

ФИТОПЛАНКТОН, ФИТОБЕНТОС,
ФИТОПЕРИФИТОН

УДК 574.51

ВЛИЯНИЕ “ЦВЕТЕНИЯ” ВОДЫ НА ПРИБРЕЖНУЮ ЗОНУ
КУРШСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

© 2023 г. С. В. Александров^{а, б, с, *}, М. М. Смирнова^б

^аАтлантический филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии, Калининград, Россия

^бИнститут океанологии им. П. П. Шишова Российской академии наук, Москва, Россия

^сБалтийский федеральный университет им. И. Канта, Калининград, Россия

*e-mail: hydrobio@mail.ru

Поступила в редакцию 31.01.2023 г.

После доработки 10.04.2023 г.

Принята к публикации 07.06.2023 г.

Куршский залив (лагунная экосистема с преимущественно пресноводными условиями) относится к гипертрофным водоемам. На всей акватории, в том числе в прибрежной зоне, имеющей важное рыбохозяйственное и рекреационное значение, ежегодно наблюдается “цветение” воды. Проанализированы ежемесячные данные (2014–2015 гг.) по хлорофиллу *a* и гидрохимическим показателям. Рассмотрены сезонная динамика хлорофилла *a* (обилия фитопланктона) на всей российской акватории Куршского залива и влияние “цветения” воды на гидрохимические и микробиологические показатели в прибрежной зоне у национального парка “Куршская коса” (список Всемирного наследия ЮНЕСКО). В период массового развития цианобактерий (“гиперцветения” воды) их пространственное распределение на российской акватории, оцениваемое по хлорофиллу, определяется ветровым режимом, что обуславливает локальное скопление на отдельных участках. Аккумуляция фитопланктона в прибрежной зоне (включая район вдоль национального парка “Куршская коса”) летом и осенью может формировать неблагоприятные условия по гидрохимическим и микробиологическим показателям, соответствующие гипертрофному и гиперсапробному уровням, многократному превышению ПДК (по БПК₅ и аммонийному азоту, анаэробные условия).

Ключевые слова: “цветение” воды, хлорофилл, фитопланктон, сапрофитные бактерии, гидрохимические показатели, прибрежная зона

DOI: 10.31857/S0320965223060037, EDN: JVKAJD

ВВЕДЕНИЕ

Куршский залив – крупнейшая лагуна Европы (площадь 1584 км², объем 6.2 км³), отделенная от Балтийского моря Куршской косой, для которой характерен слабый водообмен с морем из-за большого стока р. Неман и морского пролива, расположенного в суженной северной части. Соотношение материкового стока (23 км³/год) и притока с моря (5 км³/год) обуславливают преимущественно пресноводные условия (Червинкас, 1959; Ferragin et al., 2008). Водосборный бассейн Куршского залива расположен в основном на территориях Литвы и Беларуси с развитыми сельским хозяйством и промышленностью. Вместе с речным стоком в залив ежегодно поступают

большие объемы биогенных элементов, значительная часть которых удерживается в заливе. Наибольшая биогенная нагрузка была в 1980–1993 гг., когда в залив со стоком р. Неман (95 стока и 98% водосборной территории) поступало 5410 т P/год и 50 300 т N/год. В современный период биогенная нагрузка значительно снизилась, особенно по фосфору (до 1547 т P/год и 44 200 т N/год) (Cetkauskaitė et al., 2001; Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Восточная часть российской акватории залива, куда поступает сток р. Неман, характеризуется высокой концентрацией биогенных элементов, особенно в период половодья. В западной части вдоль Куршской косы, где нет речного стока и отсутствуют крупные источники внешней биогенной нагрузки, концентрации биогенных элементов и величины БПК₅ минимальные (Сташко, Александров, 2023). Внешняя биогенная нагрузка, а также внутриводоемные процессы, связанные с накоплением органических соединений, ведут к сильному эвтрофированию

Сокращения: КОЕ – колониеобразующие единицы, НЭБ – научно-экспериментальная база, ПДК – предельно допустимая концентрация, O₂ – концентрация кислорода, Хл – хлорофилл, ЦГМС – Центр по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, N-NH₄⁺, N_{общ} – концентрация аммонийного и общего азота.

нию вод залива. По уровню первичной продуктивности Куршский залив соответствует гипертрофному статусу и относится к наиболее эвтрофным водоемам Европы: в 2001–2010 гг. первичная продукция была 360–668 г С/(м² · год), а среднее за вегетационный период содержание Хл *a* составило 36–210 мг/м³ (Александров, Горбунова, 2012). В фитопланктоне залива доминируют диатомовые водоросли и цианобактерии (*Actinocyclus normanii* (W. Gregory ex Greville) Hustedt, *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komarek, *Microcystis aeruginosa* (Kutzing) Kutzing и другие виды), характерные для эвтрофных и гипертрофных водоемов (Olenina, 1998; Pilkaitytė, Razinkovas, 2007; Dmitrieva, Semenova, 2011).

Летом и осенью наблюдается массовое развитие цианобактерий, приводящее к “цветению” воды, которое негативно влияет на жизнедеятельность рыб и других гидробионтов (Александров, 2009). Наиболее значительное неблагоприятное воздействие наблюдается в прибрежной зоне, где может происходить локальный замор (Александров et al., 2018). Летом и осенью в воде присутствуют альготоксины (микроцистины и др.), которые могут накапливаться в донных отложениях, зообентосе и рыбах (Paldaviciene et al., 2009; Sulcius et al., 2015; Bukaveckas et al., 2017).

В Куршском заливе наблюдается значительная межгодовая изменчивость показателей трофического статуса, в частности концентрации Хл и первичной продукции. Наиболее высокие величины этих показателей характерны в периоды развития цианобактерий до уровня “гиперцветения” и соответствуют годам наибольшего летнего прогрева воды (>20–22°C) (Александров, Горбунова, 2012; Aleksandrov et al., 2018).

Значительную роль в функционировании экосистемы Куршского залива играет прибрежная зона. Обширное мелководье и эвтрофное состояние вод создают благоприятные условия для развития прибрежно-водной растительности, которая может распространяться на расстояние от 20 до 300 м вглубь залива, формируя своеобразные прибрежные биоценозы. В частности, в южной части Куршской косы у берега расположен широкий пояс тростника обыкновенного с отдельными участками камыша озерного, рогоза узколистного, чередующийся с бухточками, образованными в тростниковых зарослях (Герб, Соколов, 2011). Заросли в прибрежной зоне – место икрометания и нагула молоди и взрослых рыб (плотвы и других), летом концентрация иктиопланктона здесь в десятки-сотни раз выше, чем в открытой части (Минькивичус, Пипинис, 1959; Рыбные..., 1985).

Куршский залив имеет важное рыбохозяйственное и рекреационное значение, в частности, на косе длиной 98 км, отделяющей залив от моря, расположен национальный парк “Куршская ко-

са”.¹ Побережье Куршского залива малонаселенно, единственный город расположен у морского пролива (Клайпеда, 170 тыс. человек), на остальном побережье населенные пункты представлены небольшими поселками (400–1200 жителей), в том числе Рыбачий, Нида, Лесной на Куршской косе.

Куршская коса имеет очень высокую туристско-рекреационную значимость – только российский территорию в 2022 г. посетило 900 тыс. человек, но учитывая природоохранные мероприятия в национальном парке и преимущественный отдых людей на морском побережье, это не оказывает большого антропогенного влияния на прибрежную зону залива. Другие малонаселенные прибрежные районы залива также входят в состав природоохранных территорий (природный заказник “Дюнный”, Natura 2000 и др.), хозяйственная деятельность в них мала и слабо влияет на прибрежную экосистему (Kaziukonyte et al., 2021).

Цель работы – оценить влияние “гиперцветения” воды на гидрохимические, гидробиологические и микробиологические показатели в прибрежной зоне Куршского залива на основе ежемесячных наблюдений в 2014 и 2015 гг.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Прибрежную зону Куршского залива исследовали ежемесячно на протяжении безледного периода (март–декабрь) 2014 и 2015 гг. Пробы отбирали на двух точках в районе НЭБ “АтлантНИРО” (13-й км Куршской косы): у берега в небольшой бухте, отделенной от залива зарослями макрофитов (глубина 0.8 м), и на свале глубин в 200 м от берега (глубина 3.0 м). Изучение всей российской акватории (75% всего залива) проводили ежемесячно на 10–11 стандартных точках: в 2014 г. – с марта по октябрь, в 2015 г. – с начала “цветения” воды в июле по ноябрь.

Пробы отбирали в 2014 и 2015 гг. на всех точках в открытой и прибрежной зонах в подповерхностном слое воды (0–0.5 м) для определения гидрологических (температура, прозрачность), гидрохимических (рН, растворенный кислород, БПК₅, аммонийный, нитратный, нитритный и общий азот, минеральный и общий фосфор) и гидробиологических (Хл *a*) показателей. Также в прибрежной зоне в период и после завершения “цветения” воды отбирали пробы для микробиологических исследований (октябрь 2014 г.).

Пробы воды на Хл *a* фильтровали через фильтры МФАС-МА-6 (диаметр пор 0.3 мкм) и определяли оптические плотности спектрофотометрическим методом на спектрофотометре LEKI

¹ Список Всемирного наследия ЮНЕСКО. <http://unesco.ru/unescorussia/sites/>

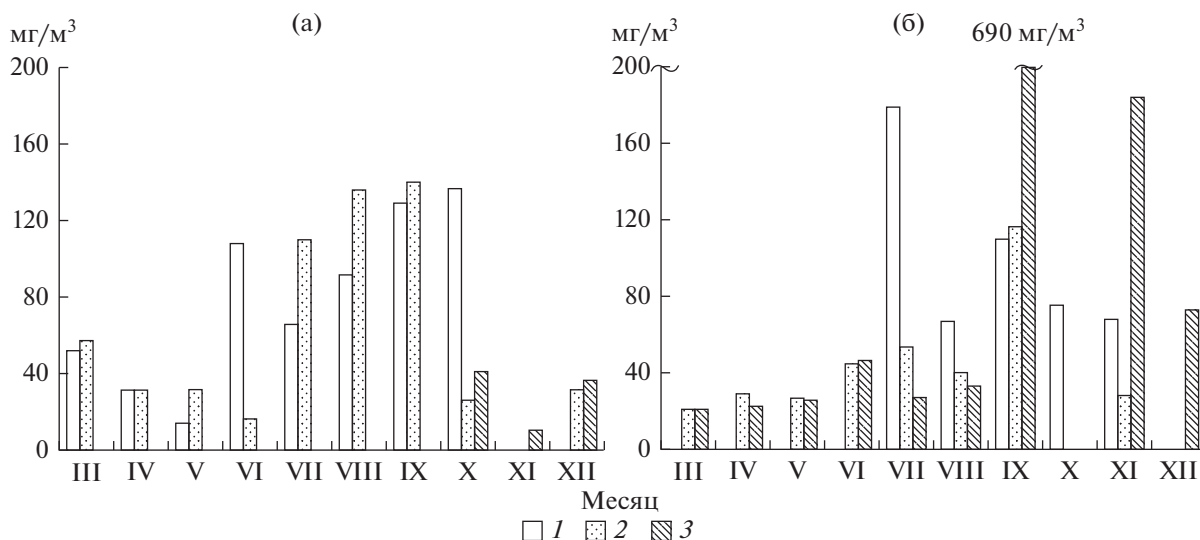


Рис. 1. Сезонная динамика концентрации хлорофилла *a* в 2014 г. (а) и 2015 г. (б). 1 – на открытой акватории, 2 – на свале глубин, 3 – у берега.

SS 2109 согласно ГОСТ 17.1.04.02-90,² на основе уравнений (Jeffrey, Humphrey, 1975). Микробиологические исследования проводили согласно МУК 4.2.1884-04,³ они включали определение численности сапрофитных бактерий, относительного содержания анаэробных бактерий, численности бактерий группы кишечной палочки; посеы инкубировали при 37°C. Содержание в воде растворенного кислорода, величины БПК₅, концентрации биогенных элементов определяли стандартными методами (Руководство..., 2003). Химическое загрязнение оценивали по нормативам предельно допустимых концентраций в воде водных объектов рыбохозяйственного значения⁴ и поверхностных водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования, санитарно-микробиологические показатели для поверхностных водных объектов – по СанПиН 1.2.3685-21.⁵

² ГОСТ 17.1.04.02-90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла *a*.

³ Методические указания 4.2.1884-04. Санитарно-микробиологический санитарно-паразитологический анализ воды поверхностных водных объектов. Дата утверждения: 3 марта 2004 г.

⁴ Приказ Минсельхоза № 552 от 13.12.2016 г. “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”. Зарегистрирован в Минюсте России 13.01.2017 г. № 45203.

⁵ Постановление от 28 января 2021 г. № 2 Об утверждении санитарных правил и норм СанПиН 1.2.3685-21 “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания”. Зарегистрировано в Минюсте России 29 января 2021 г. № 62296.

Сведения о ветровом режиме получены по данным метеостанций, расположенных в пос. Нида и Храбово у побережья Куршского залива, по температуре воды – на основе ежедневных наблюдений на стандартной гидрометеорологической станции (пос. Открытое) Калининградского ЦГМС, а также собственных экспедиционных измерений.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Для Куршского залива в условиях небольших глубин (средняя 3.8 м, максимальная 5.8 м), значительной биогенной нагрузки с речным стоком характерна выраженная сезонная динамика гидрологических и гидрохимических показателей, определяющих развитие фитопланктона (Александров и др., 2006; Pilkaitytė, Razinkovas, 2006; Ferrarin et al., 2008; Сташко, Александров, 2023). В 2014–2015 гг. водоем очистился от льда в период 20–28 февраля и, как следствие, активная вегетация фитопланктона началась в марте, что соответствует среднемноголетнему состоянию. В этот период в фитопланктоне залива, включая прибрежную зону, активно развиваются диатомовые водоросли (Dmitrieva, Semenova, 2011). В среднем для российской части залива концентрация Хл *a* в марте достигала 52 мкг/л, в апреле – 31 мкг/л (рис. 1), чему способствовало высокое содержание биогенных элементов за счет зимней аккумуляции (концентрация нитратного азота 574 и 517 мкг N/л соответственно). После исчерпания минеральных форм биогенных элементов в мае (нитратный азот 22 мкг N/л) обилие фитопланктона снижалось (Хл *a* – 14 мкг/л).

В лагунной экосистеме гипертрофного Куршского залива наблюдаются выраженные одновер-

шинные кривые сезонной динамики продукции и обилия фитопланктона, характерные для других высокоэвтрофных водоемов умеренной зоны (Трифонов, 1990). Согласно многолетним исследованиям при прогреве воды до 20–22°C в Куршском заливе начинается массовое развитие цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komarek, *Microcystis aeruginosa* (Kutzing) Kutzing), приводящее к длительному “цветению” воды (Olenina, 1998; Pilkaitytė, Razinkovas, 2006, 2007; Bartoli et al., 2018). Обычно такой устойчивый прогрев наблюдается в июле, но межгодовые различия климатических условий могут оказывать влияние. В частности, по данным Калининградской ЦГМС, в 2014 г. кратковременный прогрев воды до 20°C отмечен в середине июня, что, возможно, обусловило интенсивное развитие цианобактерий, при котором величина Хл *a* в среднем для залива достигла 107 мкг/л (рис. 1а). В 2015 г. в июне температура была на 2–3°C ниже и только в июле вода прогрелась >20°C, что способствовало массовому развитию цианобактерий, в результате которого величина Хл *a* (в среднем 179 мкг/л) соответствовала уровню, принимаемому как “гиперцветение” воды (>100 мкг/л) (рис. 1б). Куршский залив характеризуется длительным периодом “цветения” воды, охватывающим осенний сезон. В частности, концентрации Хл *a* > 100 мкг/л (на 50–70% станций) наблюдали в сентябре 2014 г. (80–263, в среднем 129 мкг/л), октябре 2014 г. (42–362, в среднем 136 мкг/л) и сентябре 2015 г. (43–240, в среднем 110 мкг/л). В 2014 г. осенние величины Хл *a* были наибольшими в сезонной динамике фитопланктона (рис. 1).

Для гипертрофного Куршского залива характерно слабое использование водорослей зоопланктоном, в среднем за вегетационный период потребляется 17–21% первичной продукции и 6–14% биомассы фитопланктона. Летом и осенью в период “цветения” воды оно снижается до 4% из-за преобладания нитчатых цианобактерий, недоступных для фильтрации зоопланктоном (Семенова, Александров, 2009; Dmitrieva, Semenova, 2011). В результате большие массы цианобактерий могут длительно накапливаться в заливе до их бактериального разложения, часто формируя скопления в прибрежной зоне.

Пространственное распределение Хл *a* на акватории Куршского залива характеризуется неоднородностью. Заток морских вод и основной речной сток (с р. Неман) приходится на северную часть, относящуюся к Литве. В южной части (российская акватория) ветровой режим служит основным фактором, определяющим гидродинамические процессы. Этот фактор может оказывать значительное влияние на локализацию нитчатых цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix agardhii*) (Pilkaitytė, Razinkovas, 2006; Bresciani et al., 2014).

Примером может быть распределение Хл *a* на акватории залива 24 июля 2015 г. в период массового развития цианобактерий (летнего “цветения” воды). В предшествующую неделю были устойчивые западные и юго-западные ветра (3–7 м/с), что обусловило скопление водорослей в юго-восточной части залива (Хл *a* 263–359 мкг/л), в западной части их обилие было ниже уровня “гиперцветения” (<100 мкг/л) (рис. 2а). Согласно многолетним данным, такое распределение обилия фитопланктона достаточно типично, поскольку в течение года преобладают западные ветра (Барина, 1999). Следствием такого распределения водорослей, 30 июня 2015 г. были низкие концентрации Хл *a* в прибрежной зоне Куршской косы у НЭБ “АтлантНИРО” – 40 мкг/л в 200 м от берега и 33 мкг/л в прибрежной небольшой бухте, отделенной от залива зарослями камыша и тростника (рис. 1б). В этом случае прибрежно-водная растительность оказывает в определенной степени барьерную “фильтрующую” функцию для прибрежной зоны.

Иное пространственное распределение отмечено 22 сентября 2015 г., когда также отмечено “гиперцветение” вод. В восточном районе залива концентрации Хл *a* были наименьшими (43–73 мкг/л), в западной части у Куршской косы они превышали 200 мкг/л (рис. 2б). В результате в районе НЭБ “АтлантНИРО” в 200 м от берега величина Хл *a* была 116 мкг/л, а у берега в небольшой бухте в зарослях макрофитов достигала 690 мкг/л (рис. 1б). Такое скопление водорослей в западной части залива было обусловлено более редкими восточными ветрами в предшествующие дни (17–18 сентября 2015 г.), сила которых (5–7 м/с) сформировала ветровые течения и позволила не только аккумулировать цианобактерии, но и преодолеть барьер из зарослей макрофитов, сконцентрировав водоросли в прибрежных полузакрытых бухтах. Распределение Хл *a* подтверждают данные по фитопланктону, согласно которым биомасса в прибрежной зоне Куршской косы в сентябре 2015 г. увеличилась по сравнению с июлем в среднем с 29 до 163 г/м³, достигая 433 г/м³. Основу скопления составлял *Aphanizomenon flos-aquae* (148–420 г/м³) (Герб и др., 2016). Это характерный для Куршского залива вид, образующий масштабные “цветения” (Olenina, 1998; Pilkaitytė, Razinkovas, 2007). Его трихомы формируют поверхностные скопления и, вероятно, хорошо переносятся ветровыми течениями, аккумулируясь у берега.

Ранее для Куршского залива по результатам исследований в августе 2002 г. было показано, что скопление цианобактерий в прибрежной зоне влечет формирование анаэробных условий и замор рыб (Александров, 2009; Aleksandrov et al., 2018). Ежемесячные наблюдения в 2014 г. и 2015 г.

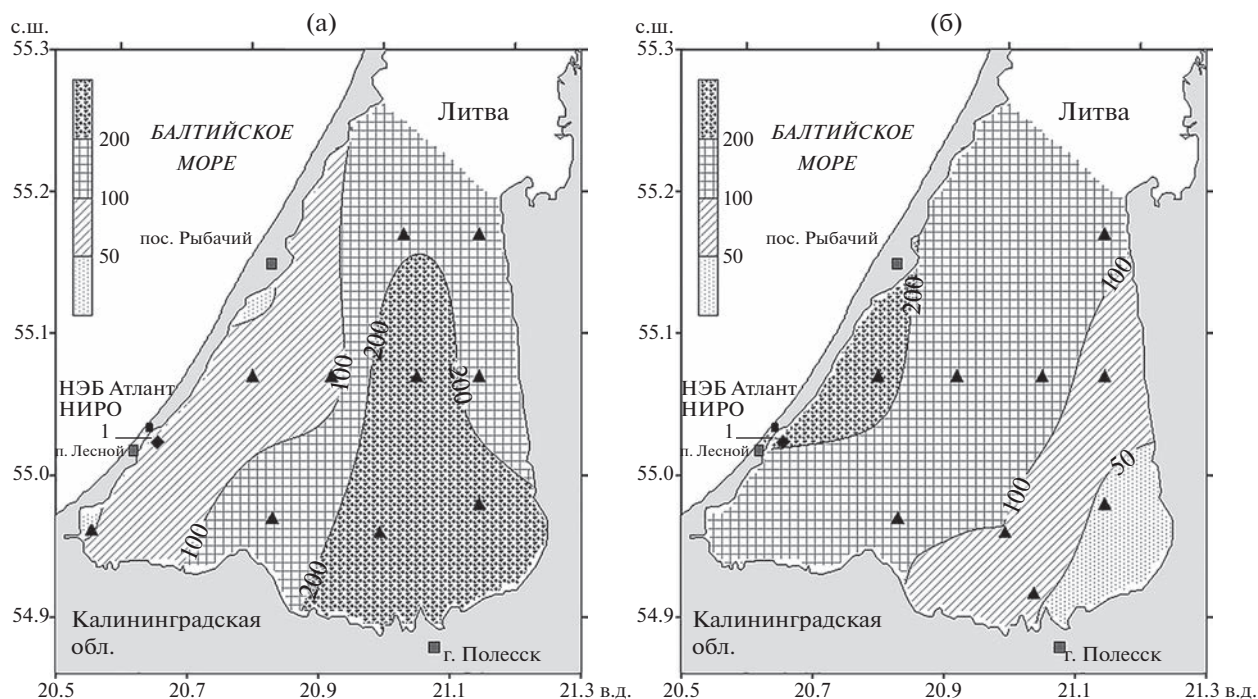


Рис. 2. Пространственное распределение Хл а (50, 100, 200 мкг/л) в российской части Куршского залива в июле (а) и сентябре (б) 2015 г. ▲ — точки мониторинга, 1 — район наблюдения в прибрежной зоне.

позволили комплексно рассмотреть влияние скопления фитопланктона на гидрохимические и микробиологические показатели в прибрежной зоне. В результате, в сентябре 2015 г. при скоплении фитопланктона в прибрежной бухте, отделенной зарослями макрофитов, величина БПК₅, как показателя содержания органического вещества, достигла 52 мг/л (рис. 3), что в 25 раз выше ПДК (2.1 мг/л) для рыбохозяйственных водоемов (Приказ Минсельхоза № 552 от 13.12.2016 г.) и в 13 раз выше для рекреационного водопользования (СанПиН 1.2.3685-21). Другим результатом скопления фитопланктона были высокие величины общего азота и фосфора (12382 мкг N/л и 697 мкг P/л соответственно) (рис. 4). Разложение фитопланктона привело к формированию анаэробных условий (концентрация O₂ 0 мг/л) (рис. 3б) и гибели гидробионтов в результате накопления в воде токсичного для рыб аммонийного азота (N-NH₄⁺) в концентрации 1703 мкг/л, в 4 раза превышающей ПДК (400 мкг/л) для рыбохозяйственных водоемов (Приказ Минсельхоза № 552). На удалении 200 м от берега неблагоприятные условия сказывались значительно меньше, в частности, концентрация кислорода была 8.6 мг/л (86% насыщения), БПК₅ — 5.1 мг/л, но было отмечено высокое содержание N-NH₄⁺ (1018 мкг N/л), превышающее ПДК.

Аналогичные явления также наблюдали в 2014 г., когда высокие величины БПК₅, N-NH₄⁺ и близкие к анаэробным условия регистрировали в июле и, особенно в сентябре, как следствие многомесячного “гиперцветения” вод залива. По результатам исследования всей акватории 21 августа 2014 г. в западной части залива вдоль Куршской косы отмечено “гиперцветение” воды (Хл а 137–179 мкг/л), а в течение 10 сут перед отбором проб в прибрежной зоне (11 сентября 2014 г.) был устойчивый восточный ветер (2–5 м/с), который обуславливал сгон фитопланктона. В результате в прибрежной зоне были зафиксированы максимальные за 2014 и 2015 гг. величины БПК₅ (76 мг/л) и N-NH₄⁺ (2896 мкг/л), концентрация O₂ была лишь 0.2 мг/л, однако на удалении 200 м от берега гидрохимические показатели возвращались к среднему для залива уровню (рис. 3, рис. 4). Наблюдаемые неблагоприятные условия были, во многом, обусловлены слабым водообменном прибрежных зон, заросших прибрежно-водной растительностью (тростником, камышом), с открытой акваторией Куршского залива. Негативное влияние накопления органического вещества в зарослях растительности прибрежной зоны отмечали на протяжении многих десятилетий (Минквявичус, Пипинис, 1959; Рыбные..., 1985; Aleksandrov et al., 2018).

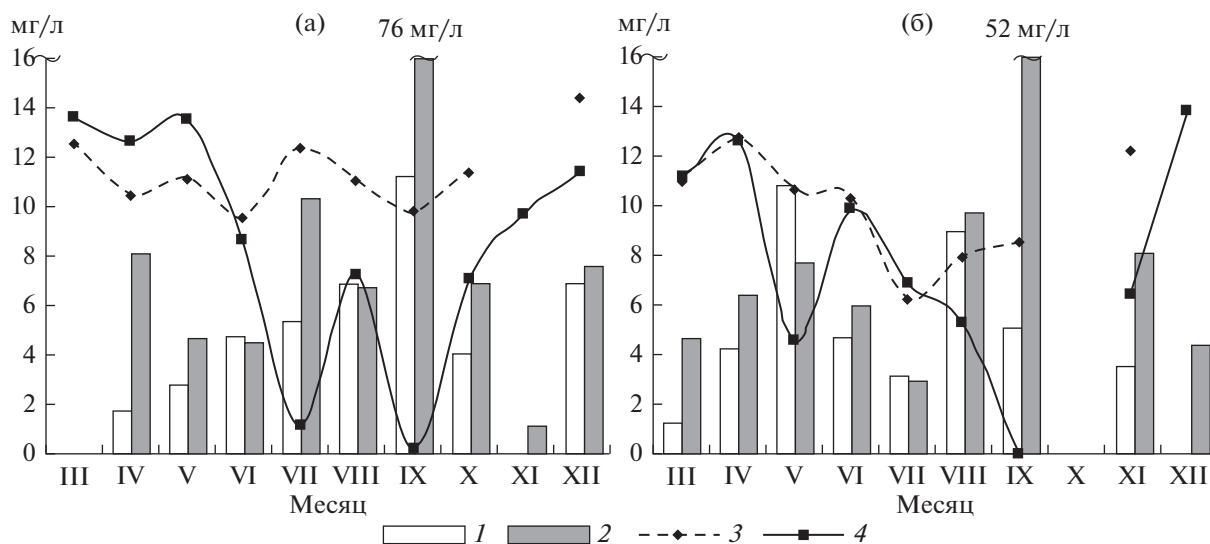


Рис. 3. Сезонная динамика БПК₅ и растворенного кислорода на свале глубин (1 и 3 соответственно) и у берега (2, 4) в 2014 г. (а) и 2015 г. (б).

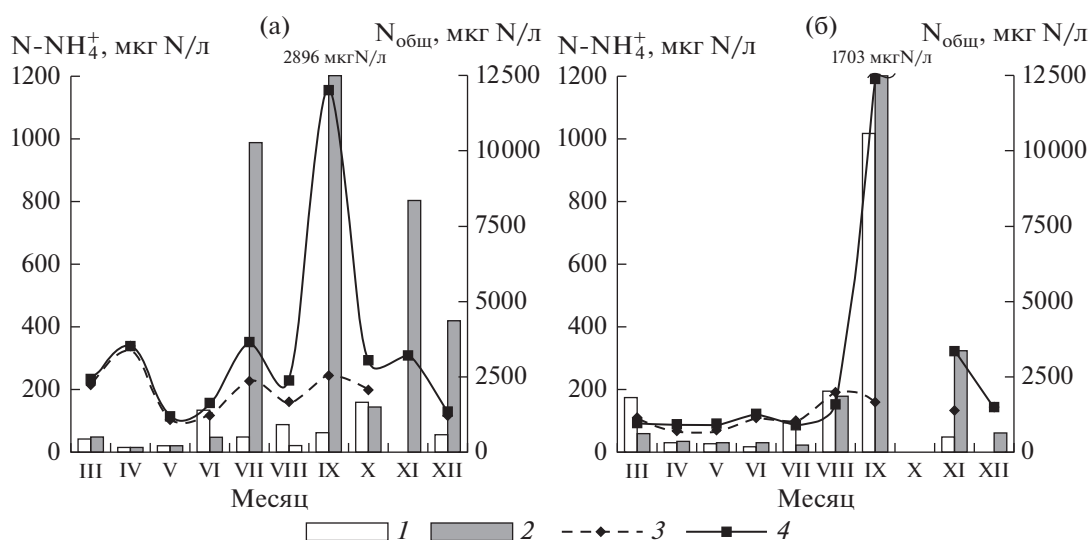


Рис. 4. Сезонная динамика аммонийного азота ($N-NH_4^+$) и общего азота ($N_{общ}$) на свале глубин (1, 3) и у берега (2, 4) в 2014 г. (а) и 2015 г. (б).

В открытой части водоема на глубинах 4–5 м даже при скоплении водорослей, например в июле 2015 г. (Хл *a* в южной и центральной частях залива у поверхности – до 308 и 359 мкг/л, у дна – 182 и 102 мкг/л соответственно), содержание O_2 в воде было 12–13 мг/л (130–150%) из-за активно идущих процессов фотосинтеза. Первичная продукция фитопланктона на этих станциях достигала максимальных величин (4.6–6.1 г С/(м³ · сут)), которые соответствовали гипертрофному уровню (>2 г С/(м³ · сут)) согласно трофической классификации (Бульон, 1994; Nakanson, Boulion, 2002). Наблюдался положительный баланс между образо-

ванием и разложением органического вещества в водоеме, соответствующий накоплению O_2 . Вместе с тем, концентрация $N-NH_4^+$ (456–702 мкг/л) превышала ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Как следствие, анаэробные условия в период “гиперцветения” воды характерны только для прибрежных зон, но превышение ПДК по гидрохимическим показателям может охватывать значительную акваторию Куршского залива.

“Гиперцветение” вод на всей акватории залива при повышенном прогреве может наблюдаться до конца октября. В частности, 20 октября 2014 г.

при температуре воды 12°C концентрация Хл *a* достигала в центре залива 362 мкг/л (в среднем для залива 136 мкг/л), а 21 октября 2015 г. при температуре 8°C “гиперцветение” уже прекратилось (Хл *a* в среднем 75 мкг/л) (рис. 1). По данным Калининградского ЦГМС, температура воды в октябре 2014 (10.8°C) и 2015 гг. (8.1°C) была выше и ниже средней (9.2°C) за период 2001–2015 гг. Лишь в ноябре из-за уменьшения солнечной радиации и охлаждения вод до 4°C было заметно прекращение интенсивной вегетации фитопланктона на всей акватории залива (Хл *a* в 2015 г. в среднем 67 мкг/л), в том числе и на свале глубин в 200 м от берега в районе Куршской косы (28 мкг/л) (рис. 1). Однако у берега, прежде всего в небольших бухтах, образованных зарослями прибрежно-водной растительности, сохранялись высокие значения биомассы фитопланктона, которые скопились в предыдущие месяцы “цветения” воды и постепенно разлагались. Например, 17 ноября 2015 г. в воде сохранялись повышенные величины Хл *a* (184 мкг/л), БПК₅ (8 мг/л) и N-NH₄⁺ (323 мкг/л), которые были многократно ниже, чем в период экстремального скопления водорослей в сентябре 2015 г.

Скопление фитопланктона в период “цветения” и его последующее разложение оказывает значительное влияние на микробиологические показатели в прибрежной зоне Куршского залива. Продолжающееся в сентябре–октябре 2014 г. “гиперцветение” воды способствовало аккумуляции фитопланктона у берега, где, как уже отмечали, зарегистрированы экстремальные гидрохимические показатели (БПК₅ 76 мг/л, N-NH₄⁺ 2896 мкг/л, O₂ 0.2 мг/л) и происходило интенсивное развитие сапрофитных бактерий, численность которых 3 октября 2014 г. была 100 тыс. КОЕ/мл. Последующий период соответствовал интенсивным процессам разложения биомассы, в результате чего к 22 октября 2014 г. в воде уже отсутствовало скопление фитопланктона, наблюдался бурый цвет воды и стойкий гнилостный запах. Высокая концентрация органических продуктов лизиса клеток фитопланктона, характерная для завершающих фаз “цветения”, создала благоприятную среду для развития сапрофитных бактерий, в результате их численность увеличилась до 410 тыс. КОЕ/мл. Активное разложение биомассы фитопланктона, происходящее в анаэробных условиях, способствовало увеличению численности анаэробных бактерий. Если 3 октября 2014 г. 56% штаммов выросли в анаэробных условиях, то 22 октября 2014 г. их доля увеличилась до 80%. Сапрофитные бактерии — наиболее распространенная группа микроорганизмов — обеспечивает самоочищение водных экосистем и играет важнейшую роль в трансформации углерода и биогенных элементов в микробиальной сети. В состав микробиального сообще-

ства прибрежной зоны Куршского залива в октябре 2014 г. входили представители четырех родов (*Aeromonas*, *Staphylococcus*, *Bacillus*, *Pseudomonas*) и сем. Enterobacteriaceae. В процессе микробиальной трансформации скопившихся масс водорослей доля кокковых бактерий рода *Staphylococcus* снижалась (с 48 до 10%), а палочковидных спорообразующих рода *Bacillus* увеличивалась (с 5 до 45%). Следствием их активной жизнедеятельности и разложения основной массы фитопланктона стало значительное снижение БПК₅ до 7 мкг и Хл *a* до 41 мкг/л к 30 октября 2014 г.

Интенсивное развитие сапрофитных бактерий в прибрежной зоне Куршского залива (510–1300 тыс. КОЕ/мл) также отмечено в июле 2014 г. Преобладали факультативно-анаэробные бактерии родов *Aeromonas* и *Bacillus* (Цыбалева и др., 2016). В этот период у косы (200 м от берега) наблюдали “гиперцветение” воды (Хл *a* 110 мкг/л), а у берега — интенсивное разложение водорослей, при котором N-NH₄⁺ было 987 мкг/л, O₂ — 1.1 мг/л (рис. 1а, 2а, 3а). Более высокая численность сапрофитных бактерий в прибрежной зоне в июле по сравнению с октябрём 2014 г., связана, в том числе, с температурой воды (среднемесячная температура 20.8 и 10.8°C соответственно, по данным Калининградского ЦГМС).

Наряду с положительной ролью в трансформации избыточных масс фитопланктона и нормализации гидрохимических показателей, интенсивное развитие сапрофитных бактерий имеет неблагоприятные последствия. В частности, в состав доминирующего рода *Staphylococcus* входит ряд патогенных и условно-патогенных для человека видов, в том числе золотистый стафилококк (*Staphylococcus aureus*), выделенный в Куршском заливе. Другой показатель неблагополучного санитарного состояния прибрежной зоны в период “цветения” воды — присутствие бактерий группы кишечной палочки из сем. Enterobacteriaceae. В процессе разложения биомассы фитопланктона и улучшения санитарного состояния вод с 3 по 22 октября 2014 г. их доля снизилась с 9 до 1% общего числа сапрофитных бактерий. В июле 2014 г. отмечено присутствие бактерий *Escherichia coli* (Цыбалева и др., 2016). В целом, полученные микробиологические показатели свидетельствуют о неблагоприятных санитарных условиях, формирующихся в прибрежной зоне Куршского залива в период “цветения” воды, для населения, в том числе, для целей рекреационного использования в национальном парке “Куршская коса”.

Потенциальная опасность многократно возрастает, учитывая, что виды цианобактерий, которые продуцируют альготоксины, включая *Microcystis aeruginosa* и *Planktothrix agardhii* (Paldaviciene et al., 2009; Overlingé et al., 2021), создают высокую биомассу в период “цветения” воды в

Куршском заливе. В частности, в сентябре 2015 г. в прибрежной зоне биомасса *Planktothrix agardhii* достигала 6.7 г/м^3 , *Microcystis* sp. – 5.0 г/м^3 (Герб и др., 2016). В период “цветения” формирующиеся у берега полуразложившиеся массы цианобактерий, включая *Microcystis aeruginosa* и *Planktothrix agardhii*, содержат очень высокие концентрации микроцистинов (гепатотоксичных токсинов) (до 154 мкг/л), которых может быть в 30–300 раз больше, чем в воде залива (Sulcius et al., 2015). Наблюдаемые концентрации микроцистинов многократно превышают рекомендации Всемирной организации здравоохранения о их содержании в воде для питьевого водоснабжения (постоянно до 1 мкг/л и краткосрочно в течение двух недель до 12 мкг/л) и для рекреационных целей (24 мкг/л).⁶

В пресноводной лагунной экосистеме Куршского залива длительное массовое развитие цианобактерий, образующее “цветение” воды, формирует наивысший для водоемов гипертрофный уровень ($\text{Хл } a > 100 \text{ мкг/л}$, биомасса фитопланктона $>20 \text{ г/м}^3$) (Трифонов, 1990; Бульон, 1994; Nakanson, Boulion, 2002) и гиперсапробный уровень (численность сапрофитных бактерий $>100 \text{ тыс. КОЕ/мл}$).⁷ Средняя за вегетационный период (март–октябрь) величина $\text{Хл } a$ (78 мкг/л в 2014 г.) в 1.5–2.2 раза выше, чем в рядом расположенной эвтрофно-гипертрофной лагунной экосистеме Вислинского залива ($32\text{--}52 \text{ мкг/л}$), где солоновато-водность и проточность препятствуют длительному “цветению” воды (Александров, Горбунова, 2012). На акватории Балтийского моря в наиболее эвтрофированной прибрежной зоне у Калининградского п-ова обилие фитопланктона на 1–2 порядка ниже ($\text{Хл } a 7\text{--}10 \text{ мкг/л}$, биомасса $1.5\text{--}2 \text{ г/м}^3$ в периоды максимального весеннего и летнего развития) (Кудрявцева и др., 2018), что создает благоприятные условия для рекреационного использования морского побережья Куршской косы.

Выводы. Сезонная динамика $\text{Хл } a$ (обилия фитопланктона) на открытой акватории Куршского залива характеризуется типичной для высокоэвтрофных водоемов одновершинной кривой, обусловленной массовым развитием цианобактерий (“цветением” воды) в июне–октябре. Прогрев воды оказывает значительное влияние на сроки и интенсивность “цветения” (оцениваемые по Хл), ветровой режим – на его пространственное распределение в центральной и южной частях (российская акватория) залива. В 2014–2015 г. при прогреве воды

$>20^\circ\text{C}$ наблюдали “гиперцветение” воды, средние для российской акватории величины $\text{Хл } a$ достигали $136\text{--}179 \text{ мкг/л}$, соответствуя гипертрофному уровню. При скоплении цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae* и др.) в период “гиперцветения” в прибрежной зоне ($\text{Хл } a$ до 690 мкг/л) летом и осенью 2014–2015 гг. резко ухудшались гидрохимические показатели (БПК₅ до $52\text{--}76 \text{ мг/л}$, N-NH_4^+ – $1703\text{--}2896 \text{ мкг/л}$), многократно превышая ПДК для рыбохозяйственных водоемов и для рекреационного водопользования, формировались анаэробные условия, обуславливающие гибель гидробионтов. Разложение фитопланктона способствовало интенсивному развитию сапрофитных бактерий, численность которых ($100\text{--}1300 \text{ тыс. КОЕ/мл}$) соответствовала гиперсапробному уровню, в воде присутствовали патогенные и условно-патогенные виды. В открытой части залива (глубины $>3 \text{ м}$) даже при скоплении водорослей ($\text{Хл } a > 300 \text{ мкг/л}$) содержание кислорода в воде превышало 100%. Неблагоприятные условия были, во многом, обусловлены слабым водообменом прибрежных зон, заросших прибрежно-водной растительностью, с открытой акваторией Куршского залива. “Цветение” воды и скопление цианобактерий в прибрежной зоне (в том числе у национального парка “Куршская коса”) представляют высокий риск не только для жизнедеятельности гидробионтов, но и для здоровья человека, в том числе при рекреационном использовании прибрежных территорий.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Анализ пространственного распределения выполнен в рамках госзадания Института океанологии им. П.П. Ширшова РАН (тема № FMWE-2021-0012); анализ сезонной динамики – в рамках госзадания БФУ им. И. Канта (тема № FZWM-2023-0004).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Александров С.В. Влияние “цветения” синезеленых водорослей на экологическое состояние Куршского залива // Вода: химия и экология. 2009. № 4. С. 2.
- Александров С.В., Горбунова Ю.А. 2012. Продукция фитопланктона и содержание хлорофилла в эстуариях различного типа // Вестн. Балт. фед. ун-та им. И. Канта. № 1. С. 90.
- Александров С.В., Сенин Ю.М., Смыслов В.А. 2006. Первичная продукция, содержание хлорофилла и биогенных элементов как показатели экологического состояния Куршского и Вислинского заливов Балтийского моря // Биология внутр. вод. № 1. С. 41.
- Барина Г.М. 1999. Климат // Калининградская область: очерки природы. Калининград: Янтар. сказка. С. 54.
- Бульон В.В. 1994. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб.: Наука.

⁶ Cyanobacterial toxins: microcystins. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality and Guidelines for safe recreational water environments. 2020. Geneva: World Health Organization (WHO/HEP/ECH/WSH/2020.6).

⁷ ГОСТ 17.1.2.04-77. Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов.

- Герб М.А., Полунина Ю.Ю., Ланге Е.К. и др. 2016. Характеристика биологических сообществ литорали западного побережья Куршского залива по данным гидробиологического мониторинга в 2015 году // Проблемы изучения и охраны природного и культурного наследия национального парка “Куршская коса”. Вып. 12. Калининград: БФУ им. И. Канта. С. 97.
- Герб М.А., Соколов А.А. 2011. Прибрежно-водная и береговая растительность Куршского залива в пределах национального парка “Куршская коса” // Проблемы изучения и охраны природного и культурного наследия национального парка “Куршская коса”: Сб. науч. статей. Калининград: БФУ им. И. Канта. С. 5.
- Кудрявцева Е.А., Александров С.В., Дмитриева О.А. 2018. Сезонная изменчивость первичной продукции и состава фитопланктона в береговой зоне российского сектора Гданьского бассейна Балтийского моря // Океанологические исследования. Т. 46. № 3. С. 99.
[https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2018.46\(3\).7](https://doi.org/10.29006/1564-2291.JOR-2018.46(3).7)
- Минкявичус А., Пипинис И. 1959. Обзор флоры и растительности залива Куршю Марес // Куршю Марес. Вильнюс: АН Лит. ССР. С. 109.
- Рыбные ресурсы Куршского залива: характеристика, рациональное использование, пути повышения продуктивности. 1985. Калининград: Кн. изд-во.
- Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана. 2003. М.: Изд-во ВНИИ рыб. хоз-ва и океаногр.
- Семенова А.С., Александров С.В. 2009. Потребление первичной продукции зоопланктоном и использование его структурно-функциональных характеристик для оценки трофности водоема // Биология внутр. вод. № 4. С. 57.
<https://doi.org/10.1134/S1995082909040099>
- Сташко А.В., Александров С.В. 2023. Особенности пространственного распределения гидрохимических показателей в Куршском заливе Балтийского моря в 2018–2022 годах // Водные биоресурсы и среда обитания. Т. 6. № 1. С. 104.
<https://doi.org/10.47921/2619-1024-2023>
- Трифонов И.С. 1990. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука.
- Цыбалева Г.А., Кузьмин С.Ю., Казимирченко О.В. 2016. Гидробиологическая и микробиологическая характеристика западной прибрежной зоны Куршского залива в 2014 году // Проблемы изучения и охраны природного и культурного наследия национального парка “Куршская коса”. Вып. 12. Калининград: БФУ им. И. Канта. С. 138.
- Червинкас Э. 1959. Основные черты гидрологического режима // Куршю Марес. Вильнюс: АН Лит. ССР. С. 47.
- Aleksandrov S., Krek A., Bubnova E. et al. 2018. Eutrophication and effects of algal bloom in the south-western part of the Curonian Lagoon alongside the Curonian spit // Baltica. V. 31. № 1. P. 1.
<https://doi.org/10.5200/baltica.2018.31.01>
- Bartoli M., Zilius M., Bresciani M. et al. 2018. Drivers of Cyanobacterial Blooms in a Hypertrophic Lagoon // Frontiers Mar. Scie. V. 5. P. 434.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00434>.
- Bresciani M., Adamo M., De Carolis G. et al. 2014. Monitoring blooms and surface accumulation of cyanobacteria in the Curonian Lagoon by combining MERIS and ASAR data // Remote Sensing Environ. V. 146. P. 124.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.040>
- Bukaveckas P., Lesutiene J., Gasiunaite Z. et al. 2017. Microcystin in aquatic food webs of the Baltic and Chesapeake Bay regions // Estuarine, Coastal and Shelf Science. V. 191. P. 50.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.04.016>
- Cetkauskaitė A., Zarkov D., Stokus L. 2001. Water-quality control, monitoring and wastewater treatment in Lithuania 1950 to 1999 // Ambio. V. 30. № 4. P. 297.
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.4.297>
- Dmitrieva O.A., Semenova A.S. 2011. Seasonal dynamics of phyto- and zooplankton and their interactions in the hypereutrophic reservoir // Inland Water Biol. V. 4. № 3. P. 308.
<https://doi.org/10.1134/S1995082911030059>
- Ferrarin C., Razinkovas A., Gulbinskas S. et al. 2008. Hydraulic regime-based zonation scheme of the Curonian Lagoon // Hydrobiologia. V. 611. № 1. P. 133.
<https://doi.org/10.1007/s10750-008-9454-5>
- Hakanson L., Boulion V.V. 2002. The like foodweb—modeling predation and abiotic/biotic interactions. Leiden: Backhuys Published.
- Jeffrey S.W., Humphrey G.F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton // Biochemie und Physiologie der Pflanzen. V. 167 (2). P. 191.
[https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)
- Kaziukonyte K., Lesutiene J., Gasiunaite Z. et al. 2021. Expert-based assessment and mapping of ecosystem services potential in the Nemunas Delta and Curonian Lagoon region, Lithuania // Water. V. 13. P. 2728.
<https://doi.org/10.3390/w13192728>
- Olenina I. 1998. Long-term changes in the Kursiu Marios lagoon: Eutrophication and phytoplankton response // Ecologija. V. 1. P. 56.
- Overlingė D., Toruńska-Sitarz A., Katarzytė, M. et al. 2021. Characterization and diversity of microcystins produced by Cyanobacteria from the Curonian Lagoon (SE Baltic Sea) // Toxins. V. 13. P. 838.
<https://doi.org/10.3390/toxins13120838>
- Paldaviciene A., Mazur-Marzec H., Razinkovas A. 2009. Toxic cyanobacteria blooms in the Lithuanian part of the Curonian Lagoon // Oceanologia. V. 51 (2). P. 203.
<https://doi.org/10.5697/oc.51-2.203>
- Pilkaitytė R., Razinkovas A. 2006. Factors controlling phytoplankton blooms in a temperate estuary: nutrient limitation and physical forcing // Hydrobiologia. V. 555. P. 41.
<https://doi.org/10.1007/s10750-005-1104-6>
- Pilkaitytė R., Razinkovas A. 2007. Seasonal changes in phytoplankton composition and nutrient limitation in a shallow Baltic lagoon // Boreal Environ. Res. V. 12 (5). P. 551.

- Sulcius S., Pilkaitytė R., Mazur-Marzec H.* 2015. Increased risk of exposure to microcystins in the scum of the filamentous cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* accumulated on the western shoreline of the Curonian Lagoon // *Mar. Pollution Bulletin*. V. 99. № 1–2. P. 264. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.057>
- Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Saltyte-Vaisiauske L. et al.* 2018. Recent Trends (2012–2016) of N, Si, and P export from the Nemunas River Watershed: loads, unbalanced stoichiometry, and threats for downstream aquatic ecosystems // *Water*. V. 10. P. 1178. <https://doi.org/10.3390/w10091178>

Impact Algae Blooms on the Coastal Zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea

S. V. Aleksandrov^{1, 2, 3, *} and M. M. Smirnova²

¹*Atlantic Branch of the Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Kaliningrad, Russia*

²*Shirshov Institute of Oceanology Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*

³*Immanuel Kant Baltic Federal University, Kaliningrad, Russia*

*e-mail: hydrobio@mail.ru

Lagoon ecosystem of the freshwater Curonian Lagoon belongs to hypertrophic water bodies, and its coastal zone is of fishery and recreational importance. Long-term monthly data (2014–2015) on chlorophyll and hydrochemical parameters were analyzed. The seasonal dynamics of chlorophyll *a* (phytoplankton abundance) in the whole Russian water area of the Curonian Lagoon and the influence on hydrochemical and microbiological indicators in the coastal zone near the Curonian Spit National Park (UNESCO World Heritage Site) were considered. During the period of intensive development of Cyanobacteria (“hyperbloom” of water), their acute accumulation in Russian water areas, estimated by chlorophyll, is determined by the wind regime, which causes the local accumulation in separate areas. Algae accumulation in the coastal zone (including the Curonian Spit National Park) in summer and autumn can form harmful hydrochemical and microbiological conditions, corresponding to hypertrophic and hypersaprobic levels, multiple excess of MPC (by BOD₅ and ammonia nitrogen, anaerobic zone).

Keywords: algae blooms, chlorophyll, Cyanobacteria, phytoplankton, saprophytic bacteria, hydrochemical indicators, coastal zone