

## ВЛИЯНИЕ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ НА УРОВЕНЬ ЭВТРОФИРОВАНИЯ КУРШСКОГО ЗАЛИВА

Обсуждаются результаты многолетних (1991 – 2007) исследований концентраций хлорофилла и биогенных элементов, биомассы и продукции фитопланктона в Куршском заливе. На основе сопоставления с гидрологическими и химическими показателями выделены основные факторы, влияющие на уровень биологической продукции и трофический статус. Температура воды – ключевой фактор, определяющий продукцию и обилие фитопланктона в заливе. Более сильный летний прогрев в 1990 – 2000-х гг. как возможное следствие климатических изменений в сочетании с рядом факторов (пресноводность, слабая проточность) создает условия для развития *Cyanobacteria* до уровня «гиперцветения» и обуславливает продолжающуюся эвтрофирование залива, несмотря на снижение внешней биогенной нагрузки.

*The article presents the results of many years' research (1991-2007) on the chlorophyll and nutrient concentrations, biomass and primary production of phytoplankton in the Curonian Lagoon. The main factors affecting the level of biological production and the trophic status are determined by the comparison of hydrological and chemical indicators. Water temperature is a key environmental factor that regulates the phytoplankton production and abundance in the Curonian Lagoon. The greater seasonal rise in water temperatures in 1990-2000, presumably, a consequence of the climate change, alongside with other factors (freshness, slow water flow) creates conditions for cyanobacterial «hyperblooms». Probably, the 1990-2000 climate warming is the cause of the eutrophication of the Curonian Lagoon, which continues despite significant reduction in external nutrient load.*

**Ключевые слова:** температурный фактор, продукция фитопланктона, климатические изменения, эвтрофикация вод.

**Keywords:** Temperature factor, phytoplankton production, climate change, water eutrophication.

### Введение

Куршский залив – крупнейшая прибрежная лагуна Балтийского моря. В XX в. на акватории Балтийского моря и водоемов его бассейна наблюдалось увеличение биогенной нагрузки, ведущей к эвтрофированию, одновременно с изменением климатических условий (повышение температуры воздуха и воды) [11; 12]. Куршский залив и его водосборная площадь расположены в густонаселенном районе с интенсивно развитой промышленностью и сельским хозяйством. До конца 1980-х гг. внешняя биогенная нагрузка многократно превышала предельно допустимые нормы и наблюдалось интенсивное эвтрофирование залива, что отражалось на всех трофических уровнях, и прежде всего на интенсивности развития фитопланктона. Уменьшение поступления биогенных элементов с водосборной площади в 1990-х гг. вследствие экономического кризиса не привело к улучшению экологической ситуации. В Куршском заливе за последние 15 лет участились случаи развития потенциально-токсичных видов *Cyanobacteria* до уровня «гиперцветения». Их биомасса превышала уровень, при котором происходит вторичное загрязнение [1; 2]. В этот период на акватории Балтийского моря наблюдалось увеличение температуры воздуха и воды (до 0,8 °С), превысившее глобальное повышение температуры в Северном полушарии. Это может вести к изменениям циклов биогенных элементов, а также к нарушению структуры и обилия сообществ разных трофических уровней (от бактерий до птиц и млекопитающих) [11]. Потепление вод может оказывать большое влияние на планктон, прежде всего на обилие *Cyanobacteria*, которые формируют «цветение» вод Балтийского моря в наиболее теплые годы [11].

В 1986 г. ЮНЕСКО характеризовало лагуны как экосистемы возрастающего интереса, биологический потенциал которых может быть правильно использован только на основе глубоких знаний о процессах, происходящих в этих экосистемах. В настоящее время многие теоретические и практические вопросы, связанные с функционированием водных экосистем, достаточно хорошо изучены на примере внутренних водоемов и морских экосистем, в отличие от лагун и лиманов. Прибрежные лагуны, к которым относится Куршский залив, имеют высокую чувствительность к воздействию факторов среды, включая процессы, наблюдаемые при изменении климата и антропогенном эвтрофировании. Анализ многолетней динамики гидрологических, химических и биологических показателей состояния экосистем лагун позволяет исследовать взаимодействие глобальных и региональных изменений, а также отделить природные процессы в водоемах от обусловленных человеческой деятельностью. В частности, для выяснения возможных причин продолжающегося эвтрофирования Куршского залива.

### Материал и методика

Регулярные исследования экологического состояния российской акватории Куршского залива по 12 гидрологическим, химическим и биологическим показателям, включая содержание биогенных элемен-

тов и хлорофилла «а», проводятся с 1991 г. с марта по ноябрь на 12 стандартных станциях. С 2001 г. к исследуемым показателям добавилось ежемесячное с марта по ноябрь определение первичной продукции и деструкции планктона, а также видового состава и биомассы фитопланктона на 5–6 станциях. Гидрологические и гидрохимические показатели определяли по стандартным методикам в пробах воды из поверхностного слоя [6; 7]. Хлорофилл «а» определяли экстракционным флуориметрическим методом на поверхности, нижней границе фотической зоны и у дна [7]. Первичную продукцию и деструкцию планктона измеряли кислородной модификацией скляночного метода с краткосрочной (3–5 часов) экспозицией проб [3; 4]. Для расчета показателей под 1 м<sup>2</sup> скорость фотосинтеза измеряли на 5 горизонтах в столбе воды. Многолетние изменения температуры воды были рассчитаны на основе ежедневных наблюдений на станции КЦГМС в заливе.

## Результаты

На протяжении XX в. на акватории Балтийского моря и водоемов его бассейна (в том числе в Куршском заливе) наблюдалось увеличение биогенной нагрузки. В конце 1980-х гг. годовое поступление фосфора в Куршский залив составляло 3,7–8,5 г/м<sup>2</sup> и азота – 60,8–109,6 г/м<sup>2</sup>, что многократно превышало предельно допустимые нагрузки, вызывающие эвтрофирование водоемов. Уменьшение объемов промышленного производства и применения удобрений в 1990-х гг. привело к многократному снижению внешней биогенной нагрузки в несколько раз (до 0,75–2,3 г/м<sup>2</sup> фосфора и 20,8–40,4 г/м<sup>2</sup> азота) [10]. Однако в воде сохраняются высокие концентрации Р<sub>общ</sub> и N<sub>общ</sub>, превышающие в 2–3 раза уровень, ведущий к эвтрофированию водоема с такой средней глубиной [2].

В течение XX в. на акватории Балтийского моря наблюдалось повышение температуры воздуха. За столетний период тренд повышения температуры воздуха составил 0,08 °С за десятилетие (по сравнению с 0,05 °С за десятилетия для всей Земли), что привело к увеличению длительности вегетационного сезона и другим последствиям [11]. Наиболее значительное потепление на акватории Балтийского моря произошло в последние десятилетия; за последние 15 лет среднегодовая температура воды увеличилась в отдельных районах на 0,8 °С. В Куршском заливе также наблюдается тенденция к увеличению числа «теплых» лет с интенсивным прогревом воды. Начиная с 1970 г. по 2007-й средняя за вегетационный период (апрель–октябрь) температура воды варьировала от 12,8 до 15,3 °С (рис. 1). Температура воды выше 14,5 °С, которая характерна для годов «гиперцветения» залива, в 1970-х гг. отмечалась 3 раза, в 1980-х – 4, в 1990-х – 6, в 2000–2007 гг. – 6 раз. Соответственно, повышается средняя за десятилетие температура воды за вегетационный период, которая в 1970-х гг. была 14,1 °С, в 1980-х – 14,3 °С, в 1990-х – 14,4 °С, в 2000-х – 14,6 °С, т.е. повышение на 0,54 °С за последние 40 лет. Аналогичные тенденции наблюдаются при исследовании среднегодовых и средних летних значений температуры за эти десятилетия.

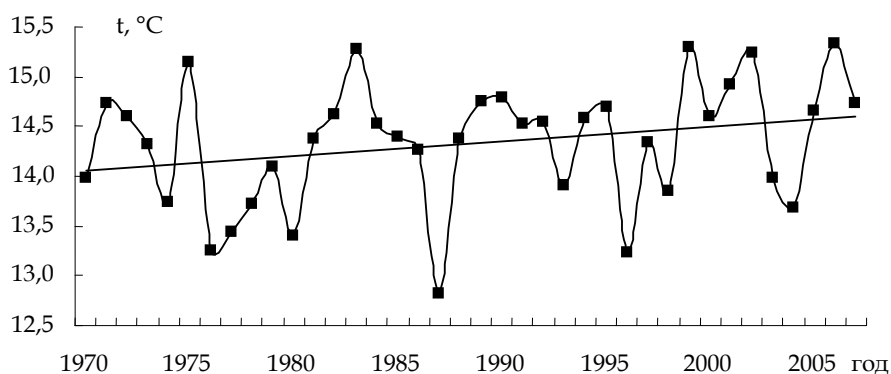


Рис. 1. Средняя для вегетационного периода (апрель–октябрь) температура воды в Куршском заливе

Эвтрофное состояние Куршского залива отражается на всех трофических уровнях. В фитопланктоне доминируют виды, обильное развитие которых характерно для эвтрофных вод (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Aulacosira islandica*, *Actinocyclus normanii*, *Stephanodiscus hantzschii* и другие) [1; 15].

С июля по октябрь наблюдается массовое развитие *Cyanobacteria*, приводящее к «цветению» воды. В заливе наблюдается большая межгодовая изменчивость (в 2–4 раза) показателей, характеризующих трофический статус водоема [1; 2]. В 1991–2007 гг. среднее за вегетационный период содержание общего фосфора (Р<sub>общ</sub>) варьировало в диапазоне 87–260 мкг/л, общего азота (N<sub>общ</sub>) – 939–3214 мкг/л, хлорофилла «а» – 36–190 мкг/л, первичная продукция (по углероду) – 360–620 г/(м<sup>2</sup> год). Наиболее высокие

величины этих показателей, обусловленные «гиперцветением» *Cyanobacteria*, наблюдались при средней за вегетационный период температуре воды выше 14,5 °С и средней за лето – выше 19,0 °С (рис. 2–4).

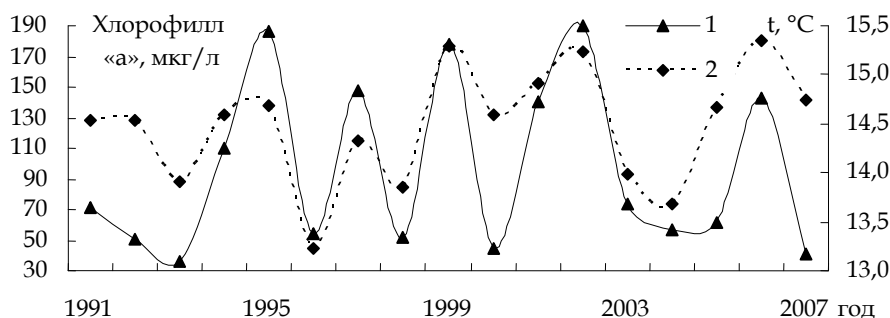


Рис. 2. Среднее для вегетационного периода (апрель-октябрь) содержание хлорофилла (1) и температура воды (2) в Куршском заливе

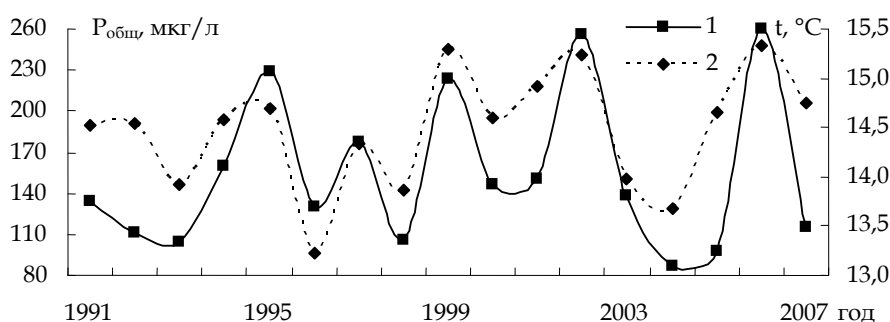


Рис. 3. Среднее для вегетационного периода (апрель-октябрь) содержание общего фосфора (1) и температура воды (2) в Куршском заливе

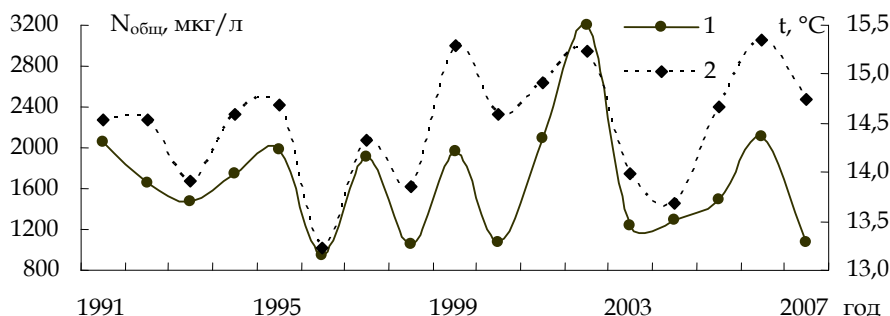


Рис. 4. Среднее для вегетационного периода (апрель-октябрь) содержание общего азота (1) и температура воды (2) в Куршском заливе

Согласно классификациям трофического статуса [3; 13; 14], Куршский залив можно отнести к гиперэвтрофным водоемам. Это один из самых высокопродуктивных водоемов Европы, включая и морские акватории. В годы, когда наблюдается «гиперцветение» воды в Куршском заливе, биомасса фитопланктона на протяжении нескольких месяцев (июль-октябрь) превышает уровень, при котором наступает биологическое загрязнение водоема [1; 15]. Биомасса фитопланктона может достигать 1200–2500 г/м<sup>3</sup>, содержание хлорофилла «а» – 700–3400 мг/м<sup>3</sup>. Концентрация аммонийного азота достигает 800–1000 мкг/л, БПК<sub>5</sub> – 10–24 мг О<sub>2</sub>/л, рН воды – 9,8–10,0, что значительно превышает ПДК для рыбохозяйственных водоемов. В прибрежной зоне на участках, заросших макрофитами, и в небольших бухтах биомасса фитопланктона за счет его накопления достигает сотен кг/м<sup>3</sup>. В воде многократно увеличивается деструкция органических веществ, формируются анаэробные условия, и наблюдается гибель гидробионтов. Явления носят локальный характер. Особенно неблагоприятны годы, когда в июле-августе отмечаются устойчивые ветра восточного направления, которые приводят к стону *Cyanobacteria* к западному, наиболее обжитому берегу залива [1].

## Обсуждение

Исходной причиной гиперэвтрофного состояния Куршского залива с характерным массовым развитием *Cyanobacteria* была интенсивная биогенная нагрузка, так как водосборная площадь расположена в густонаселенных районах с развитой промышленностью и сельским хозяйством. Интенсивное развитие *Cyanobacteria* отмечалось на протяжении всех 70 лет исследования фитопланктона, но за последние десятилетия биомасса возросла более чем на порядок — с 12 г/м<sup>3</sup> в 1950-х гг. до 120–240 г/м<sup>3</sup> в 1990–2000-х гг. [1; 15]. Уменьшение объемов промышленного производства и применения удобрений в 90-х гг. XX века привело к многократному снижению внешней биогенной нагрузки. В данных условиях можно было ожидать снижения трофического статуса и улучшения экологической ситуации в заливе, однако этого не произошло. В 1980–2000-х гг. биомасса *Cyanobacteria* летом всегда была на уровне интенсивного цветения (более 10 г/м<sup>3</sup>), а в течение 10 сезонов достигала состояния гиперцветения (> 100 г/м<sup>3</sup>). Если три «гиперцветения» (1986, 1987, 1989 гг.) отмечались за период с 1981 по 1990 г., когда наиболее интенсивно использовались удобрения в сельском хозяйстве, то семь — уже в постсоветское время, когда поступление биогенов многократно уменьшилось (1994, 1995, 1997, 1999, 2001, 2002, 2006 гг.) [1; 15].

Потепление климата и увеличение числа «теплых» лет в 1990–2000-х гг. — возможные причины сохраняющегося эвтрофирования Куршского залива, несмотря на значительное уменьшения антропогенного воздействия (снижение внешней биогенной нагрузки за счет уменьшения применения удобрений). Типичный для высокоэвтрофных водоемов вид *Cyanobacteria Aphanizomenon flos-aquae*, который формирует «цветение» воды в Куршском заливе, развивается в широком диапазоне температур, но оптимум, приводящий к «взрывообразному» темпу размножения, лежит выше 20–22 °С. Выше 20 °С расположен и температурный оптимум азотфиксации этих водорослей [5; 8; 9]. Как следствие — данный вид, постоянно присутствующий в течение года в Куршском заливе, увеличивает свою биомассу до 1000 раз, когда летом вода прогревается выше 20 °С и устанавливается штилевая погода. Благодаря «взрывообразному» темпу размножения в сочетании с высоким содержанием в воде фосфора и использованием аммонийного азота и азотфиксации *Aphanizomenon flos-aquae* формирует большую биомассу в летом и осенью, что обуславливает «гиперцветение» залива. В этот период отмечаются максимальные величины хлорофилла и первичной продукции. В годы, когда прогрев воды не достигает 20 °С, «гиперцветение» не происходит.

Годы развития *Cyanobacteria* до уровня «гиперцветения» воды и высоких величин хлорофилла,  $N_{\text{общ}}$ ,  $P_{\text{общ}}$  (1994, 1995, 1997, 1999, 2001, 2002, 2006) совпадали с годами наибольшего прогрева воды [1; 2; 15]. Наиболее сильно процессы эвтрофирования и «цветения» воды выражены в южной и центральной российских частях залива, где наблюдаются другие благоприятные условия для развития *Cyanobacteria*: отсутствие затoka морской воды и пресноводность, а также замедленный водообмен (скорость водообмена в этой части около 1 год<sup>-1</sup>).

В сложившихся в Куршском заливе гидрологических и гидрохимических условиях (пресноводность, замедленный водообмен, высокое содержание биогенов в воде и илах) температура воды — ключевой фактор среды, определяющий сезонную и многолетнюю изменчивость основных показателей трофического состояния (концентрации хлорофилла, продукции и биомассы фитопланктона). Как следствие — более сильный прогрев воды и увеличение числа «теплых» лет в 1990–2000-х гг. создают исключительно благоприятные условия для развития *Cyanobacteria*. Небольшие колебания среднего для лета прогрева воды (на 2–3 °) в разные годы обуславливают многократную вариабельность показателей трофического состояния и оказывают воздействие на экологическую ситуацию в заливе.

Климатические изменения, вызывающие более сильный летний прогрев воды, в сочетании с другими благоприятными факторами могут представлять экологическую опасность внутренних водоемов и прибрежных акваторий из-за стимулирования «цветений» потенциально токсичных *Cyanobacteria*.

## Выводы

По результатам анализа гидрологических и химических показателей выделены основные факторы среды, влияющие на уровень эвтрофирования Куршского залива. Температура воды — ключевой фактор, определяющий сезонную и многолетнюю изменчивость продукции и обилие фитопланктона в Куршском заливе и, как следствие, его трофический статус. Более сильный летний прогрев воды в 1990-х и 2000-х гг. в сочетании с рядом факторов (пресноводность, слабый водообмен) создает условия для развития в Куршском заливе *Cyanobacteria* (*Aphanizomenon flos-aquae* и др.) до уровня «гиперцветения». Залив, согласно трофической классификации, можно оценить как гиперэвтрофный водоем. В прибрежной зоне при скоплении и разложении водорослей периодически наблюдается отсутствие кислорода и замор рыб. Локальное потепление климата в последние десятилетия, возможно, обуславливает сохранение эвтрофирования залива, несмотря на значительное снижение внешней

биогенной нагрузки. Более сильный летний прогрев в результате климатических изменений при сочетании с рядом других факторов среды может представлять экологическую опасность для прибрежных акваторий из-за стимулирования «цветений» *Cyanobacteria*.

Автор выражает признательность О.А. Дмитриевой, Ю.М. Сенину за данные по гидрохимическим показателям, видовому составу и биомассе фитопланктона.

#### Список литературы

1. 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.
2. Александров С.В., Сенин Ю.М., Смыслов В.А. Первичная продукция, содержание хлорофилла и биогенных элементов как показатели экологического состояния Куршского и Вислинского заливов Балтийского моря // Биология внутренних вод. 2006. №1. С. 41–47.
3. Бульон В.В. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб., 1994.
4. Бульон В.В. Первичная продукция планктона // Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: фитопланктон и его продукция. Л., 1981. С. 16–32.
5. Костяев В.Я. Биология и экология азотфиксирующих синезеленых водорослей пресных вод. Л., 1986.
6. Методы гидрохимических исследований океана. М., 1978.
7. Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для районов Мирового океана. М., 2003.
8. Сиренко Л.А. Физиологические основы размножения синезеленых водорослей в водохранилищах. Киев, 1972.
9. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. «Цветение» воды и евтрофирование. Киев, 1978.
10. Cetkauskaitė A., Zarkov D., Stoskus L. Water-quality control, monitoring and wastewater treatment in Lithuania 1950 to 1999 // *Ambio*. 2000. Vol. 30, №4–5. P. 297–305.
11. *Climate Change in the Baltic Sea Area* // *Baltic Sea Environment Proceedings*. №111. HELCOM, 2007.
12. *Environment of the Baltic Sea Area 1994–1998* // *Baltic Sea Environment Proceedings*. №82B. HELCOM, 2002.
13. Hakanson L., Boulion V. V. Regularities in primary production, Secchi and fish field and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems // *Internat. Rev. Hydrobiol.* 2001. V. 86, №1. P. 23–62.
14. Nurnberg G. K. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwaterlakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish // *J. Lake and Reservoir Management*. 1996. №12. P. 432–447.
15. Olenina I. Long-term changes in the Kursiu Marios lagoon: Eutrophication and phytoplankton response // *Ecologija*. 1998. №1. P. 56–65.

#### Об авторе

С.В. Александров — доц., РГУ им. И. Канта, зав. лаб. АтлантНИРО, hydrobio@mail.ru

#### Author

S. Aleksandrov, Associate Professor, IKSUR, head of laboratory, AtlantNIRO (Atlantic Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography), hydrobio@mail.ru