках нефтяное загрязнение мало влияет на сообщества перекаатов, но воздействует на сообщества заводей и плесов, в которых могут аккумулироваться нефтепродукты [Poulton et al., 1997]. Неудивительно, что бентосные сообщества быстрее восстанавливаются на твердых субстратах при высокой скорости течения, чем в более глубоких стоячих водоемах с рыхлыми донными осадками [Bertrand, Hare, 2017]. Например, в р. Колва на следующий год после тяжелого нефтяного загрязнения как выше, так и ниже по течению зоны аварии присутствовали личинки хирономид *Procladius ferrugineus*, а в местах впадения в реку наиболее загрязненных ручьев развивались личинки хирономид видов *Saetheria thylus*, *Robackia demejerei* и *Paracladius conversus* [Loskutova et al., 2015]. В первые три года после аварии численность личинок хирономид в реке была низкой, 0,1–0,6 тыс. экз./м², затем их средняя численность начала расти и через шесть лет достигла значения 2,6 тыс. экз./м² [Loskutova et al., 2015].

Вероятно, в глубоких водоемах с интенсивным осадконакоплением первыми восстанавливаются сообщества бентосных организмов на поверхности седиментов [Bertrand, Hare, 2017]. Очевидно, что ветровое воздействие, препятствующее образованию осадков и захоронению загрязненного слоя, замедляет восстановление сообществ зообентоса [Bertrand, Hare, 2017]. Также можно предположить, что в олиготрофных озерах, для которых присуща относительно низкая скорость образования донных осадков, восстановление бентосных сообществ может происходить медленнее, чем в эвтрофных экосистемах. Следует также

отметить, что нефтяные пленки на поверхности воды служат ловушками для вылетающих из имаго насекомых, развивающихся из зообентосных стадий [Davenport, 1982].

Таким образом, в реакции зообентоса на нефтяное загрязнение можно выделить несколько стадий: 1) гибель наиболее чувствительных видов в результате токсического воздействия; 2) снижение разнообразия; 3) рост численности устойчивых организмов (олигохет, нематод), питающихся размножившимися нефтеокисляющими бактериями и микроорганизмами, потребляющими их в “микробальной петле”; 4) падение численности устойчивых видов и возвращение чувствительных видов после уменьшения концентрации токсических компонентов (ПАУ) в седиментах [Perhar, Arhonditsis, 2014].

По реакции зообентоса предложено оценивать уровни загрязнения донных отложений нефтепродуктами по шкале, имеющей шесть градаций: от фонового уровня ($\leq 0,02$ г/кг) до критического ($> 5,0$ г/кг) [Mikhailova, Isachenko-Vome, 2012].

1.4.6. Рыбы и другие позвоночные

Гибель рыб старших возрастов, как считают некоторые авторы, наблюдается только в случае тяжелых разливов нефти, т. е. происходит достаточно редко [Albers, 1992]. Тем не менее некоторые сорта нефти и нефтепродуктов могут оказывать токсическое воздействие на рыб. Например, относительное содержание нефти в воде $0,5 \cdot 10^{-6}$ является летальным для лосося Кларка [Albers, 1992]. Однако по другим данным для эмбрионов горбуши токсический эффект проявляется при относительном содержании нефти более $1500 \cdot 10^{-6}$ [Perhar, Arhonditsis, 2014]. В США разливы нефти считаются одной из основных причин заморов рыб [Poulton et al., 1997].

В мелководных озерах и реках, в которых разлитая нефть интенсивно смешивается с водой, вероятность гибели взрослых рыб повышается [Albers, 1992]. Сублетальные концентрации нефти могут вызывать у рыб изменения частоты сердцебиения и скорости дыхания, увеличение печени, замедление роста, эрозию плавников, различные изменения на биохимическом и клеточном уровне, а также отклонения в поведении [Albers, 1992].

Наиболее уязвимыми к нефтяному загрязнению являются ранние ювенильные стадии рыб [Perhar, Arhonditsis, 2014]. Разливы нефти вызывают гибель икры, личинок и мальков, особенно на мелководье [Albers, 1992].

Компоненты сырой нефти оказывают токсический эффект на рыб в основном за счет аккумуляции через жабры, но также возможно и через пищу [Perhar, Arhonditsis, 2014]. Однако имеются данные, что рыбы, питающиеся зообентосом с высоким содержанием нефтяных ПАУ, практически не накапливают их в организме, т. е. эти загрязняющие вещества передаются по пищевой цепи лишь в незначительных количествах [Perhar, Arhonditsis, 2014].

Наряду с рыбами, другие водные и околоводные позвоночные животные (амфибии, птицы, бобры, выдры и др.) могут пострадать от разлива нефти за счет как прямого контакта и загрязнения покровов, так и ухудшения местообитаний и кормовой базы [Albers, 1992].

1.5. Ликвидация последствий разливов нефти и восстановление водных экосистем

В реках для ликвидации разливов нефти применяются боновые заграждения, сорбенты и откачка водно-нефтяной эмульсии [Albers, 1992]. При крупнейшем разливе нефти на водосборе р. Колва эффективным оказалось строительство гидрозатворов и прудов-накопителей, которые сыграли роль не только технического заграждения, но и стали своеобразными биологическими рекультиваторами, способствовавшими поддержанию биоразнообразия планктонной фауны реки и привнесению в нее дополнительной биомассы [Fefilova, 2011]. Данные аварийные меры должны быть предприняты как можно раньше, чтобы предотвратить распространение загрязнения вниз по течению реки [Albers, 1992].

Меры по ликвидации разливов нефти также могут включать ее сбор специальными судами и беспилотными плавсредствами, в том числе после применения сорбентов, контролируемое выжигание и биоремедиацию с использованием препаратов из специализированных микроорганизмов [Zahugi et al., 2013]. Механическая очистка берегов от нефти мо-

жет сократить время восстановления высшей водной растительности на 25–50 % [Albers, 1992]. Для деградации нефти также применяются различные дисперсанты, но их токсический эффект может быть более опасен для планктона, чем воздействие нефти, выветривающейся естественным путем [Perhar, Arhonditsis, 2014]. При своевременном проведении мероприятий по ликвидации залпового разлива нефти и нефтепродуктов их прямой токсический эффект на обитателей водной экосистемы является кратковременным [Lapteva et al., 2019].

Нефть и нефтепродукты после разливов подвергаются биотической деградации в результате процессов биологического самоочищения, происходящих в природных экосистемах. Как уже отмечалось, разлитая нефть утилизируется специализированными водными микроорганизмами [Davenport, 1982; Albers, 1992; Jernelov, 2010; Perhar, Arhonditsis, 2014]. Зоопланктеры-фильтраторы и двустворчатые моллюски и олигохеты при питании заглатывают нефтяные частицы. Хотя эти организмы не способны утилизировать нефть, они обеспечивают ее аккумуляцию и транспортировку в донные отложения [Albers, 1992; Harrel, 1985]. Например, в морях копеподы *Calanus finmarchicus* заглатывали нефть в количестве $5 \cdot 10^{-4} \text{ г} \times \text{экз.}^{-1} \times \text{сут}^{-1}$ и осаждали с фекальными пеллетами за одни сутки около 3 т нефти на 1 км^2 [Perhar, Arhonditsis, 2014]. Крупные беспозвоночные и позвоночные водные животные (ракообразные, черви, рыбы, млекопитающие и птицы), также заглатывающие нефть во время питания, способны частично утилизировать некоторые углеводороды [Albers, 1992].

В результате принимаемых мер, а также естественной физико-химической и биологической деградации постепенно происходит восстановление подвергшихся нефтяному загрязнению водных экосистем. Например, в техасском ручье через два года после тяжелого нефтяного загрязнения наблюдалась лишь легкая нефтяная пленка, появляющаяся при взмучивании донных отложений, и в зообентосе вновь появились личинки хирономид [Harrel, 1985]. В р. Колва восстановление сообщества зоопланктона, состоявшееся уже на следующий год после крупнейшего разлива нефти, происходило из естественных рефугиумов – при-

токов и пойменных водоемов [Fefilova, 2011], подобно тому, как происходит ежегодное восстановление биоты малых рек после естественных природных катастроф: паводков, пересыхий и промерзаний [Богатов, 1994].

Хотя очевидно, что нефтяные разливы оказывают существенное воздействие на пресноводные экосистемы, долгосрочные последствия такого воздействия, как и длительность пребывания разлитой нефти в водоемах, в настоящее время в полной мере не известны [Bertrand, Hare, 2017]. Предстоит большая работа по дополнению существующих научных знаний об экологических механизмах действия нефтяных загрязнений на те или иные водные экосистемы с целью разработки адекватных экотехнологий для биоремедиации рек и озер.

2. СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ оз. ПЯСИНО ДО АВАРИЙНОГО РАЗЛИВА 2020 г.

Арктическое оз. Пясина ($69^{\circ}40'$ с. ш. $87^{\circ}52'$ в. д., см. карту в статье Д. М. Безматерных с сотр. настоящего спецвыпуска) имеет площадь 735 км^2 , среднюю глубину 4 м [Богданов, 1985]. Озеро является проточным и мелководным с коэффициентом условного водообмена, близким к единице [Иванов, Румянцева, 2011]. В 1980–1990-е годы в результате сбросов в озеро промышленных и хозяйственно-бытовых стоков г. Норильска катастрофически ухудшилось качество воды оз. Пясина, в том числе существенно снизилось рН, в связи с чем озеро стало дистрофным [Драбкова, Измайлова, 2014]. В озеро на юге впадают реки Норилка, Амбарная и др. Из оз. Пясина вытекает р. Пясина – крупная река России длиной 818 км (см. карту в статье Д. М. Безматерных с сотр. настоящего спецвыпуска). Общая площадь водосборного бассейна 182 тыс. км^2 [Форина и др., 2020]. 29 мая 2020 г. в результате аварии в приток рек Амбарной и Далдыкан вылилось около 20 тыс. т дизельного топлива. Последствию данной аварии для экосистемы оз. Пясина посвящен настоящий спецвыпуск.

2.1. Гидрохимия

Озеро Пясина является заключительным звеном Норило-Пясинской озерной системы и накопителем сбросов загрязняющих веществ

Норильского горно-металлургического комплекса, а именно тяжелых металлов и нефтепродуктов [Румянцева, 2012]. До аварийного разлива нефти 2020 г. критическими загрязняющими веществами оз. Пясино являлись соединения меди, никеля, цинка, железа, нитраты, фенолы и нефтепродукты антропогенного происхождения [Иванов, Румянцева, 2011; Румянцева, 2012]. Сток нефтепродуктов с водосбора оз. Пясино через р. Пясино в период 1980–2003 гг. колебался от 1,43 до 21,1 тыс. т/год, среднемноголетнее значение – 5,78 тыс. т/год [Иванов, Румянцева, 2011]. Значения удельного комбинаторного индекса загрязненности вод (УКИЗВ) для оз. Пясино в период до аварийного разлива 2020 г. колебались от 1,82 до 5,37 и в среднем составляли 3,35, класс качества воды 3А–4В – от “загрязненная” до “очень грязная” [Румянцева, 2012]. Таким образом, оз. Пясино, а также среднее и нижнее течение р. Пясино в 90-е – 2000-е годы характеризовались высоким уровнем загрязнения, а верхний участок р. Пясино – крайне высоким [Максимов, 2004]. Следует отметить, что для всех озер и рек бассейна оз. Пясино, не подверженных прямому антропогенному воздействию (оз. Лама, верховье р. Норилки), были характерны фоновые концентрации соединений меди, выше установленных ПДК, обусловленные природным геохимическим фоном территории их водосбора [Румянцева, 2012].

В прилегающих к оз. Пясино реках, а именно р. Амбарная и ее приток р. Далдыкан, в 1980–2016 гг. отмечены превышения ПДК по многим тяжелым металлам [Румянцева, 2012; Базова, Кошевой, 2017]. То есть в период до аварийного разлива 2020 г. вода рек Далдыкан и Амбарной по многим показателям не отвечала нормативным требованиям, предъявляемым к рыбохозяйственным водным объектам, имела 4-й класс качества (грязная и экстремально грязная), а общая оценка гидроэкологического состояния рек характеризовалась как “Бедствие” [Румянцева, 2012; Базова, Кошевой, 2017; Заславская и др., 2019].

2.2. Планктон и бентос

В 90-е годы прошлого столетия, в период до аварийного разлива нефти в 2020 г., в фитопланктоне оз. Пясино доминировали диато-

мовые, зеленые и желтозеленые водоросли, их биомасса составляла от 0,08 до 0,91 мг/л, средняя – 0,353 мг/л [Андреев и др., 2003]. В южной акватории преобладали бета-мезосапробные виды диатомовых водорослей, *Synedra acus* и *Cymbella ventricosa*. Значения индекса сапробности *S* варьировали от 1,53 до 1,99, что соответствует бета-мезосапробному типу вод [Андреев и др., 2003]. В среднем содержание хлорофилла фитопланктона не достигало 1 мкг/л, что соответствовало олиготрофным водам [Андреев и др., 2003].

Биомасса зоопланктона оз. Пясино в 90-е годы изменялась от 8,9 до 173 мг/м³, средняя – 66,4 мг/м³ [Андреев и др., 2003]. В зоопланктоне доминировали бета-мезосапробные коловратки родов *Synchaeta* и *Euchlanis dilatata*, характеризовавшие озеро как бета-мезосапробный водоем [Андреев и др., 2003].

До аварийного разлива 2020 г. биомасса зообентоса в оз. Пясино составляла в среднем 0,2 г/м² [Андреев и др., 1999]. В большинстве проб преобладали личинки хирономид, индекс Шеннона колебался от 0,66 до 2,59 [Андреев и др., 1999].

2.3. Ихтиофауна

В бассейне оз. Пясино обитает большое количество видов ценных промысловых рыб. Повсеместно распространены сиг, чир, сибирская ряпушка, муксун и валец, встречаются пелядь и тугун [Максимов, 2004]. Муксун, сиг, чир и валец преимущественно являются бентофагами [Максимов, 2004; Sushchik et al., 2020]. В пищу муксуна входят остракоды, моллюски и личинки хирономид, чир питается в основном брюхоногими моллюсками, но в его пище по биомаркерам – жирным кислотам, отмечена существенная доля аллохтонного терригенного органического вещества [Sushchik et al., 2020]. Среди рыб оз. Пясино следует отметить также вид-ихтиофаг, а именно нельму [Sushchik et al., 2020]. Пищевые цепи всех рыб оз. Пясино базируются на диатомовых и зеленых водорослях [Sushchik et al., 2020].

В 1986–1990 гг. среднегодовой вылов рыбы по бассейну р. Пясино составлял 428 т, из них в реках – 190 т, в озерах – 238 т. Наибольшее промысловое значение имели сиг (26 %) и чир (23 %) [Андриенко и др., 2003]. Вслед-

ствии загрязнения оз. Пясино в 1960–1970-е годы был прегражден путь к нерестилищам ценным проходным рыбам (муксуну, сигу, ряпушке) из р. Пясины в расположенные выше озера и р. Рыбную [Рамазанов, 1969].

Промысловый лов рыбы на оз. Пясино был прекращен с 1956 г. [Рамазанов, 1969]. В период до аварийного разлива 2020 г. озеро было почти полностью лишено рыбы и не имело промыслового значения [Драбкова, Измайлова, 2014; Перепелин и др., 2020; Форина и др., 2020].

2.6. Восстановительные мероприятия

Очевидно, что первоочередным восстановительным мероприятием для оз. Пясино и прилегающих рек будет являться очистка от остаточного загрязнения дизельным топливом, потенциальные методы которой описаны выше (см. разд. 1.5). Однако ликвидация последствий аварийного разлива следует считать лишь первым необходимым, но недостаточным этапом мероприятий по восстановлению экосистемы озера, подвергавшейся интенсивному промышленному и бытовому загрязнению в течение почти семидесяти лет.

В качестве восстановительных мероприятий для водных экосистем в отечественной научной литературе и руководящих документах рассматривается в основном зарыбление. В настоящее время зарыбление оз. Пясино, как и впадающих и вытекающих из него рек, представляется неэффективным. Как отмечалось выше, оз. Пясино утратило рыбопромысловое значение еще в 50-е годы и перешло в дистрофное состояние в 80-е годы прошлого века в результате хронического антропогенного загрязнения. Прежде чем возвращать озеру промысловое значение и осуществлять его зарыбление ценными видами рыб, необходимо восстановить его экосистему – природное качество воды.

В большинстве стран мира водные экосистемы, нарушенные в результате антропогенного воздействия, а именно эвтрофирования, восстанавливаются после прекращения антропогенного воздействия (фосфорной нагрузки) методами биоманипуляций и геотехнологий [Jeppesen et al., 1999; Philips et al., 1999; Гладышев, 2001; Gulati et al., 2008; Brookes, Carey, 2011; Mackay et al., 2014; Lurling et al., 2016; Triest et al., 2016; McCrackin et al.,

2017]. Перечисленные методы, применявшиеся в основном в североамериканских и западноевропейских странах, решали задачу перевода эвтрофных водных экосистем в мезотрофный статус за счет ликвидации “цветения” воды цианобактериями. В России и СНГ единственная успешная биоманипуляция “top-down”, позволившая ликвидировать “цветение” воды цианобактериями в небольшом рекреационном водохранилище, осуществлена в 2000-е годы [Гладышев и др., 2003, 2006; Prokopkin et al., 2006].

Однако для восстановления олиготрофной экосистемы оз. Пясино с целью повышения ее рыбопродуктивности требуется решить прямо противоположную задачу: не понизить, а повысить ее трофический статус. Повышение трофического статуса водных экосистем с целью увеличения их рыбной продукции (биоманипуляция “bottom-up”) практиковалось в Канаде и Швеции [Hyatt et al., 2004; Persson et al., 2008]. Тем не менее искусственное эвтрофирование природных вод за счет внесения в них минеральных удобрений вызывает много вопросов и справедливых нареканий со стороны как ученых-гидробиологов, привыкших бороться с эвтрофированием, так и экологической общественности. Действительно, при искусственном эвтрофировании велика опасность не улучшить, а ухудшить качество воды.

Важно отметить, что наряду с антропогенным эвтрофированием существует естественный процесс, приводящий к повышению продуктивности природных вод, получивший в последние десятилетия специальное название “гуанотрофикация” (guantrophication) [Крылов и др., 2012; Dessborn et al., 2016]. При гуанотрофикации обогащение природных водоемов азотом, фосфором, а также органическими веществами происходит через прижизненные выделения (гуано) колоний околводных птиц. Между антропогенным эвтрофированием и гуанотрофикацией существуют принципиальные различия, впервые в мире выявленные А. В. Крыловым с соавт. [Крылов и др., 2012]. Суть различий состоит в том, что при эвтрофировании в водоеме развиваются цианобактерии, резко снижающие качество воды, а кормовой зоопланктон представлен в основном кладоцерами, тогда как при гуанотрофикации “цветение” воды цианобактериями отсутствует, и среди пер-

вичных продуцентов доминируют жгутиковые водоросли, а кормовой планктон представлен копеподами [Krylov et al., 2011, 2013; Крылов и др., 2012]. Известно, что копеподы являются более ценным кормовым объектом для молоди рыб, чем кладоцеры, благодаря более высокому содержанию докозагексаеновой кислоты (ДГК) – ключевого компонента для развития молоди рыб [Gladyshev et al., 2015]. Получены доказательства благоприятного влияния колоний околородных птиц на развитие молоди рыб в одном из водохранилищ р. Волги [Krylov et al., 2018]. Вероятно, искусственная гуанотрофикация, представляющая собой биоманипуляцию “bottom-up”, может рассматриваться как возможная экотехнология восстановления качества воды в олиготрофном (дистрофном) оз. Пясино при обязательном условии снижения внешней антропогенной нагрузки.

Тем не менее даже после восстановления качества воды оз. Пясино и повышения его продуктивности в диапазоне естественных величин, характерных для арктических озер, а именно в пределах олиготрофного статуса, промысловый лов рыбы в нем целесообразен только в рамках традиционных занятий коренных малочисленных народов. Использование ресурсов олиготрофных арктических озер для снабжения рыбопродукцией всего населения Красноярского края, не говоря уже о всей России, заведомо не реально. Однако рыбы арктических озер имеют высшую питательную ценность для человека. Например, установлено, что арктический голец – боганидская паляя *Salvelinus boganidae* из оз. Собачье (бассейн оз. Пясино), содержит рекордное для всех видов рыб количество длинноцепочечных полиненасыщенных жирных кислот семейства омега-3 (ПНЖК) – протекторов сердечно-сосудистых заболеваний [Gladyshev et al., 2018]. Для того чтобы сделать ценнейшую рыбную продукцию арктических озер доступной для всего населения России, необходимо от промышленного лова и сопутствующего зарыбления перейти к товарному выращиванию северных видов рыб, в первую очередь – арктических гольцов в промышленной аквакультуре, которая является наиболее действенным способом повышения продовольственной безопасности и сохранения рыбных запасов в Аркти-

ческой зоне Российской Федерации [Русяев и др., 2020].

Работа поддержана хоздоговором № 223-ЕП-2020/07 с Сибирским отделением РАН и Государственным заданием в рамках программы фундаментальных исследований РФ, тема № 51.1.1.

ЛИТЕРАТУРА

- Андреев В. П., Жаковщикова Т. К., Рябова В. Н., Сороколетова Е. Ф., Шарыгин А. А. Биологический анализ качества вод Норило-Пясинской системы // Вод. ресурсы. 2003. Т. 30, № 4. С. 466–472.
- Андреев В. П., Максимов А. А., Сороколетова Е. Ф., Шарыгин А. А. К оценке состояния донных отложений Норило-Пясинской системы // Вод. ресурсы. 1999. Т. 26, № 4. С. 472–477.
- Андриенко А. И., Богданова Г. И., Михалев С. В. Состояние запасов рыб бассейна реки Пясины // Проблемы использования и охраны природных ресурсов Центральной Сибири. Вып. 4. Красноярск: КНИИГиМС, 2003. С. 263–267.
- Базова М. М., Кошевой Д. В. Оценка современного состояния качества вод норильского промышленного района // Арктика: экология и экономика. 2017. № 3(27). С. 49–60.
- Богатов В. В. Экология речных сообществ российского Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 1994. 208 с.
- Богданов А. Л. История изучения, морфометрия и гидрология озер // География озер Таймыра. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1985. С. 184–193.
- Гладышев М. И. Биоманипуляция как инструмент управления качеством воды в континентальных водоемах (обзор литературы 1990–1999 гг.) // Биология внутренних вод. 2001. № 2. С. 3–15.
- Гладышев М. И., Чупров С. М., Колмаков В. И., Дубовская О. П., Задорин А. А., Зуев И. В., Иванова Е. А., Кравчук Е. С. Биоманипуляция в обход трофического каскада на небольшом водохранилище // Докл. АН. 2003. Т. 390, № 2. С. 276–277.
- Гладышев М. И., Чупров С. М., Колмаков В. И., Дубовская О. П., Кравчук Е. С., Иванова Е. А., Трусова М. Ю., Сущик Н. Н., Калачева Г. С., Губанов В. Г., Прокопкин И. Г., Зуев И. В., Махутова О. Н. Биоманипуляция “top-down” в небольшом сибирском водохранилище без дафний // Сиб. экол. журн. 2006. Т. 13, № 1. С. 31–41.
- Драбкова В. Г., Измайлова А. В. Изменение состояния вод крупнейших озер и водохранилищ России // География и природ. ресурсы. 2014. № 4. С. 22–29.
- Заславская М. Б., Ерина О. Н., Ефимова Л. Е. Сопоставление эффективности параметризации качества речных вод различными методами в условиях значительного антропогенного воздействия // География и природ. ресурсы. 2019. № 2. С. 30–37.
- Иванов В. В., Румянцева Е. В. Многолетняя изменчивость годового стока воды и химических веществ Норило-Пясинской водной системы в условиях антропогенного воздействия // Вода: химия и экология. 2011. № 12. С. 23–28.
- Крылов А. В., Кулаков Д. В., Чалова И. В., Папченко В. Г. Зоопланктон пресных водоемов в условиях

- влияния гидрофильных птиц. Ижевск: Издатель Пермьяков С. А., 2012. 204 с.
- Максимов С. В. Сиговые рыбы (сем. Coregonidae) Норилло-Пясинской водной системы (Таймыр): автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2004. 28 с.
- Перепелин Ю. В., Богданова Г. И., Заделёнов В. А., Званцев В. В. Характеристика промысла водных биоресурсов в Красноярском крае в начале 21-го столетия // Ресурсы дичи и рыбы: использование и воспроизводство. Красноярск: Краснояр. гос. аграр. ун-т, 2020. С. 156–163.
- Рамазанов М. М. Загрязнение рыбохозяйственных водоемов Красноярского края // Биологическая продуктивность водоемов Сибири. М.: Наука, 1969. С. 249–251.
- Румянцева Е. В. Анализ многолетней изменчивости водных ресурсов Норилло-Пясинской озерно-речной системы в условиях антропогенного воздействия: автореф. дис. ... канд. геогр. наук. СПб., 2012. 24 с.
- Русяев С. М., Заделёнов В. А., Щербакова Ю. А. Инновационное рыболовное предприятие для Норильского промышленного района: синергия в рыбном хозяйстве региона и возможность для применения современных практик управления // Культура. Наука. Производство. 2020. № 5. С. 68–73.
- Форина Ю. Ю., Ерёмкина М. В., Заделёнов В. А. Кормовая база и промысел рыбы в бассейне реки Пясины // Ресурсы дичи и рыбы: использование и воспроизводство. Красноярск: Краснояр. гос. аграр. ун-т, 2020. С. 156–163.
- Albers P. H. Oil spills and living organisms. Laurel: Texas A&M University, 1992. 16 p.
- Bertrand K., Hare L. Evaluating benthic recovery decades after a major oil spill in the Laurentian Great Lakes // Environ. Sci. Technol. 2017. Vol. 51. P. 9561–9568.
- Brookes J. D., Carey C. C. Resilience to blooms // Science. 2011. Vol. 334. P. 46–47.
- Davenport J. Oil and planktonic ecosystems // Phil. Trans. R. Soc. Lond. B. 1982. Vol. 297. P. 369–384.
- Dessborn L., Hessel R., Elmberg J. Geese as vectors of nitrogen and phosphorus to freshwater systems // Inland Waters. 2016. Vol. 6. P. 111–122.
- Fefilova E. B. The state of a river in Pechora Basin after an oil spill: assessment of changes in zooplankton community // Water Resources. 2011. Vol. 38, N 5. P. 637–649.
- Gladyshev M. I., Glushchenko L. A., Makhutova O. N., Rudchenko A. E., Shulepina S. P., Dubovskaya O. P., Zuev I. V., Kolmakov V. I., Sushchik N. N. Comparative analysis of content of omega-3 polyunsaturated fatty acids in food and muscle tissue of fish from aquaculture and natural habitats // Contemp. Prob. Ecol. 2018. Vol. 11. P. 297–308.
- Gladyshev M. I., Sushchik N. N., Dubovskaya O. P., Buseva Z. F., Makhutova O. N., Fefilova E. B., Feniova I. Y., Semenchenko V. P., Kolmakova A. A., Kalachova G. S. Fatty acid composition of Cladocera and Copepoda from lakes of contrasting temperature // Freshwater Biol. 2015. Vol. 60. P. 373–386.
- Gulati R. D., Dionisio Pires L. M., van Donk E. Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures // Limnologica. 2008. Vol. 38. P. 233–247.
- Harrel R. C. Effects of a crude oil spill on water quality and macrobenthos of a southeast Texas stream // Hydrobiologia. 1985. Vol. 124. P. 223–228.
- Hyatt K. D., McQueen D. J., Shortreed K. S., Rankin D. P. Sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) nursery lake fertilization: Review and summary of results // Envir. Rev. 2004. Vol. 12. P. 133–162.
- Jeppesen E., Sondergaard M., Krovang B., Jensen J. P., Svendsen L. M., Lauridsen T. L. Lake and catchment management in Denmark // Hydrobiologia. 1999. Vol. 395/396. P. 419–432.
- Jernelov A. The threats from oil spills: now, then, and in the future // Ambio. 2010. Vol. 39. P. 353–366.
- Krylov A. V., Gladyshev M. I., Kosolapov D. B., Sushchik N. N., Korneva L. G., Makhutova O. N., Kulakov D. V., Kalacheva G. S., Dubovskaya O. P. Small lake plankton and its essential polyunsaturated fatty acids content as affected by a colony of the common heron (*Ardea cinerea* L.) // Contemp. Prob. Ecol. 2011. Vol. 4. P. 42–49.
- Krylov A. V., Kulakov D. V., Chalova I. V., Tselmovich O. L. The effect of vital activity products of hydrophilic birds and the degree of overgrowth on zooplankton in experimental microcosms // Inland Water Biol. 2013. Vol. 6. P. 114–123.
- Krylov A. V., Makhutova O. N., Sakharova E. G., Sushchik N. N., Pavlov D. D., Kolmakova A. A., Stolbunov I. A., Gladyshev M. I. Diverse impacts of semiaquatic bird colonies on biochemical composition of seston, plankton, and fish fry in a plain reservoir // Zhurnal Obshchei Biologii. 2018. Vol. 79. P. 449–460.
- Lapteva E. M., Loskutova O. A., Kholopov Y. V. Environmental state of a small northern river after an emergency discharge of oil products // Water Resources. 2019. Vol. 46. P. 738–747.
- Loskutova O. A., Zelentsov N. I., Shcherbina G. K. Fauna of Chironomids (Diptera, Chironomidae) of the Kolva River (Pechora Basin) in conditions of oil pollution // Inland Water Biol. 2015. Vol. 8. P. 276–286.
- Lurling M., Mackay E., Reitzel K., Spears B. M. Editorial – a critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes // Water Research. 2016. Vol. 97. P. 1–10.
- Mackay E. B., Maberly S. C., Pan G., Reitzel K., Bruere A., Corker N., Douglas G., Egemose S., Hamilton D., Hutton-Ellis T., Huser B., Li W., Meis S., Moss B., Lüring M., Phillips G., Yasseri S., Spears B. M. Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction? // Inland Waters. 2014. Vol. 4. P. 349–356.
- McCrackin M. L., Jones H. P., Jones P. C., Moreno-Mateos D. Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis // Limnol. Oceanogr. 2017. Vol. 62. P. 507–518.
- Mikhailova L. V., Isachenko-Bome E. A. Establishing and validation of a standard for oil content of bottom sediments in surface water bodies // Water Resources. 2012. Vol. 39. P. 564–575.
- Miller M. C., Alexander V., Barsdate R. J. The effects of oil spills on phytoplankton in an arctic lake // Arctic. 1978. Vol. 31. P. 192–218.
- Perhar G., Arhonditsis G. B. Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge // J. Great Lakes Res. 2014. Vol. 40, Suppl. 3. P. 56–72.
- Persson J., Vrede T., Holmgren S. Responses in zooplankton populations to food quality and quantity changes after whole lake nutrient enrichment of an oligotrophic sub-alpine reservoir // Aquatic Sci. 2008. Vol. 70. P. 142–155.

- Philips G., Bramwell A., Pitt J., Stansfield J., Perrow M. Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes // *Hydrobiologia*. 1999. Vol. 395/396. P. 61–76.
- Poulton B. C., Finger S. E., Humphrey S. A. Effects of a crude oil spill on the benthic invertebrate community in the Gasconade River, Missouri // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1997. Vol. 33. P. 268–276.
- Prokopkin I. G., Gubanov V. G., Gladyshev M. I. Modelling the effect of planktivorous fish removal in a reservoir on the biomass of cyanobacteria // *Ecol. Model.* 2006. Vol. 190. P. 419–431.
- Sushchik N. N., Makhutova O. N., Rudchenko A. E., Glushchenko L. A., Shulepina S. P., Kolmakova A. A., Gladyshev M. I. Comparison of fatty acid contents in major lipid classes of seven salmonid species from Siberian Arctic lakes // *Biomolecules*. 2020. Vol. 10. Paper N 419. doi:10.3390/biom10030419
- Triest L., Stiers I., van Onsem S. Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms // *Aquat. Ecol.* 2016. Vol. 50. P. 461–483.
- Zahugi E. M. H., Shanta M. M., Prasad T. V. Oil spill cleaning up using swarm of robots // *Adv. Comput. Inform. Technol.* 2013. Vol. 3. P. 215–224.

Oil spills in fresh waters and state of ecosystem of Lake Pyasino before the catastrophic spill of 2020

M. I. GLADYSHEV^{1, 2}

¹*Institute of Biophysics of Siberian Branch of Federal Research Center
“Krasnoyarsk Science Center of Russian Academy of Sciences”
660036, Krasnoyarsk, Akademgorodok, 50/50*

²*Siberian Federal University
660041, Krasnoyarsk, Svobodny av., 79*

History of large oil (petroleum) spills in freshwaters is delineated, processes of physical-chemical and biological degradation of oil are regarded. Toxicity of oil for hydrobionts and effects of oil pollution on communities of plankton, benthos and ichthyofauna, as well as problems of removal of ecological consequences of oil spills are discussed. State of ecosystem of Lake Pyasino before the catastrophic spill of 2020, namely hydrochemical indicators, species composition, abundance and biomass of plankton, benthos and fish are described. Possible ways of recovery of ecosystem of Lake Pyasino are suggested, including a biomanipulation “bottom-up”.

Key words: petroleum pollution, plankton, benthos, ichthyofauna, water quality, Arctic lakes.