УДК 574.574.5

ФАКТОРЫ СРЕДЫ И РАЗВИТИЕ ЦИАНОБАКТЕРИЙ В ЛИТОРАЛИ МЕЛКОВОДНОЙ ГИПЕРТРОФНОЙ ЛАГУНЫ (НА ПРИМЕРЕ КУРШСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ)

М. М. Смирнова[1,2], Е. Е. Ежова[1], Е. Ю. Воякина[3]

[1]Институт океанологии имени П. П. Ширшова РАН, Атлантическое отделение, Калининград, РФ, smirnova-mm@mail.ru
[2]Балтийский федеральный университет имени И. Канта, Калининград, РФ
[3]Научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН, г. Санкт-Петербург, РФ

Описана сукцессия литорального фитопланктона в Куршском заливе Балтийского моря по данным мая–сентября 2015 г. С июня по сентябрь численность и биомассу фитопланктона определяют синезеленые, при этом доминируют потенциально-токсичные виды, сменяющие друг друга в составе доминантного комплекса. Сукцессия видов доминантного комплекса определена динамикой форм биогенных элементов, соотношением N:P и температурой.

Ключевые слова: Куршский залив, фитопланктон, синезеленые, потенциально-токсичные виды

Куршский залив – крупнейшая прибрежная лагуна Балтики, отчлененный от моря полузакрытый, мелководный, преимущественно пресноводный бассейн, сохраняющий гипертрофный статус на протяжении 2000-х гг. [1, 2]. Он отнесен к водоемам высшей рыбохозяйственной категории; на его берегах расположены курортные поселки, детские лагеря, базы отдыха, ООПТ. За 1927–2001 гг. в фитопланктоне Куршского залива отмечено 126 видов цианобактерий, в т. ч. – 30 потенциально-токсичных [3]. В заливе всегда отмечалось массовое развитие Cyanophyta, но в 1990–2000-х гг. средняя биомасса цианобактерий возросла более чем на порядок – с 12 г·м$^{-3}$ (1950-е) до 120–240 г·м$^{-3}$ [4]. С 1986 по 2006 гг. отмечено 11 лет, когда биомасса Cyanobacteria летом достигала уровня гиперцветения (>100 г·м$^{-3}$) [1]. Считается, что в 1980-х гиперцветения были обусловлены высокой биогенной нагрузкой, с начала 1990-х показана приуроченность гиперцветений к годам наибольшего прогрева воды [4]. С конца 2000-х гг. гиперцветения с доминированием потенциально-токсичных видов из родов *Microcystis, Aphanizomenon, Woronichinia, Planktorix, Anabaena* наблюдаются почти ежегодно [5, 2].

В российской части Куршского залива с 2010 г. нами ежегодно регистрируются цианобактериальные гепатотоксины из группы микроцистинов [5, 6]. В литовской части залива микроцистины впервые идентифицированы ранее, в 2006–2007 гг. [7]. Измеренные концентрации суммарных микроцистинов в российской части акватории значительно превышают таковые в литовской акватории [7], что связано с природными особенностями водоема. Суммарное содержание внутриклеточных микроцистинов может достигать 4719 мкг·г$^{-1}$ лиофилизированной фитомассы, экстрацеллюлярных – 290 мкг·л$^{-1}$ [5]. Регулярное присутствие в фитопланктоне рекреационного и рыбохозяйственного водоема токсичных видов цианобактерий, активно продуцирующих цианотоксины на уровнях, выше указанных ВОЗ в качестве безопасных, делает актуальным прогноз токсичных цветений. Анализ динамики потенциально-токсичных видов в литорали Куршского залива, важный для целей прогнозирования – задача настоящей работы.

Материал и методы. Пробы отобраны в мелководной прибрежной части Куршского залива (западный берег) на мониторинговой станции АО ИОРАН в районе 14 км Куршской косы в период 7.05–10.09.2015. Сбор и обработку проб фитопланктона вы-

полняли согласно стандартным методам [8]. Данные по содержанию форм биогенных элементов получены в соответствии с методиками [9]. Сведения о температуре взяты с официального сайта национального парка «Куршская коса». Прозрачность измерена по диску Секки.

Результаты и обсуждение. *Фитопланктон.* В период с мая по сентябрь 2015 г. фитопланктоценоз литорали был разнообразен, число видов в пробе варьировало от 20 до 53, снижаясь к осени. Показатели обилия менялись в широком диапазоне (91–576 млн. кл.·л$^{-1}$ численность, в среднем 282 млн кл.·л$^{-1}$; 5.7–38.1 г·м$^{-3}$ биомасса, в среднем 21.3 г·м$^{-3}$), но редко оказывались ниже уровня интенсивного цветения (>10 г·м$^{-3}$). Максимум биомассы отмечен в августе и сентябре, минимум – в июле.

По численности на протяжении летнего периода доминировали исключительно синезеленые водоросли. На их долю приходилось более 80% общей численности, в конце августа – 99%. В летний период в состав видов-доминант входили потенциально-токсичные *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa, M. wesenbergii, Planktothrix agardhii, Woronichinia compacta.* С начала июня до конца августа доля потенциально-токсичных видов в общей численности цианобактерий возросла от 22% до 99%, в среднем за период составляя 71%.

По биомассе синезеленые преобладали во все месяцы, кроме мая (22%), когда наибольший вклад в биомассу вносили диатомовые (55%) (рис. 1). В остальные сроки доля синезеленых варьировала от 49 до 94%. Роль видов с максимальным вкладом в биомассу синезеленых в течение вегетационного сезона переходила от *P. agardhii* (16%, май) к видам рода микроцистис – *M. aeruginosa, M. wesenbergii* и *M. viridis* (33% суммарно, июнь), затем, в момент минимального количественного развития фитопланктона и группы синезеленых, – к *W. compacta* и *Aphanocapsa planctonica* (19.4% и 13.8% соответственно, июль). С августа в составе доминант появлялся *Aph. flos-aquae*, вносивший максимальный вклад в биомассу (39.4%), наряду с видами *Microcystis* (37% суммарно) и *P. agardhii* (17%). В дальнейшем *Aph. flos-aquae* и виды *Microcystis* (суммарно) доминировали, внося в биомассу фитопланктона 38 и 27% соответственно и, в основном, обеспечивали доминирование синезеленых по биомассе (69%) и максимальное значение биомассы фитопланктона за рассмотренный период.

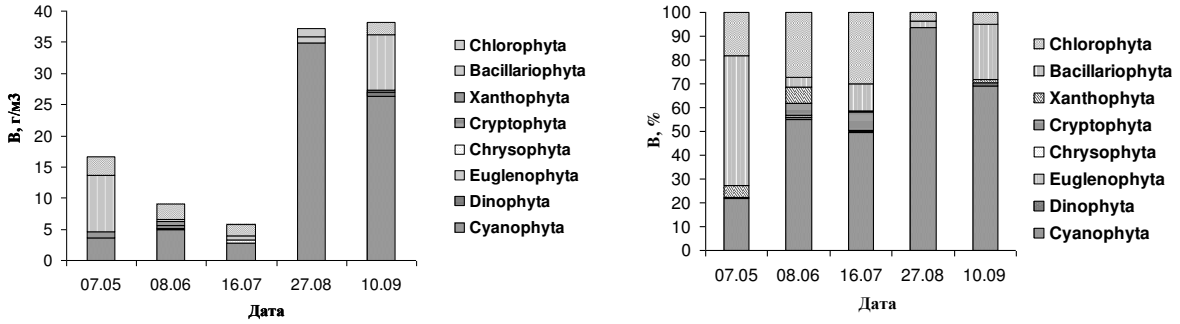

Рис. 1 Биомасса (А) и доля групп (Б) в биомассе фитопланктона в Куршском заливе, V-IX 2015

Температура, прозрачность, содержание азота и фосфора в воде. Температура воды в точке отбора проб изменялась от 14°С до 23°С, в среднем за период составляла 17.9°С, и несколько превышала температуру воздуха. Прозрачность воды на протяжении всего периода была низкой, изменяясь от 0.7 м до 0.05 м (среднее 0.4 м), что объясняется высокой продуктивностью фитопланктона, а также частым ветро-волновым взмучиванием. Минимум данного показателя (август) совпал с интенсивным цианобак-

териальным цветением, которому соответствовал максимумом биомассы и численности фитопланктона (рис. 2 А).

Содержание биогенных элементов было значительным весь период, подтверждая высокий трофический статус водоема: содержание $P_{общ}$ составляло в среднем 229 мкг·л$^{-1}$ (диапазон 97–703 мкг·л$^{-1}$), $N_{общ}$ – 1980 мкг·л$^{-1}$ (660–3800 мкг·л$^{-1}$). Содержание минеральных форм широко варьировало, но, в общем, не опускалось низко: среднее содержание $P_{мин}$ –148 мкг·л$^{-1}$ (65–598 мкг·л$^{-1}$), $N_{мин}$ – 1206 мкг·л$^{-1}$ (440–3670 мкг·л$^{-1}$) (рис 2 Б, В). Динамику $N_{общ}$ весной и с конца августа определял $N_{мин,}$ а на протяжении летних месяцев – $N_{орг}$, изменчивость содержания этих форм азота была противонаправленной (рис. 2 В).

Стехиометрическое отношение азота к фосфору (по минеральной форме) за весь период только в мае достигало 27, а в остальное время было очень низким – 3–8, лишь в августе поднимаясь до 13–14 (рис. 2 Г). Это объясняет доминирование диатомей в мае, а начиная с июня – исключительное преобладание синезеленых. Известно, что синезеленые получают преимущество при низком, до 25, отношении N:P [10].

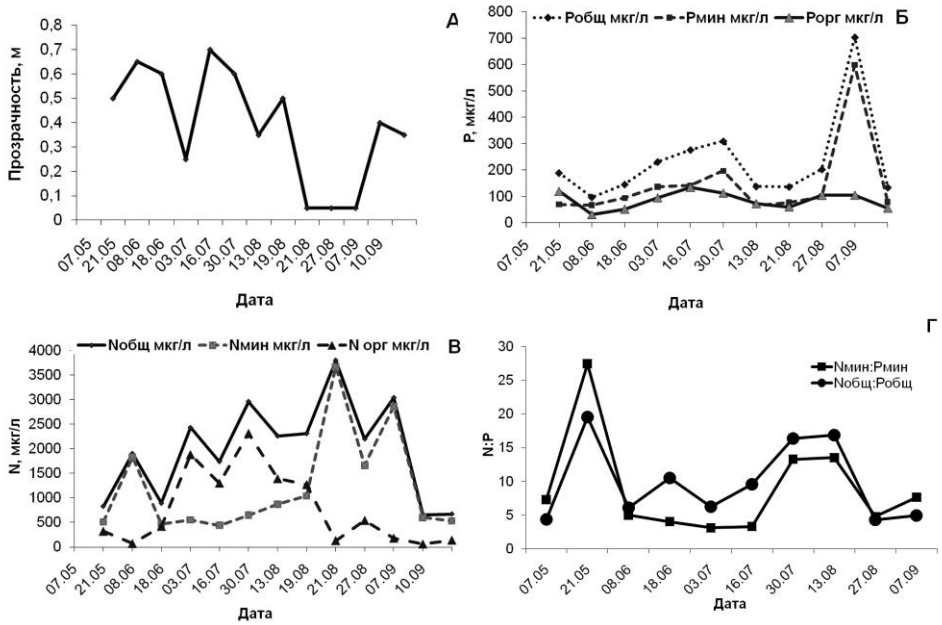

Рис. 2 Динамика прозрачности (А), содержания форм фосфора (Б) и азота (В), стехиометрического отношения N:P (Г) в мае–сентябре 2015 г., Куршский залив

Выводы. С мая по середину июля биомасса синезеленых составляла 2.8–5.0 г·м$^{-3}$, при последовательной смене доминант: *P. agardhii–Microcystis* spp.+*P. agardhii–W. compacta*+*Aphanocapsa* spp.+*Microcystis* spp. Развитие этих комплексов происходило при высоком содержании $P_{общ}$ и $N_{общ}$, однако при наименьших за весь период содержании $N_{мин}$ и отношении N:P. Во второй половине лета при максимальной температуре стало расти и достигло максимума содержание $N_{мин}$, на порядок возросло отношение N:P (до 15), наступил период мощного длительного цветения, с одновременным доминированием *A. flos-aquae,* трех видов *Microcystis* и *P. agardhii.* Биомасса *Microcystis* spp. росла согласованно с ростом отношения N:P и достигала максимума при 13–14, для остальных видов-доминант зависимость оказалась сложнее. Сукцессию синезеленых в целом и отдельных доминирующих видов не удается связать только с пропорцией N:P, изменчивостью отдельных форм биогенов или температурой, она, очевидно, определяется сложным взаимодействием названных факторов.

1. Александров С. В. Влияние климатических изменений на уровень эвтрофирования Куршского залива // *Вестник Российского гос. ун-та им. И. Канта.* 2010. Вып. 1. С. 49–57.
2. Ланге Е. К. Фитопланктонный комплекс российской части Куршского залива (2001–2007 гг.) // *Известия КГТУ*. 2013. № 28. С. 87–94.
3. Семенова С. Н., Смыслов В. А. Состояние фитоцена Куршского залива Балтийского моря на рубеже XX–XXI веков // *Гидробиологические исследования в бассейне Балтийского моря, Атлантическом и Тихом океанах на рубеже тысячелетий.* Калининград : Изд-во АтлантНИРО, 2005. С. 17–64.
4. Александров С. В., Дмитриева О. А. Первичная продукция и показатели фитопланктона как критерии евтрофирования Куршского залива Балтийского моря // *Водные ресурсы*. 2006. Т. 33, № 1. С. 104–110.
5. Ezhova E., Lange E., Russkikh Y., Chernova E., Zhakovskaya Z. Dynamics of toxic HABs in the Curonian Lagoon, Baltic Sea during 2010–2013 /. *ICES Annual Science Conference (ASC)* : book of abstr. (15–19 September 2014). H26 [электр. носитель]
6. Šulčius S., Pilkaitytė R., Mazur-Marzec H., Kasperovičienė J., Ezhova E., Błaszczyk A., Paškauskas R. 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 // *Marine Pollution Bulletin*. 2015. Vol. 99, no. 1–2. P. 264–270.
7. Paldaviciene A., Mazur-Marzec H., Razinkovas-Baziukas A. Toxic cyanobacteria blooms in the Lithuanian part of the Curonian Lagoon.// *Oceanologia*. 2009. Vol. 51. P. 203–216
8. *Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Фитопланктон и его продукция*. Л. : ГосНИОРХ, 1984. 32 с.
9. *Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана.* М. : Изд-во ВНИРО, 2003.
10. Smith V. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton // *Science*. 1983. 221. P. 669–671.

ENVIRONMENTAL FACTORS AND DEVELOPMENT OF CYANOBACTERIA IN THE LITTORAL OF SHALLOW HYPERTROPHIC LAGOON (THE CURONIAN LAGOON, BALTIC SEA)

M. M. Smirnova[1,2], E. E. Ezhova[1], E. J. Voyakina[3]

[1]Atlantic Branch of Shirshov Institute of Oceanology, RAS, Kaliningrad, RF, smirnova-mm@mail.ru
[2]Kant Baltic Federal University, Kaliningrad, RF
[3]Saint-Petersburg Scientific Research Center for Ecological Safety, RAS, St. Petersburg, RF

Succession of littoral phytoplankton of Curonian Lagoon, the Baltic Sea is described based on data May-September 2015. From June to September the numbers and biomass of phytoplankton are defined by cyanobacteria, and dominated potentially toxic species, consisting of successive dominant complex. Succession of cyanobacteria correlates with the dynamics of nutrients, N:P ratio and temperature.

Keywords: Curonian Lagoon, Baltic Sea, phytoplankton, cyanobacteria, potentially-toxic species