

Hydrochemical conditions and trophic status of the freshwater Curonian Lagoon

Original Article

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Aleksandrov S.V.*

¹ Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, 36 Nakhimovskiy prospekt, Moscow, 117997, Russia² Immanuel Kant Baltic Federal University, 14 Aleksandra Nevskogo St., Kaliningrad, 236041, Russia

ABSTRACT. The Curonian Lagoon is the largest lagoon in Europe with freshwater conditions. For a long period, a large amount of nutrients was supplied with the flow of the Neman River, which led to significant eutrophication of the lagoon. The consequence of this was a summer peak increase in phosphorus phosphates, associated with the intensive development of cyanobacteria and water "hyperbloom". Comparison of data obtained in the southern part of the lagoon in 2019-2024 with an earlier period of water "blooming" (2007-2016) showed a 2-3-fold decrease in summer concentrations of phosphate phosphorus and a change in the N:P ratio (from < 16 to ~30-50). As a result, the intensive development of cyanobacteria (water "hyperbloom") ceased. During the period of water "hyperbloom" (2007-2016), chlorophyll *a* concentrations during the growing season and in summer exceeded 100 µg/l and characterized the Curonian Lagoon as a hypertrophic water body. In the modern period (2019-2024), chlorophyll *a* concentrations have decreased by 3-4 times (~40 µg/l). The decrease in chlorophyll and phosphorus concentrations in recent years can be characterized as significant de-eutrophication of the Curonian Lagoon.

Keywords: chlorophyll, nutrients, lagoon, algal bloom, trophic status, de-eutrophication

For citation: Aleksandrov S.V. Hydrochemical conditions and trophic status of the freshwater Curonian Lagoon // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 391-408. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-391

1. Introduction

The Curonian Lagoon is a shallow water body separated from the Baltic Sea by a sand bar (Curonian Spit), which, according to geomorphological features, can be classified as a "closed" type lagoon. The water body is connected to the sea by a narrow strait in the northern part, and in the eastern part the Neman River, one of the largest in the Baltic Sea basin, flows into it. The river runoff is 3.5 times greater than the volume of incoming seawater and the volume of the entire lagoon, therefore freshwater conditions unique for coastal water bodies are formed almost throughout the entire water area (Ferrarin et al., 2008). In terms of area and water volume, the Curonian Lagoon is the largest lagoon in Europe, which is classified as a trans-boundary water body (75% of the water area belongs to the Russian Federation and the northern part to Lithuania). The catchment area is located in densely populated regions, mainly Belarus and Lithuania, with developed agriculture and industry. For a long period,

large amount of nutrients have been entering the lagoon annually (Cetkauskaitė et al., 2000; Vybernaite-Lubiene et al., 2018; 2022). Significant part of which is retained in lagoon due to geomorphological conditions, which has led to strong eutrophication of waters. This lagoon ecosystem is characterized by the formation of highly productive freshwater communities of planktonic and benthic organisms, typical of eutrophic waters (Dmitrieva and Semenova, 2011). The Curonian Lagoon is one of the most important fishery water bodies in the Baltic States and has of recreational significance (Curonian Spit National Park). At the same time, as a consequence of water eutrophication, over the past decades, a intensive development of cyanobacteria (water "hyperbloom") has been observed in summer (July-September) (Olenina, 1998; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). The most adverse effects of this phenomenon are observed in the coastal zone, where chemical conditions may exceed the MPC and fish mortality may occur (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Smirnova, 2023).

*Corresponding author.

E-mail address: hydrobio@mail.ru (S.V. Aleksandrov)

Received: July 22, 2025; **Accepted:** August 10, 2025;

Available online: August 31, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



Intensive development of diatoms in spring and cyanobacteria in summer result in very high abundance (chlorophyll *a*) and primary production phytoplankton for aquatic ecosystems, according to which the Curonian Lagoon corresponded to the hypertrophic status (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Hydrochemical conditions underlie the formation of high bioproductivity of the lagoon. Nitrogen and phosphorus concentrations have been regularly studied in the Russian part of the lagoon since the 1990s as part of monitoring observations of the fish habitat, but published works on the hydrochemical parameters of the Curonian Lagoon are few. In most studies, the nutrients in water is given as background characteristics when describing primary production and algal blooms (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Bartoli et al., 2018; Pilkaityte and Razinkovas, 2006; Vybernaite-Lubiene et al., 2017). Published data on hydrochemical conditions in recent years (2018-2022) are presented without relation to phytoplankton (Stashko and Aleksandrov, 2023). Assessments of the trophic status of the Curonian Lagoon cover the period up to 2015 (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Taking into account the dynamic changes in the nutrient load and hydrochemical conditions (Vybernaite-Lubiene et al., 2018), they do not reflect the current ecological situation.

The high level of water eutrophication and plankton productivity significantly affects the intensity of energy flows and the carbon cycle in the Curonian Lagoon. As a result, this lagoon was selected as one of the objects for the development of a regional module for climate and environmental monitoring of the Baltic Sea within the framework of the consortium "OCEAN: MONITORING AND ADAPTATION". Concentrations of chlorophyll and nutrients in water are the most important parameters for assessing the eutrophication of aquatic ecosystems and are used as key monitoring indicators in the comprehensive assessment of the Baltic Sea (Bashirova et al., 2023; HELCOM, 2013).

The aim of the work was to analyze the current state and long-term changes in hydrochemical conditions (nitrogen and phosphorus concentrations) affecting phytoplankton, and chlorophyll *a* as an indicator of algae abundance and water "blooming".

2. Materials and Methods

2.1. Description of the study area

The Curonian Lagoon is a large (water area 1,584 km², water volume 6.2 km³) and shallow lagoon (maximum depth 5.8 m, average ~3.8 m) in the south-eastern part of the Baltic Sea. The lagoon is separated from the sea by a narrow sand bar (Curonian Spit) 97 km long, a narrow strait is located in the northern part. The drainage area (100,485 km²) is formed mainly by the Neman River basin (98% of the area), the runoff (19.7 km³) of which enters the northern part of the lagoon. The southern part receives the runoff of the Deima River (1.1 km³). The continental runoff (21.8 km³/year) is many times greater than the inflow from the sea (6.1 km³/year) (Jakimavičius and

Kovalenkoviėnė, 2010). In most of the water area the water is fresh (~0.2‰) and only at the sea strait the salinity is 2-3‰, therefore the lagoon can be classified as a freshwater water body. The Curonian Lagoon can be formally divided into 2 parts. The northern smaller part is under the influence of the Neman River runoff and seawater inflow, the water exchange is ~70 days. In the southern, larger part of the lagoon (~75%) the river influence is weak, wind currents prevail, the water exchange exceeds 120 days and limnic conditions are observed (Ferrarin et al., 2008).

2.2. Sampling and analyses

The studies were carried out in 2024 in the open waters of the Curonian Lagoon at 7 stations located in the southern part and on the border with the northern part (Fig. 1, Table 1). A number of stations (V_1k, V_2k, V_3k) are key for the development of a regional module for climate and environmental monitoring of the Baltic Sea (Bashirova et al., 2023). The samples covered the transitional winter-spring (March 20), spring (April 8, May 5), summer (June 6, July 17, August 21) and autumn (October 2, November 8) hydrological periods. At each station, the temperature and salinity of the water were determined with a Sontek CastAway-CTD hydrophysical probe, samples for hydrochemical parameters and chlorophyll were collected with a Niskin bathometer (5 l volume) in the surface and bottom horizons.

Water samples for nutrients were pre-filtered through filters with a pore diameter of 2-3 μm to obtain forms of nitrogen and phosphorus dissolved in water. The concentrations of ammonium nitrogen (N-NH₄), nitrite nitrogen (N-NO₂), nitrate nitrogen (N-NO₃), total dis-



Fig.1. Map of sampling stations in the Curonian Lagoon.

Table 1. Sampling stations in the Curonian Lagoon in 2024.

Station	Latitude	Longitude	Station	Latitude	Longitude
1 (V_1k)	54°57.73′	20°33.33′	7 (V_3k)	55°04.20′	21°03.00′
3 (V_2k)	54°57.64′	20°59.60′	8	55°04.20′	21°08.70′
5	55°04.20′	20°48.00′	11	55°10.20′	21°08.70′
6	55°04.20′	20°55.20′			

solved nitrogen (TDN), phosphate phosphorus (P-PO₄) and total dissolved phosphorus (TDP) were determined using standard methods using a KFK-3 spectrophotometer (ICES, 2004; Guidelines, 2003). Inorganic nitrogen (DIN) was obtained as the sum of ammonium, nitrite and nitrate nitrogen. Dissolved organic nitrogen (DON) and phosphorus (DOP) were calculated as the difference between total nitrogen and phosphorus and their mineral forms. Water samples for chlorophyll were filtered through MFAS-MA-6 filters (pore diameter 0.3 µm) and optical densities were determined on an SF-56 spectrophotometer based on the methodology (SCOR-UNESCO, 1966) and equations (Jeffrey and Humphrey, 1975). The level of water eutrophication was assessed according to trophic classifications, which distinguish 4 trophic states based on the concentration of chlorophyll, nitrogen and phosphorus: from oligotrophic to hypertrophic (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982).

3. Results

3.1. Hydrological conditions

The climate in the Curonian Lagoon area is transitional from marine to temperate continental. The temperature regime of the lagoon mainly depends on the air temperature due to its shallow depths. According to the Kaliningrad Center for Hydrometeorology and Environmental Monitoring (KCHM) in the Curonian Lagoon ice conditions were observed only in January 2024. Flood was observed from February to the end of March - April, low-water flow was from May. The air temperature in some months was higher than the average long-term level by 1-4 °C throughout the year until December (Hydrometeorological situation..., 2024). The water temperature in the lagoon was characterized by warming up of water from 4.1 °C in March to a maximum of 23.3 °C in July and autumn cooling to 8 °C in November in 2024 (Table 2). In the summer, there was an intensive warming of the lagoon waters (21.6 °C on June 6 - 22.3 °C on August 21), simultaneously with an excess of the average long-term level air warming by 1.0-2.0 °C in this period.

The studied lagoon area had freshwater conditions (~0.2 psu). A slight increase (by 0.1-0.2 psu) was noted only to the north (station No. 11) in October and November, when the low-water flow in the rivers remained below the annual average (Hydrometeorological situation..., 2024), and small inflows of sea water into the lagoon could be observed with westerly winds (Table 2).

3.2. Nutrient concentrations in water

The seasonal dynamics of *nitrate nitrogen* in 2024 was characterized by a maximum in March (840 µg N/l) in the open waters of the lagoon due to winter accumulation and influx during the flood period mainly with the runoff of the Neman River (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). In the spring, there was a gradual decrease, caused by the intensive growth of phytoplankton, to minimum concentrations (4-13 µg N/l), which were observed throughout the summer period (Table 2). Such dynamics reflected the long-term trends for the Curonian Lagoon (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Pilkaityte and Razinkovas, 2006; Vybernaite-Lubiene et al., 2017). The difference was the preservation of low concentrations in October-November, when previously they increased by 1-2 orders of magnitude.

Nitrite nitrogen concentrations in the open water area were low. Higher values were in spring (6-8 µg N/l), and the lowest (< 1 µgN/l) were noted in October with a minimum concentration of ammonium nitrogen (Table 2).

The values of *ammonium nitrogen* are subject to significant seasonal changes and are associated with the intensity of biochemical decomposition of organic matter in the lagoon. Three peaks were observed in 2024: in March-April, August and November (Table 2). The spring peak is associated with the influx of dissolved organic matter during the flood period (Vybernaite-Lubiene et al., 2022) and their subsequent decomposition in the lagoon. In summer, algal bloom is observed, during which the decomposition of cyanobacteria can lead to a multiple increase in ammonium nitrogen over several days (Peng et al., 2017). In November, the end of phytoplankton growth and its subsequent decomposition occurs. Such dynamics reflected the long-term trends for the Curonian Lagoon (Aleksandrov et al., 2018; Stashko and Aleksandrov, 2023).

For *total dissolved nitrogen* (TDN), including mineral and organic forms dissolved in water, the maximum was in March-April (2300-4500 µg N/l), when a large amount of mineral and organic substances enters the lagoon with river runoff during the flood period (Vybernaite-Lubiene et al., 2018; 2022). In addition, the spring peak of phytoplankton growth was observed in April and the concentration of *dissolved organic nitrogen* (DON) in water was maximum during this period (3719 µgN/l). In May, TDN and DON decreased and remained at a close level of 900-1400 µg N/l until the end of autumn. An increased of TDN and DON were in August, as a result of the accumulation of organic substances during the summer algal bloom. The pro-

Table 2. Hydrological and hydrochemical indicators and chlorophyll in the Curonian Lagoon in 2024.

Parameter	Month							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	X	XI
Tempe- rature, °C	$\frac{4.1}{4.0-4.2}$	$\frac{8.7}{8.2-9.5}$	$\frac{14.7}{12.8-17.1}$	$\frac{21.6}{21.1-22.5}$	$\frac{23.3}{22.7-23.9}$	$\frac{22.2}{21.9-22.7}$	$\frac{13.9}{13.0-14.3}$	$\frac{8.4}{8.1-8.7}$
Salinity, psu	$\frac{0.2}{0.2-0.2}$	$\frac{0.2}{0.2-0.2}$	$\frac{0.2}{0.2-0.2}$	$\frac{0.2}{0.2-0.2}$	$\frac{0.2}{0.2-0.2}$	$\frac{0.2}{0.2-0.2}$	$\frac{0.2}{0.2-0.4}$	$\frac{0.2}{0.2-0.3}$
Transpa- rency, m	$\frac{0.7}{0.6-0.8}$	$\frac{0.5}{0.3-0.75}$	$\frac{0.65}{0.5-0.7}$	$\frac{0.7}{0.6-0.75}$	$\frac{0.55}{0.5-0.7}$	$\frac{0.65}{0.45-0.7}$	$\frac{0.5}{0.4-0.6}$	$\frac{0.85}{0.7-1.1}$
N-NO ₃ , µg N/l	$\frac{840}{572-1196}$	$\frac{758}{583-1117}$	$\frac{412}{270-590}$	$\frac{4}{1-8}$	$\frac{13}{1-29}$	$\frac{4}{3-7}$	$\frac{2}{1-5}$	$\frac{15}{8-35}$
N-NO ₂ , µg N/l	$\frac{8}{5-15}$	$\frac{6}{5-7}$	$\frac{7}{5-9}$	$\frac{2}{1-3}$	$\frac{5}{1-13}$	$\frac{2}{1-3}$	$\frac{0.3}{0.2-0.6}$	$\frac{6}{2-8}$
N-NH ₄ , µg N/l	$\frac{18}{10-41}$	$\frac{55}{47-63}$	$\frac{20}{14-27}$	$\frac{13}{7-31}$	$\frac{16}{5-30}$	$\frac{46}{39-64}$	$\frac{2}{1-5}$	$\frac{37}{21-68}$
TDN, µg N/l	$\frac{2380}{1876-2781}$	$\frac{4538}{2606-5829}$	$\frac{1424}{959-1771}$	$\frac{1136}{971-1359}$	$\frac{1404}{762-2197}$	$\frac{2085}{1571-2676}$	$\frac{870}{738-1097}$	$\frac{946}{829-1088}$
DON, µg N/l	$\frac{1513}{1245-1612}$	$\frac{3719}{1794-4982}$	$\frac{985}{639-1311}$	$\frac{1118}{959-1341}$	$\frac{1366}{710-2151}$	$\frac{2034}{1521-2624}$	$\frac{866}{735-1091}$	$\frac{889}{763-1042}$
P-PO ₄ , µg P/l	$\frac{5}{3-7}$	$\frac{10}{8-13}$	$\frac{3}{1-4}$	$\frac{3}{2-3}$	$\frac{2}{1-4}$	$\frac{3}{3-7}$	$\frac{4}{2-7}$	$\frac{4}{3-5}$
TDP, µg P/l	$\frac{20}{17-22}$	$\frac{20}{18-23}$	$\frac{15}{14-17}$	$\frac{18}{15-23}$	$\frac{19}{15-24}$	$\frac{11}{9-15}$	$\frac{15}{13-22}$	$\frac{15}{13-19}$
DOP, µg P/l	$\frac{15}{12-17}$	$\frac{10}{7-13}$	$\frac{13}{12-15}$	$\frac{15}{13-20}$	$\frac{17}{13-21}$	$\frac{7}{6-9}$	$\frac{11}{9-19}$	$\frac{12}{10-15}$
Chlorophyll a, µg/l	$\frac{28}{24-38}$	$\frac{38}{26-58}$	$\frac{29}{17-44}$	$\frac{19}{10-29}$	$\frac{55}{29-83}$	$\frac{41}{24-55}$	$\frac{39}{25-59}$	$\frac{27}{18-46}$

Note. Above the line are average values, below is the range of variability

portion of mineral nitrogen used by phytoplankton decreased from 31% in March to minimum values (< 2%) in July-October, reflecting the seasonal dynamics of phytoplankton growth.

Seasonal dynamics of *phosphate phosphorus* in 2024 had increased values in March-April (5-10 µg P/l) due to winter accumulation and influx with flood waters. Concentrations decreased to minimum values (2-3 µgP /l) in May due to use by phytoplankton, which remained until the end of the vegetation period (until November) (Table 2). The content of total phosphorus, including mineral and organic forms dissolved in water, was at a similar level (mainly 15-20 µg P/l) with higher values in spring and summer. The proportion of mineral phosphorus decreased from 50% in April to 10% in July, when the maximum concentration of chlorophyll *a* (55 µg/l) was observed. Concentrations of dissolved organic phosphorus in water in 2024 in the open water area of the lagoon were quite low (7-17 µg P/l) with a slight increase during the flood period (March) and summer phytoplankton growth (July). In comparison with previous research periods in the 1990-2010s (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Vybernaite-Lubiene et al., 2017), there was no sharp summer increase in phosphorus, and the values themselves were many times lower.

3.3. Phytoplankton abundance by chlorophyll a concentration

The beginning of active phytoplankton in the Curonian Lagoon is observed after the ice melts and the clears of the water area, which usually occurs in February-March. The clears of the water area occurred in February 2024 and the water warmed up above the average long-term value in this month (Hydrometeorological situation..., 2024). The transition to the spring hydrological state of waters (~4 °C) was observed in March and phytoplankton was actively growing (chlorophyll *a* 28 µg/l) (Table 2). Seasonal dynamics of chlorophyll *a* as an indicator of phytoplankton abundance was characterized by 2 peaks in the lagoon in 2024: in spring in April (on average 38 µg/l) and in summer in July and August (41-55 µg/l) (Table 2). The spring peak is associated with the mass vegetation of diatoms, which actively grow with sufficient amounts of The spring peak is associated with the spring mass vegetation of diatoms, which actively grow with sufficient concentrations of nitrate nitrogen and phosphate phosphorus due to their winter accumulation and supply during the flood period. In June, the concentrations of these substances decreased to an annual minimum and the lowest values of chlorophyll *a* were observed. The summer peak of chlorophyll is

associated with the mass vegetation of cyanobacteria (water bloom) at the highest warming ($> 20\text{ }^{\circ}\text{C}$) and is usually observed in July-September (Aleksandrov et al., 2018; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). Water temperature has a significant impact on the seasonal dynamics of phytoplankton and chlorophyll as an indicator of its abundance. In particular, phytoplankton continued to actively vegetate (chlorophyll *a* $39\text{ }\mu\text{g/l}$) in October due to increased warming of the waters.

The abundance of phytoplankton affected the transparency of water. It decreased on average to 0.50-0.55 m in spring and summer, when the concentration of chlorophyll *a* was the highest, while at minimum chlorophyll values (June, November) the transparency increased (up to 0.70-0.85 m) (Table 1).

According to long-term data, the Curonian Lagoon was characterized by very high values of chlorophyll *a* ($> 100\text{ }\mu\text{g/l}$), especially during the summer intensive growth of phytoplankton and water "bloom" (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Smirnova, 2023; Vaičiūtė et al., 2021). The seasonal dynamics of phytoplankton in 2024 corresponded to the established patterns. In contrast to long-term data, the summer peak of chlorophyll *a* slightly exceeded the spring peak in 2024 and summer values were many times lower than previously observed during periods of water "hyperbloom".

3.4. Trophic state of the water body

The concentration of chlorophyll *a* is widely used as a fundamental criterion for the trophic state of water bodies, since it is associated with phytoplankton biomass and the primary production. Additionally, the concentrations of nitrogen and phosphorus in water are assessed as a potential level of biological productivity, and also water transparency. The most developed classifications are for lakes (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982), which can be applied to the Curonian Lagoon, taking into account its geomorphological, hydrological and biological characteristics.

The concentration of chlorophyll *a* from March to November 2024 varied in the range of $19\text{--}55\text{ }\mu\text{g/l}$, averaging $35\text{ }\mu\text{g/l}$. This corresponds to a borderline state between the eutrophic and hypertrophic levels ($25\text{--}35\text{ }\mu\text{g/l}$). In summer (July-August) chlorophyll *a* was $41\text{--}55\text{ }\mu\text{g/l}$, which can be characterized as the absence of hyperbloom ($> 75\text{--}100\text{ }\mu\text{g/l}$) observed in the water bodies of the hypertrophic state (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982).

High concentrations of total dissolved nitrogen ($3460\text{ }\mu\text{g N/l}$ in spring and $1750\text{ }\mu\text{g N/l}$ in summer) were observed in the Curonian Lagoon in 2024, which corresponds to a potential hypertrophic state ($> 600\text{ }\mu\text{g N/l}$ and $> 1200\text{ }\mu\text{g N/l}$). However, the concentrations of total dissolved phosphorus were low (at the lower limit of eutrophic waters $\sim 20\text{--}35\text{ }\mu\text{g P/l}$) (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996). This determined a relatively low level of water productivity (based on chlorophyll *a*).

Water transparency is also a widely used indicator, but its application may be inaccurate due the large

influx of suspended inorganic matter. In the Curonian Lagoon, water transparency was 0.50-0.85 m from March to April, which corresponds to a hypertrophic level ($< 1\text{ m}$). However, such values were determined not only by the phytoplankton abundance, but also by the high content of suspended matter entering from the bottom during wind mixing of a shallow lagoon (average depth 3.8 m).

4. Discussion

According to long-term studies, the Curonian Lagoon is characterized as a highly productive water body, in which since the mid-1980s the abundance of cyanobacteria has almost annually reached the level of "hyperbloom" of water. Concentrations of chlorophyll *a* according to in situ and satellite observations exceeded $100\text{ }\mu\text{g/l}$ and scums (cyanobacteria surface accumulations) were formed (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Olenina, 1998; Vaičiūtė et al., 2021). The last hyperbloom was described in 2018. There are no published data on the open water area of the Curonian Lagoon for the period after 2018, although observations, including 2024, as well as a study of the coastal zone in 2017-2021 (Dmitrieva et al., 2024) show that the cyanobacteria abundance and water blooms has significantly decreased.

Seasonal dynamics of nutrients in the Curonian Lagoon directly depends on phytoplankton productivity, mineralization of organic matter in water and bottom sediments and influx with river runoff. The data obtained in the southern limnic part (Russian waters) in 2023-2024 and 2019-2022 were averaged (Stashko and Aleksandrov, 2023) to characterize the current state, which were compared with the early period of intense algal blooms (2007-2016) (Aleksandrov et al., 2018).

The intraannual change in the concentration of nitrate nitrogen in both periods (2007-2016 and 2019-2024) reflected long-term trends for the Curonian Lagoon and, in general, for water bodies with a strong river influence located in the temperate zone. The highest values were in March-April due to winter accumulation and influx during the flood with the Neman River runoff (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). The nitrate nitrogen concentrations decreased to minimum in summer due to intensive consumption by phytoplankton and denitrification. According to long-term data during this period (June-September) algal bloom is observed in the lagoon (Aleksandrov, 2010; Vaičiūtė et al., 2021). A significant difference in the modern period (2019-2024) was the conservation of low concentrations of nitrate nitrogen in the late autumn period (October-November). Previously, they increased by 1-2 orders of magnitude during the period of autumn water cooling and the decrease of phytoplankton growth (Fig. 2a). This is due to the continuation of active phytoplankton vegetation in October-November 2019-2024, which is facilitated by a long-term increase in water warming in autumn (Jakimavičius et al., 2023). In particular, in these months of 2024, the air temperature was $1\text{--}1.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ higher than the long-term average (Hydrometeorological situation..., 2024). A shift in the

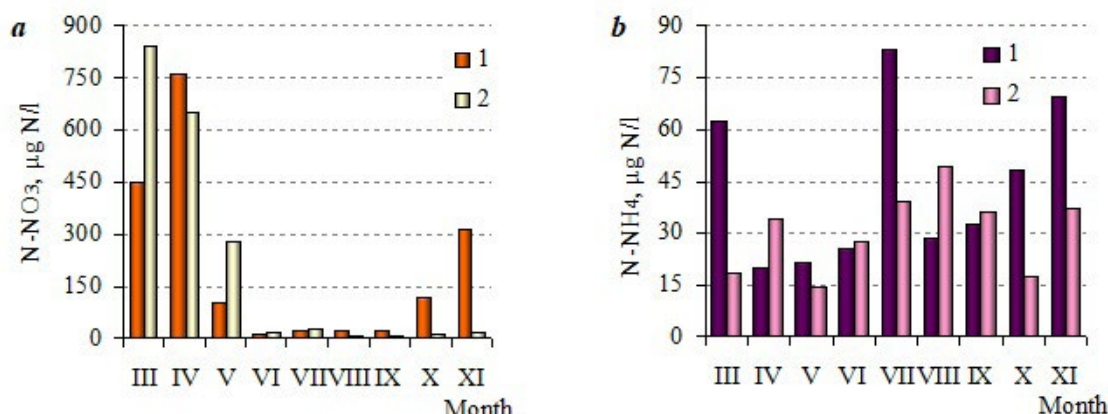


Fig.2. Concentrations of nitrate (a) and ammonium (b) nitrogen in the Curonian Lagoon in 2007-2016 (1) and 2019-2024 (2).

maximum concentration of nitrate nitrogen from April to March was also noted, as a result of the early onset of flooding and the removal of nitrogen with river runoff. As an example, in February-March 2024, the water temperature was 2-4 °C higher than the long-term average and intense flood was observed. Despite these changes in seasonal dynamics, nitrate nitrogen concentrations in 2007–2013 and 2019–2024 were similar, amounting to 120–140 $\mu\text{g N/l}$ on average for April–October and 25 $\mu\text{g N/l}$ in summer (July–September).

The seasonal dynamics of ammonium nitrogen is quite stable, with 3 peaks (early spring, summer and late autumn) associated with the mineralization of organic matter, mainly formed by phytoplankton (Fig. 2b). These peaks decreased in 2019-2024, which is associated with the early start and late end of the growing season, as well as reduce algal bloom in summer. As a result, the concentration of ammonium nitrogen decreased, especially in summer (July-September) ~ 20%.

Seasonal dynamics of phosphate phosphorus have changed fundamentally in recent years, unlike mineral nitrogen. According to published long-term data (since the 1990s), the concentration of phosphate phosphorus in the water of the Curonian Lagoon increased many times to a maximum in summer (July-August) after decreasing to minimum values in spring.

In particular, this was observed in 2007-2016 (Fig. 3a). The observed phenomenon occurred despite the most intensive consumption of phosphates in summer due to algal bloom and a reduction in their inflow with river runoff (Vybernaite-Lubiene et al., 2022). An important condition for this phenomenon was a significant influx of phosphorus from bottom sediments, which in the southern part are represented mainly by silts, where phosphorus accumulated during a long-term period of eutrophication of the lagoon (Emelyanov et al., 2015; Petkuvienė et al., 2016; Bartoli et al., 2018). Due to the increase in phosphate phosphorus in the water while maintaining minimal concentrations of mineral nitrogen, the molar ratio of their mineral forms was lower than the Redfield stoichiometric ratio for phytoplankton ($\text{N:P} < 16$) in June-August (Fig. 3a). When algae are limited by nitrogen, cyanobacteria gain an advantage, being able to intensive growth due to nitrogen fixation in conditions of phosphorus supply. The water temperature reaches 20–22°C in June–August, which is optimal for the growth and nitrogen fixation of cyanobacteria (*Aphanizomenon flos-aquae* and others), which form “water blooming” in the Curonian Lagoon (Waughman, 1977; Whitton, 1973; Aleksandrov et al., 2018). Under these conditions, the maximum abundance of cyanobacteria (water hyperbloom) was observed from June-July almost every year until 2018

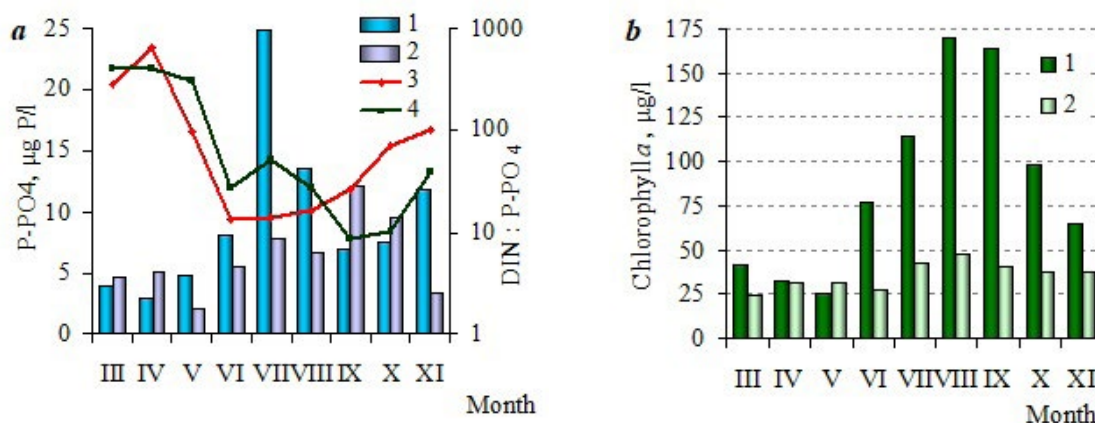


Fig.3. Phosphate phosphorus concentrations (columns) and stoichiometric ratio (curves) (a) and chlorophyll a (b) in the Curonian Lagoon in 2007-2016 (1, 3) and 2019-2024 (2, 4).

(Vaičiūtė et al., 2021). In particular, in the southern part of the lagoon, these processes were observed in 2007-2016, when in some years the concentration of phosphate phosphorus in July increased many times (up to 143 $\mu\text{g P/l}$ in 2015, an average of 25 $\mu\text{g P/l}$) and hyperbloom was formed with a multiple increase of chlorophyll *a* (up to 336 $\mu\text{g/l}$ in 2012, an average of 115 $\mu\text{g/l}$) (Fig. 3). In the following months, even with a decrease in the concentration of phosphorus, the intensity of the water blooming was maintained due to its regeneration in the plankton community. The average chlorophyll *a* concentration for the entire southern part of the lagoon reached 476 $\mu\text{g/l}$ in August 2011 and 526 $\mu\text{g/l}$ in September 2016 (average 171 and 164 $\mu\text{g/l}$ in August and September for the period 2007-2016). This could lead to the accumulation of cyanobacteria in the coastal zone and a sharp deterioration in environmental conditions (exceeding the MPC for ammonia, anaerobic conditions, fish kill) (Aleksandrov and Smirnova, 2023).

In the modern period (2019-2024), summer concentrations of phosphate phosphorus have decreased significantly. In particular, they had minimum values (2-3 $\mu\text{gP/l}$) in 2024. Average concentrations in July and August were 3 and 2 times lower than previously observed. While maintaining mineral nitrogen concentrations, this led to an increase in the stoichiometric N:P ratio to 30-50 (in moles) (Fig. 3a). As a result, nitrogen-fixing cyanobacteria lost their competitive advantage over other phytoplankton groups and the basis (phosphorus) for mass growth. This resulted in a sharp decrease in chlorophyll in summer. Concentrations of chlorophyll *a* did not exceed 50-70 $\mu\text{g/l}$ in July-September on average for the southern part of the lagoon, which can be characterized as the cessation of cyanobacteria hyperbloom.

In September-October the phosphorus concentration increased and the stoichiometric ratio decreased to the nitrogen limitation (N:P = 9-10), which distinguishes the seasonal dynamics of nutrients from the early period (2007-2016) (Fig. 3a). However, this did not lead to the formation of hyperbloom, since the water temperature (<18 °C) was below the optimum for mass growth and nitrogen fixation of cyanobacteria (*Aphanizomenon flos-aquae* and others). In addition, phosphorus concentrations were 2 times lower than those observed in the summer of 2007-2016.

During the period of intense water blooming, the concentration of chlorophyll *a* during the vegetation period (April-October) and in the summer (July-September) were 102 and 150 $\mu\text{g/l}$ on average for 2007-2016, which characterized the Curonian Lagoon as a hypertrophic water body. The primary production of phytoplankton (415-668 g C m⁻² year⁻¹) was also characterized by the maximum hypertrophic level during this period (Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Phytoplankton abundance and productivity corresponded to the maximum values for aquatic ecosystems, classifying the Curonian Lagoon as one of the most highly eutrophic water bodies in Europe. In the modern period (2019-2024), chlorophyll *a* concentrations have sharply decreased (39 and 44 $\mu\text{g/l}$ averaged

for April-October and July-September) to the borderline state between the eutrophic and hypertrophic levels. An important fact is the fairly stable low summer level of phytoplankton (chlorophyll) abundance in 2019-2024. Previously, in individual summer months and on average over the summer, chlorophyll concentration could change by 5-10 times in different years (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Vaičiūtė et al., 2021).

The reason for such significant differences in phosphorus concentration and stoichiometric N:P ratio, leading to the cessation of hyperbloom in the Curonian Lagoon, may be a decrease in external nutrient load. The Neman River (95% of the runoff and 98% of the catchment area) supplied 58.3 thousand t N/year (including N-NO₃ 31.7 thousand t N/year) and 5.4 thousand t P/year (including P-PO₄ 4.1 thousand t P/year) in 1980-1993 (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). The high external nutrient load and accumulation of nutrients in the lagoon led to strong eutrophication, which resulted in water hyperbloom (Olenina, 1998). In the subsequent period due to a sharp decrease in economic activity in the catchment area in the 1990s, and later to improved treatment systems, the phosphorus input decreased many times to 2.6 and 1.5 thousand t P/year in 1997-2008 and 2012-2016. At the same time, the nitrogen input decreased by only 25% to 44.2 thousand t N/year (Cetkauskaite et al., 2000; Vybernaite-Lubiene et al., 2018). A decrease in the external nutrient load for phosphorus led to a long-term decrease in its accumulation in silts and, as a consequence, to a decrease in its input into water in summer. This process requires further research. Multiple decrease in the external nutrient load is not capable of having a rapid impact on the level of water eutrophication (Voss et al., 2011). Probably, this process in the Curonian Lagoon has reached a turning point in recent years, which has led to a significant change in hydrochemical conditions in the summer (2-3-fold decrease in phosphorus concentration, N:P > 16). As a result, the mass growth of cyanobacteria (water hyperbloom) has ceased, which reflects a decrease in average values of chlorophyll *a* by 3 times, and maximum values by an order of magnitude. The changes observed in recent years can be characterized as significant de-eutrophication of the Curonian Lagoon.

5. Conclusions

The Curonian Lagoon of the Baltic Sea is the largest lagoon in Europe, where unique freshwater conditions for coastal water bodies are formed. Large volumes of nutrients supplied to the lagoon for a long period, primarily with the runoff of the Neman River, which led to strong eutrophication of the waters. One of the consequences of the accumulation of nutrients was the summer peak increase in phosphate phosphorus. As a result, the nitrogen and phosphorus ratio was below the stoichiometric ratio for phytoplankton (N:P < 16), which, along with significant warming of the waters (up to 20–22°C), contributed to the mass growth of nitrogen-fixing cyanobacteria (*Aphanizomenon flos-*

aquae and others). Since the mid-1980s, phytoplankton abundance has almost annually reached the level of "hyperbloom" of water (chlorophyll *a* > 100 µg / l), the last of which was noted in 2018. In the modern period, the intensity of cyanobacteria growth and water "bloom" have significantly decreased. Comparison of data obtained in the southern limnic part of the lagoon (Russian waters) in 2019-2024 with an earlier period of "hyperbloom" of waters (2007-2016) showed a decrease in summer concentrations of phosphate phosphorus by 2-3 times, while the values of mineral nitrogen remained at the same level (N:P ratio ~ 30-50). As a result, nitrogen-fixing cyanobacteria have lost their competitive advantage over other phytoplankton groups, and the basis (phosphorus) for mass growth. A sharp decrease in chlorophyll *a* in summer (< 50-70 µg/l) is a consequence of this change, which characterizes the cessation of water blooming.

During the period of water hyperbloom in 2007-2016, the average concentrations of chlorophyll *a* for the growing season (April-October) and in summer (July-September) were 100 and 150 µg/l, which corresponded to the maximum values in aquatic ecosystems and characterized the Curonian Lagoon as a hypertrophic water body. In the modern period (2019-2024), they have decreased by 3-4 times (~40 µg/l) to the borderline between the eutrophic and hypertrophic state. An important fact is the fairly stable low summer level of phytoplankton abundance, whereas earlier in individual summer months and on average over the summer in different years, the concentrations of chlorophyll could change by an order of magnitude, reaching a maximum during hyperbloom of cyanobacteria.

The basis of such significant changes is a multiple decrease in the external nutrient load of phosphorus in the 1990-2010s and the subsequent decrease in the internal nutrient load, which led to a significant change in hydrochemical conditions in summer (2-3-fold decrease in phosphorus concentration, N:P > 16). As a result, the mass growth of cyanobacteria (water hyperbloom) ceased. The sharp decrease in phosphorus and chlorophyll concentrations, which largely determine the biological productivity of waters, can be characterized as significant de-eutrophication of the Curonian Lagoon in recent years. Such changes can have a significant environmental effect (decrease harmful algae blooms) and affect the transformation of carbon and energy flows in the ecosystem, which requires continued research within the framework of climate and environmental monitoring.

Acknowledgements

The results of the chlorophyll studies were obtained within the state assignment of Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation for Immanuel Kant Baltic Federal University under the program of the consortium "OCEAN: MONITORING AND ADAPTATION". The results of the studies of hydrochemical conditions were obtained within the state assignment of Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation for IO RAS (theme

No. FMWE-2024-0025). The author thanks M.O. Ulyanova, A.O. Korneeva, D.A. Naidanov, V.V. Larina for their assistance in carrying out expeditionary work and hydrochemical analyses.

Conflict of interest

The authors declare no competing financial or personal interests.

References

- Aleksandrov S.V. 2010. Biological production and eutrophication of Baltic Sea estuarine ecosystems: The Curonian and Vistula Lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 61(4-6): 205-210. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2010.02.015](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.02.015)
- Aleksandrov S.V., Kudryavtseva E.A. 2023. Eutrophication and phytoplankton primary production in the Southeastern Baltic Sea, the Vistula and Curonian Lagoons. In: Barcelo D., Kostianoy A.G.(Eds.), *The Handbook of Environmental Chemistry*. Berlin, pp. 1-26. DOI: [10.1007/978-3-031-10421-0_1](https://doi.org/10.1007/978-3-031-10421-0_1)
- 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* 31(1): 1-12. DOI: [10.5200/baltica.2018.31.01](https://doi.org/10.5200/baltica.2018.31.01)
- Aleksandrov S.V., Smirnova M.M. 2023. Impact of algae blooms on the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea. *Inland Water Biology* 16(6): 1043-1051. DOI: [10.1134/S1995082923060032](https://doi.org/10.1134/S1995082923060032)
- Bashirova L., Sivkov V., Ulyanova M. et al. 2023. Climate and environmental monitoring of the Baltic Sea: general principles and approaches. RT&A. Special Issue 5 (18): 164-171. DOI: [10.24412/1932-2321-2023-575-164-171](https://doi.org/10.24412/1932-2321-2023-575-164-171)
- Bartoli M., Zilius M., Bresciani M. et al. 2018. Drivers of Cyanobacterial Blooms in a Hypertrophic Lagoon. *Frontiers in Marine Science* 5: 434. DOI: [10.3389/fmars.2018.00434](https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00434)
- Cetkauskaitė A., Zarkov D., Stoskus L. 2000. Water-quality control monitoring and wastewater treatment in Lithuania 1950 to 1999. *Ambio* 30(4): 297-305. DOI: [10.1579/0044-7447-30.4.297](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 Biology* 4(3): 308-315. DOI: [10.1134/S1995082911030059](https://doi.org/10.1134/S1995082911030059)
- Dmitrieva O.A., Semenova A.S., Kazakova E.Y. 2024. Structure and dynamics of plankton communities in the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea in 2017-2021 in the period of cyanobacterial blooms. *Inland Water Biology* 17(1): 18-36. DOI: [10.1134/S1995082924010048](https://doi.org/10.1134/S1995082924010048)
- Emelyanov E.M., Gulbinskas S., Suzdalev S. 2015. Biogenic components and trace elements in the sediments of river mouths and accumulation areas of Curonian Lagoon (south-eastern Baltic Sea). *Baltica* 28 (2): 151-162. DOI: [10.5200/baltica.2015.28.13](https://doi.org/10.5200/baltica.2015.28.13)
- Ferrarin C., Razinkovas A., Gulbinskas S. et al. 2008. Hydraulic regime-based zonation scheme of the Curonian Lagoon. *Hydrobiologia* 611(1): 133-146. DOI: [10.1007/s10750-008-9454-5](https://doi.org/10.1007/s10750-008-9454-5)
- Guidelines for chemical analysis of sea and fresh waters in environmental monitoring of fishery water bodies and areas of the World Ocean promising for fishing. 2003. Moscow: VNIRO. (In Russian)
- Hakanson L., Boulion V.V. 2001. Regularities in primary production, Secchi and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. *Internationale Revue Hydrobiologie* 86(1): 23-62. DOI: [10.1002/1522-2632\(200101\)86](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200101)86)

HELCOM. 2013. Eutrophication in the Baltic Sea – Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings, pp. 133.

Hydrometeorological situation in the Kaliningrad region. 2024. Kaliningrad Center for Hydrometeorological Monitoring – branch of the Federal State Budgetary Institution "North-West UGMS". URL: <https://meteo39.ru/news.html> (In Russian)

ICES techniques in marine environmental sciences. 2004. Chemical measurements in the Baltic Sea: Guidelines on Quality assurance, pp. 35.

Jakimavičius D., Kovalenkoviienė M. 2010. Long-term water balance of the Curonian Lagoon in the context of anthropogenic factors and climate change. *Baltica* 23(1): 33-46.

Jakimavičius D., Šarauskiene D., Kriaučiūnienė J. 2023. How the hydrometeorological parameters of the Curonian Lagoon changed during two periods of standard climate normal (1961–1990 and 1991–2020). *Water* 15(6): 1008. DOI: [10.3390/w15061008](https://doi.org/10.3390/w15061008)

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. *Biochimie und Physiologie der Pflanzen* 167(2): 191-194. DOI: [10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)

Nurnberg G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Journal Lake and Reservoir Management* 12: 432-447. DOI: [10.1080/07438149609354283](https://doi.org/10.1080/07438149609354283)

OECD: Eutrophication of waters. 1982. In: Monitoring, assessment and control. Paris.

Olenina I. 1998. Long-term changes in the Kursiu Marios lagoon: Eutrophication and phytoplankton response. *Ecologija* 1: 56-65.

Peng Y., Liu L., Jiang L. et al. 2017. The roles of cyanobacterial bloom in nitrogen removal. *Science of the Total Environment* 609: 297-303. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.03.149](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.149)

Petkuvienė J., Zilius M., Lubiene I. et al. 2016. Phosphorus cycling in a freshwater estuary impacted by cyanobacterial blooms. *Estuaries and Coasts* 5(39): 1386–1402. DOI: [10.1007/s12237-016-0078-0](https://doi.org/10.1007/s12237-016-0078-0)

Pilkaitytė R., Razinkovas A. 2006. Factors controlling phytoplankton blooms in a temperate estuary: nutrient limitation and physical forcing. *Hydrobiologia* 555: 41-48. DOI: [10.1007/s10750-005-1104-6](https://doi.org/10.1007/s10750-005-1104-6)

SCOR-UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea-water. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology. Paris.

Stashko A.V., Aleksandrov S.V. 2023. Features of the spatial distribution of hydrochemical indicators in the Curonian Lagoon of the Baltic Sea in 2018–2022. *Vodnye bioresursy i sreda obitaniya* [Aquatic bioresources and environment] 6(1): 48–61. DOI: [10.47921/2619-1024-2023-6-1-48](https://doi.org/10.47921/2619-1024-2023-6-1-48) (In Russian)

Vaičiūtė D., Bučas M., Bresciani M. et al. 2021. Hot moments and hotspots of cyanobacteria hyperblooms in the Curonian Lagoon (SE Baltic Sea) revealed via remote sensing-based retrospective analysis. *Science of the Total Environment* 769: 145053. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.145053](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145053)

Voss M., Dippner J.W., Humborg C. et al. 2011. History and scenarios of future development of Baltic Sea eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92(3): 307-322. DOI: [10.1016/j.ecss.2010.12.037](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.037)

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Giordani G. et al. 2017. Effect of algal blooms on retention of N, Si and P in Europe's largest coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 194: 217–228. DOI: [10.1016/j.ecss.2017.06.020](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.020)

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* 10: 1178. DOI: [10.3390/w10091178](https://doi.org/10.3390/w10091178)

Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Bartoli M. et al. 2022. Biogeochemical budgets of nutrients and metabolism in the Curonian Lagoon (South East Baltic Sea): spatial and temporal variations. *Water* 14: 164. DOI: [10.3390/w14020164](https://doi.org/10.3390/w14020164)

Waughman G. 1977. The effect of temperature on nitrogenase activity. *Journal of Experimental Botany* 28(4): 949–960. DOI: [10.1093/jxb/28.4.949](https://doi.org/10.1093/jxb/28.4.949)

Whitton B. 1973. Freshwater plankton. The biology of blue-green algae 9: 353–367.

Гидрохимические условия и трофический статус пресноводного Куршского залива

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Александров С.В.

¹ Институт океанологии имени П.П. Ширшова РАН, Нахимовский пр., 36, Москва, 117997, Россия² Балтийский федеральный университет им. И. Канта, ул. Александра Невского, 14, Калининград, 236041, Россия

АННОТАЦИЯ. Куршский залив – крупнейшая лагуна Европы с пресноводными условиями. Длительный период со стоком р. Неман поступали большие объемы биогенных элементов, что привело к значительному эвтрофированию водоема. Следствием этого стало летнее пиковое увеличение фосфора фосфатов, сопряженное с массовым развитием цианобактерий и «цветением» воды. Сравнение данных, полученных в южной части лагуны в 2019-2024 гг., с более ранним периодом «цветения» вод (2007-2016 гг.) показало снижение в 2-3 раза летних концентраций фосфора фосфатов и изменение соотношения N:P (с < 16 до ~ 30-50). В результате произошло прекращение массового развития цианобактерий («гиперцветения» вод). В период интенсивного «цветения» (2007-2016 гг.) концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период и летом превышали 100 мкг/л и характеризовали Куршский залив как гипертрофный водоем. В современный период (2019-2024 гг.) концентрации хлорофилла «а» снизились в 3-4 раза (~40 мкг/л). Снижение концентраций хлорофилла и фосфора в последние годы можно характеризовать как значительное деэвтрофирование вод лагунной экосистемы Куршского залива.

Ключевые слова: хлорофилл, биогенные элементы, лагуна, «цветение» воды, трофический статус, деэвтрофирование

Для цитирования: Александров С.В. Гидрохимические условия и трофический статус пресноводного Куршского залива // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 391-408. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-391

1. Введение

Куршский залив - отделенный от Балтийского моря песчаным барьером (Куршской косой) неглубокий водоем, который по геоморфологическим признакам можно отнести к лагунам «закрытого» типа. Водоем соединяется с морем узким проливом в северной части, а в восточном районе в него впадает река Неман, одна из крупнейших в бассейне Балтийского моря. Материковый сток в 3,5 раза больше объема поступающей морской воды и объема всей лагуны, поэтому почти на всей акватории формируются уникальные для приморских водоемов пресноводные условия (Ferrarin et al., 2008). По площади и объему вод Куршский залив – самая крупная лагуна Европы, которая относится к трансграничным водоемам (75% акватории принадлежит Российской Федерации, а северная часть Литве). Водосборная территория расположена в густонаселенных районах, преимущественно Беларуси и

Литвы, с развитыми сельским хозяйством и промышленностью. Длительный период в лагуну ежегодно поступают большие объемы биогенных элементов (Cetkauskaite et al., 2000; Vybernaite-Lubiene et al., 2018; 2022), значительная часть которых удерживается в ней вследствие геоморфологических условий, что привело к значительному эвтрофированию вод. Для этой лагунной экосистемы характерно формирование высокопродуктивных пресноводных сообществ планктонных и бентосных организмов, характерных для эвтрофных вод (Dmitrieva and Semenova, 2011). Куршский залив относится к важнейшим рыбохозяйственным водоемам Прибалтики и имеет рекреационное значение (национальный парк «Куршская коса»). Наряду с этим, как следствие эвтрофирования вод, на протяжении последних десятилетий летом (июль-сентябрь) наблюдалось массовое развитие цианобактерий («цветение» воды) (Olenina, 1998; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). Наиболее неблагоприятные послед-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: hydrobio@mail.ru (С.В. Александров)

Поступила: 22 июля 2025; Принята: 10 августа 2025;

Опубликована online: 31 августа 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



ствия этого явления были в прибрежной зоне, где гидрохимические параметры могут превышать ПДК и возникает замор рыб (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Smirnova, 2023).

Интенсивное развитие диатомовых водорослей весной и цианобактерий летом обуславливают очень высокие для водных экосистем величины обилия (хлорофилла «а») и первичной продукции фитопланктона, согласно которым Куршский залив соответствовал гипертрофному статусу (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Гидрохимические условия лежат в основе формирования высокой биопродуктивности лагуны. Концентрации азота и фосфора регулярно исследуются в российской части лагуны с 1990-х гг. в рамках мониторинговых наблюдений среды обитания рыб, однако опубликованные работы по гидрохимическим показателям Куршского залива немногочисленны. В большинстве работ содержание биогенных элементов в воде приведено как фоновые характеристики при описании первичной продукции и «цветения» воды (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Bartoli et al., 2018; Pilkaityte and Razinkovas, 2006; Vybernaite-Lubiene et al., 2017). Опубликованные данные о гидрохимических условиях в последние годы (2018-2022 гг.) представлены без связи с фитопланктоном (Сташко и Александров, 2023). Оценки трофического статуса Куршского залива охватывают период до 2015 г. (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). С учетом динамичных изменений биогенной нагрузки и гидрохимических условий (Vybernaite-Lubiene et al., 2018), они не отражают современную экологическую ситуацию.

Высокий уровень эвтрофирования вод и продуктивности планктона значительно влияет на интенсивность потоков энергии и углеродный цикл в Куршском заливе. Как следствие эта лагуна была выбрана одним из объектов для разработки регионального модуля климатического и экологического мониторинга Балтийского моря в рамках работы консорциума «ОКЕАН: МОНИТОРИНГ И АДАПТАЦИЯ». Концентрации хлорофилла и биогенных веществ в воде являются важнейшими параметрами для оценки эвтрофирования водных экосистем и используются в качестве основных мониторинговых индикаторов в комплексной оценке Балтийского моря (Bashirova et al., 2023; HELCOM, 2013).

Целью работы был анализ современного состояния и многолетних изменений гидрохимических условий (концентрации азота и фосфора), влияющих на фитопланктон, и хлорофилла «а» как показателя обилия водорослей и «цветения» воды.

2. Материалы и методы

2.1. Описание области исследования

Куршский залив – крупная (площадь акватории 1584 км², объем воды 6,2 км³) и мелководная лагуна (глубина максимальная 5,8 м, средняя ~3,8 м) в юго-восточной части Балтийского моря. От

моря лагуна отделена узкой песчаной пересыпью (Куршской косой) длиной 97 км, узкий пролив расположен в северной части. Водосборная площадь (100485 км²) образована, в основном, бассейном р. Неман (98% площади), сток (19,7 км³) которой поступает в северную часть лагуны. В южную часть поступает сток р. Дейма (1,1 км³). Материковый сток (21,8 км³/год) многократно больше притока с моря (6,1 км³/год) (Jakimavičius and Kovalenkoviene, 2010). На большей части акватории вода пресная (~0,2‰) и только у морского пролива соленость составляет 2-3‰, поэтому лагуну можно отнести к пресноводным водоемам. Куршский залив можно формально разделить на 2 части. Северная меньшая часть, находится под влиянием стока реки Неман и затока морских вод, водообмен составляет ~70 дней. В южной, большей части лагуны (~75%) речное влияние слабо сказывается, преобладают ветровые течения, водообмен превышает 120 дней и наблюдаются лимнические условия (Ferrarin et al., 2008).

2.2. Отбор проб и методы анализа

Исследования выполнялись в 2024 г. в открытой акватории Куршского залива на 7 станциях, расположенных в южной и на границе с северной частью (Рис. 1, Таблица 1). Ряд станций (ВИП_ГЗ_1К, ВИП_ГЗ_2К, ВИП_ГЗ_3К) являются ключевыми для разработки регионального модуля климатического и экологического мониторинга Балтийского моря (Bashirova et al., 2023). Отборы охватили переходный зимне-весенний (20 марта), весенний (8 апреля, 5 мая), летний (6 июня, 17 июля, 21 августа) и осенний (2 октября, 8 ноября) гидрологические периоды. На каждой станции температуру и соле-

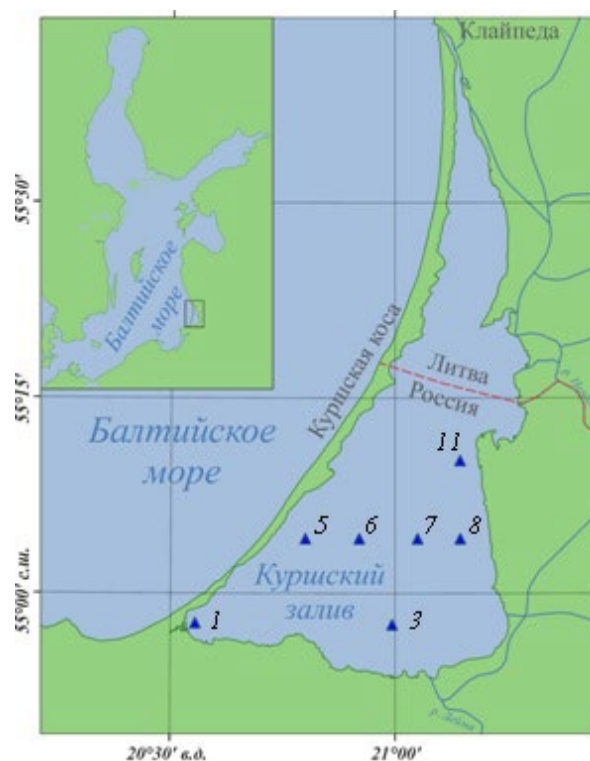


Рис.1. Карта-схема станций отбора проб в Куршском заливе.

Таблица 1. Станции отбора проб в Куршском заливе в 2024 г.

№ станции	Широта	Долгота	№ станции	Широта	Долгота
1 (ВИП_ГЗ_1К)	54°57.73′	20°33.33′	7 (ВИП_ГЗ_3К)	55°04.20′	21°03.00′
3 (ВИП_ГЗ_2К)	54°57.64′	20°59.60′	8	55°04.20′	21°08.70′
5	55°04.20′	20°48.00′	11	55°10.20′	21°08.70′
6	55°04.20′	20°55.20′			

ность воды определяли гидрофизическим зондом Sontek CastAway-CTD, пробы на гидрохимические показатели и хлорофилл отбирали батометром Нискина (объем 5 л) в поверхностном и придонном горизонтах.

Пробы воды на биогенные элементы предварительно фильтровали через фильтры диаметром пор 2-3 мкм для получения растворенных в воде форм азота и фосфора. Стандартными методами с использованием спектрофотометра КФК-3 (ICES, 2004; Руководство, 2003) определяли концентрацию азота аммонийного (N-NH_4), азота нитритного (N-NO_2), азота нитратного (N-NO_3), азота общего растворенного (TDN), фосфора фосфатов (P-PO_4) и фосфора общего растворенного (TDP). Неорганический азот (DIN) получали как сумму аммонийного, нитритного и нитратного азота. Растворенный органический азот (DON) и фосфор (DOP) рассчитывали как разницу между общим азотом и фосфором и их минеральными формами. Пробы воды на хлорофилл фильтровали через фильтры МФАС-МА-6 (диаметр пор 0,3 мкм) и определяли оптические плотности на спектрофотометре СФ-56 на основе методики (SCOR-UNESCO, 1966) и уравнений (Jeffrey and Humphrey, 1975). Оценка уровня эвтрофирования вод выполнялась согласно трофическим классификациям, в которых по концентрации хлорофилла, азота и фосфора выделяют 4 трофического состояния: от олиготрофного до гипертрофного (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982).

3. Результаты

3.1. Гидрологические условия

Климат в районе Куршского залива носит черты переходного от морского к умеренно-континентальному. Температурный режим лагуны из-за небольших глубин в основном зависит от температуры воздуха. Согласно данным Калининградского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (КЦГМС) ледовые условия в Куршском заливе в 2024 г. отмечены только в январе. С февраля по конец марта – апрель отмечено половодье, межень была с мая. Температура воздуха выше многолетнего уровня на 1-4 °C в отдельные месяцы была на протяжении всего года до декабря (Гидрометеорологическая обстановка..., 2024). Температура воды в лагуне в 2024 г. характеризовалась прогревом воды от 4,1 °C в марте до максимума 23,3 °C в июле и осенним охлаждением до 8 °C в ноябре (Таблица 2). Летом наблюдался

длительный интенсивный прогрев вод лагуны (21,6 °C 6 июня – 22,3 °C 21 августа), одновременно с превышением среднеемноголетнего прогрева воздуха на 1,0-2,0 °C в этом периоде.

На исследованной акватории лагуны были пресноводные условия (~0,2 пс). Небольшое увеличение (на 0,1-0,2 пс) отмечено только на самой северной станции (№11) в октябре и ноябре, когда сохранялась межень с уровнем воды в реках ниже среднеемноголетнего (Гидрометеорологическая обстановка..., 2024), и небольшие затоки морских вод в лагуну могут наблюдаться при западных ветрах (Таблица 2).

3.2. Концентрации биогенных элементов в воде

Сезонная динамика содержания азота нитратов в 2024 г. в открытой акватории лагуны характеризовалась максимумом в марте (840 мкгN/л), благодаря зимней аккумуляции и поступлению в период половодья, преимущественно со стоком р. Неман (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Весной происходило постепенное снижение, вызванное интенсивным развитием фитопланктона, до минимальных средних концентраций (4-13 мкгN/л), которые наблюдались весь летний период (Таблица 2). Такая динамика отражала сложившиеся многолетние тенденции для Куршского залива (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Pilkaityte and Razinkovas, 2006; Vybernaite-Lubiene et al., 2017). Отличием было сохранение низких концентраций в октябре-ноябре, когда ранее они увеличивались на 1-2 порядка.

Содержание азота нитритов в открытой акватории было незначительно. Более высокие концентрации были весной (6-8 мкгN/л), а минимум (< 1 мкгN/л) отмечен в октябре при минимальной концентрации аммонийного азота (Таблица 2).

Содержание азота аммонийного подвержено значительным сезонным изменениям и связано с интенсивностью биохимического разложения органического вещества в лагуне. В 2024 г. наблюдались 3 максимума: в марте-апреле, августе и ноябре (Таблица 2). Весенний пик связан с поступлением в период половодья растворенных органических веществ (Vybernaite-Lubiene et al., 2022) и их последующим разложением в лагуне. Летом наблюдается «цветение» воды, при котором разложение цианобактерий может вести к многократному росту концентраций аммонийного азота в течение нескольких дней (Peng et al., 2017). В ноябре происходит

Таблица 2. Гидрологические и гидрохимические показатели и хлорофилл «а» в Куршском заливе в 2024 г.

Показатель	Месяц							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	X	XI
Температура, °C	$\frac{4,1}{4,0-4,2}$	$\frac{8,7}{8,2-9,5}$	$\frac{14,7}{12,8-17,1}$	$\frac{21,6}{21,1-22,5}$	$\frac{23,3}{22,7-23,9}$	$\frac{22,2}{21,9-22,7}$	$\frac{13,9}{13,0-14,3}$	$\frac{8,4}{8,1-8,7}$
Соленость, ‰	$\frac{0,2}{0,2-0,2}$	$\frac{0,2}{0,2-0,2}$	$\frac{0,2}{0,2-0,2}$	$\frac{0,2}{0,2-0,2}$	$\frac{0,2}{0,2-0,2}$	$\frac{0,2}{0,2-0,2}$	$\frac{0,2}{0,2-0,4}$	$\frac{0,2}{0,2-0,3}$
Прозрачность, м	$\frac{0,7}{0,6-0,8}$	$\frac{0,5}{0,3-0,75}$	$\frac{0,65}{0,5-0,7}$	$\frac{0,7}{0,6-0,75}$	$\frac{0,55}{0,5-0,7}$	$\frac{0,65}{0,45-0,7}$	$\frac{0,5}{0,4-0,6}$	$\frac{0,85}{0,7-1,1}$
N-NO ₃ , мкг N/л	$\frac{840}{572-1196}$	$\frac{758}{583-1117}$	$\frac{412}{270-590}$	$\frac{4}{1-8}$	$\frac{13}{1-29}$	$\frac{4}{3-7}$	$\frac{2}{1-5}$	$\frac{15}{8-35}$
N-NO ₂ , мкг N/л	$\frac{8}{5-15}$	$\frac{6}{5-7}$	$\frac{7}{5-9}$	$\frac{2}{1-3}$	$\frac{5}{1-13}$	$\frac{2}{1-3}$	$\frac{0,3}{0,2-0,6}$	$\frac{6}{2-8}$
N-NH ₄ , мкг N/л	$\frac{18}{10-41}$	$\frac{55}{47-63}$	$\frac{20}{14-27}$	$\frac{13}{7-31}$	$\frac{16}{5-30}$	$\frac{46}{39-64}$	$\frac{2}{1-5}$	$\frac{37}{21-68}$
TDN, мкг N/л	$\frac{2380}{1876-2781}$	$\frac{4538}{2606-5829}$	$\frac{1424}{959-1771}$	$\frac{1136}{971-1359}$	$\frac{1404}{762-2197}$	$\frac{2085}{1571-2676}$	$\frac{870}{738-1097}$	$\frac{946}{829-1088}$
DON, мкг N/л	$\frac{1513}{1245-1612}$	$\frac{3719}{1794-4982}$	$\frac{985}{639-1311}$	$\frac{1118}{959-1341}$	$\frac{1366}{710-2151}$	$\frac{2034}{1521-2624}$	$\frac{866}{735-1091}$	$\frac{889}{763-1042}$
P-PO ₄ , мкг P/л	$\frac{5}{3-7}$	$\frac{10}{8-13}$	$\frac{3}{1-4}$	$\frac{3}{2-3}$	$\frac{2}{1-4}$	$\frac{3}{3-7}$	$\frac{4}{2-7}$	$\frac{4}{3-5}$
TDP, мкг P/л	$\frac{20}{17-22}$	$\frac{20}{18-23}$	$\frac{15}{14-17}$	$\frac{18}{15-23}$	$\frac{19}{15-24}$	$\frac{11}{9-15}$	$\frac{15}{13-22}$	$\frac{15}{13-19}$
DOP, мкг P/л	$\frac{15}{12-17}$	$\frac{10}{7-13}$	$\frac{13}{12-15}$	$\frac{15}{13-20}$	$\frac{17}{13-21}$	$\frac{7}{6-9}$	$\frac{11}{9-19}$	$\frac{12}{10-15}$
Хл «а», мкг/л	$\frac{28}{24-38}$	$\frac{38}{26-58}$	$\frac{29}{17-44}$	$\frac{19}{10-29}$	$\frac{55}{29-83}$	$\frac{41}{24-55}$	$\frac{39}{25-59}$	$\frac{27}{18-46}$

Примечание: в числителе – средние значения, в знаменателе – диапазон изменчивости

окончание активной вегетации фитопланктона и его последующие разложение. Такая динамика отражала сложившиеся многолетние тенденции для Куршского залива (Aleksandrov et al., 2018; Сташко и Александров, 2023).

Для общего азота, включающего растворенные в воде минеральные и органические формы, максимум был в марте-апреле (2300-4500 мкгN/л), когда в лагуну в период половодья с речным стоком поступает большое количество минеральных и органических веществ (Vybernaite-Lubiene et al., 2018; 2022), кроме того в апреле наблюдался весенний пик развития фитопланктона. В этот период (апрель) концентрация растворенного в воде органического азота была максимальной (3719 мкгN/л). В мае они снижались и сохранялись на близком уровне 900-1400 мкгN/л до конца осени. Повышенное содержание растворенного органического азота было в августе, как результат накопления органических веществ в период летнего «цветения» фитопланктона. Доля минерального азота, используемого фитопланктоном, снижалась с 31% в марте до минимальных величин (<2%) в июле-октябре, отражая сезонную динамику развития фитопланктона.

Сезонная динамика фосфора фосфатов в 2024 г. имела повышенные величины в марте-апреле (5-10 мкгP/л), благодаря зимней аккумуляции и поступлению с паводковыми водами. В мае концентрации снижались за счет использования

фитопланктоном до минимальных величин (2-3 мкгP/л), которые сохранились до конца вегетационного периода (по ноябрь) (Таблица 2). Содержание общего фосфора, включающее растворенные в воде минеральную и органическую формы, было на близком уровне (в основном 15-20 мкгP/л) с более высокими величинами весной и летом. Доля минерального фосфора уменьшалась с 50% в апреле до 10% июля, когда наблюдалась максимальная концентрация хлорофилла «а» 55 мкг/л. Концентрации растворенного в воде органического фосфора в 2024 г. в открытой акватории лагуны были достаточно низкими (7-17 мкгP/л) с небольшим повышением в период половодья (март) и «цветения» фитопланктон (июль). В сравнение с предыдущими периодами исследований в 1990-2010-х гг. (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Vybernaite-Lubiene et al., 2017) отсутствовало летнее резкое увеличение фосфора, а сами величины были многократно ниже.

3.3. Обилие фитопланктона по концентрации хлорофилла «а»

Начало активного развития фитопланктона в Куршском заливе наблюдается после таяния льда и очищения водоема, которое обычно происходит в феврале-марте. В 2024 г. очищение от льда произошло к февралю и в этом месяце прогрев вод был выше среднемноголетнего уровня (Гидрометеорологическая обстановка..., 2024). В

результате в марте наблюдался переход к весеннему гидрологическому состоянию вод ($\sim 4^\circ\text{C}$) и фитопланктон активно развивался (хлорофилл «а» 28 мкг/л) (Таблица 2). Сезонная динамика хлорофилла «а» как показателя обилия фитопланктона в 2024 г. в открытой части залива характеризовалась 2 пиками: весной в апреле (в среднем 38 мкг/л) и летом в июле и августе (41-55 мкг/л) (Таблица 2). Весенний пик связан с весенним массовым развитием диатомовых водорослей, которые развиваются при достаточном количестве азота нитратов и фосфора фосфатов вследствие их зимней аккумуляции и поступлению в период половодья. В июне концентрации этих веществ снизились до годового минимума и наблюдались наименьшие величины хлорофилла «а». Летний пик концентрации хлорофилла «а» связан с массовым развитием цианобактерий («цветением» воды) при наибольшем прогреве ($> 20^\circ\text{C}$) и обычно наблюдается в июле-сентябре (Aleksandrov et al., 2018; Dmitrieva et al., 2024; Vaičiūtė et al., 2021). Температура воды оказывает существенное влияние на сезонную динамику фитопланктона и хлорофилла «а» как показатель его обилия. В частности, благодаря повышенному прогреву вод в октябре фитопланктон продолжал активно вегетировать (хлорофилл «а» 39 мкг/л).

Развитие фитопланктона оказывало влияние на прозрачность воды. Весной и летом при наибольшей концентрации хлорофилла «а» она снижалась в среднем до 0,50-0,55 м, при минимальной (июнь, ноябрь) - прозрачность увеличивалась (до 0,70-0,85 м) (Таблица 1).

Согласно многолетним исследованиям Куршский залив характеризовался очень высокими величинами хлорофилла «а» (> 100 мкг/л), особенно в период летнего развития цианобактерий и «цветения» воды (Aleksandrov et al., 2018; Aleksandrov and Smirnova, 2023; Vaičiūtė et al., 2021). В 2024 г. сезонная динамика фитопланктона соответствовала сложившимся закономерностям. В отличие от многолетних данных, летний пик хлорофилла «а» слабо превышал весенний, и летние величины были многократно ниже, чем наблюдалось ранее в периоды «гиперцветения» воды.

3.4. Трофическое состояние вод

В качестве основополагающего критерия трофического состояния водоемов широко используется содержание хлорофилла «а», связанное с биомассой фитопланктона и величиной первичной продукции. Дополнительно оцениваются концентрации в воде азота и фосфора, как потенциальный уровень биопроductивности, и прозрачность воды. Наиболее разработаны классификации для озер (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982), которые могут быть применены для лагунной экосистемы Куршского залива с учетом его геоморфологических, гидрологических и биологических характеристик.

Концентрация хлорофилла «а» в отдельные месяцы с марта по ноябрь 2024 г. изменялась в диа-

пазоне 19-55 мкг/л, составляя в среднем 35 мкг/л. Это соответствует пограничному состоянию между эвтрофным и гипертрофным уровнем (25-35 мкг/л). Летом (июль-август) хлорофилла «а» было 41-55 мкг/л, что можно характеризовать как отсутствие интенсивного «цветения» вод, наблюдаемого в гипертрофном состоянии водоема (> 75 -100 мкг/л) (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996; OECD, 1982).

В лагуне в 2024 г. наблюдались очень высокие концентрации растворенного в воде общего азота (3460 мкгN/л весной и 1750 мкгN/л летом), соответствующие потенциальному гипертрофному состоянию (> 600 мкгN/л и > 1200 мкгN/л). Однако содержание растворенного общего фосфора было низким (на нижней границе эвтрофных вод ~ 20 -35 мкгP/л) (Hakanson and Boulion, 2001; Nurnberg, 1996). Это определяло относительно низкий уровень продуктивности вод (по хлорофиллу «а»).

Прозрачность воды также широко используемый показатель, однако его применение может быть ограничено при большом поступлении неорганической взвеси. В Куршском заливе прозрачность воды с марта по апрель составляла (0,50-0,85 м), что соответствует гипертрофному уровню (< 1 м). Однако такие величины определялись не только обилием фитопланктона, но и повышенным содержанием взвешенного вещества, поступающего при ветровом перемешивании неглубокого (средняя глубина 3,8 м) водоема.

4. Обсуждение

Согласно многолетним исследованиям лагунная экосистема Куршского залива характеризуется как высокопродуктивный водоем, в котором с середины 1980-х развитие цианобактерий практически ежегодно достигало уровня «гиперцветения» воды. Концентрации хлорофилла «а» по данным натурных и спутниковых наблюдений превышали 100 мкг/л и на поверхности формировались «пятна цветения» (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Olenina, 1998; Vaičiūtė et al., 2021). Последнее «цветение» воды такой интенсивности описано в 2018 г. Для периода после 2018 г. опубликованные данные по открытой акватории лагуны отсутствуют, хотя наблюдения, в том числе 2024 г., а также изучение прибрежной зоны в 2017-2021 гг. (Dmitrieva et al., 2024) показывают, что интенсивность развития цианобактерий и «цветения» воды значительно снизилась.

Сезонная динамика биогенных элементов в Куршском заливе напрямую зависит от продуктивности фитопланктона, минерализации органики в воде и осадках и поступления с речным стоком. Для характеристики современного состояния проведено осреднение данных, полученных в южной лимнической части залива (российская акватория) в 2023-2024 г. и 2019-2022 гг. (Сташко и Александров, 2023), которые были сопоставлены с ранним периодом интенсивного «цветения» вод (2007-2016 гг.) (Aleksandrov et al., 2018).

Внутригодовое изменение концентрации азота нитратов в оба периода (2007-2016 и 2019-2024 гг.) отражало многолетние тенденции для Куршского залива и в целом для водоемов умеренного пояса с сильным речным влиянием. Наибольшие величины были в марте-апреле благодаря зимней аккумуляции и поступлению в половодье со стоком р. Неман (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Летом содержание азота снижалось до минимальных концентраций из-за интенсивного потребления фитопланктоном и денитрификации. В этот период (июль-сентябрь) в лагуне по многолетним данным наблюдается «цветение воды» (Aleksandrov, 2010; Vaičiūtė et al., 2021). Значимым отличием в современный период (2019-2024 гг.) было сохранение низких концентраций нитратного азота в позднесенний период (октябрь-ноябрь). Ранее они увеличивались на 1-2 порядка в период осеннего охлаждения вод и прекращения развития фитопланктона (Рис. 2а).

Наблюдаемое в октябре-ноябре 2019-2024 гг. связано с продолжением активной вегетации фитопланктона, чему способствует многолетнее увеличение прогрева вод осенью (Jakimavičius et al., 2023). В частности, в эти месяцы 2024 г. температура воздуха была выше среднемноголетней на 1-1,5 °С (Гидрометеорологическая обстановка..., 2024). Также отмечено смещение максимума концентрации нитратного азота с апреля на март, как следствие раннего начала половодья и выноса азота с речным стоком. Как пример, в 2024 г. в феврале-марте температура воды была выше среднемноголетней на 2-4 °С и наблюдалось интенсивное половодье. Несмотря на эти изменения в сезонной динамике, концентрации азота нитратного в 2007-2013 и 2019-2024 гг. были близки, составив 120-140 мкгN/л в среднем за апрель-октябрь и 25 мкгN/л летом (июль-сентябрь).

Сезонная динамика азота аммонийного достаточно стабильна, имея 3 пика (в начале весны, летом и в конце осени), связанных с разложением органического вещества, преимущественно образуемого фитопланктоном (Рис. 2б). В 2019-2024 гг. произошло уменьшение этих пиков, что связано с ранним началом и поздним окончанием вегетационного периода, а также снижением «цветения» воды летом. Как следствие, концентрация азота

аммонийного снизилась, особенно летом (июль-сентябрь) ~20%.

Сезонная динамика фосфора фосфатов принципиально изменилась в последние годы, в отличие от азота минерального. По опубликованным многолетним данным (с 1990-х) в Куршском заливе концентрация в воде фосфора фосфатов после снижения весной до минимальных значений, летом (июль-август) многократно возрастала до максимума. В частности, это наблюдалось в 2007-2016 гг. (Рис. 3а). Наблюдаемое явление происходило несмотря на наиболее интенсивное потребление фосфатов летом из-за «цветения» фитопланктона и сокращение их поступления с речным стоком (Vybernaite-Lubiene et al., 2022). Важным условием такого явления было значительное поступление фосфора из донных осадков, которые в южной части представлены преимущественно илами, где фосфор аккумулировался многолетний период эвтрофирования лагуны (Emelyanov et al., 2015; Petkuvienė et al., 2016; Bartoli et al., 2018). Из-за увеличения фосфора фосфатов в воде при сохранении минимальных концентраций минерального азота молярное соотношение их минеральных форм было ниже стехиометрического соотношения Редфильда для фитопланктона ($N:P < 16$) в июне-августе (Рис. 3а). При азотной лимитации водорослей преимущество получают цианобактерии, которые благодаря азотфиксации в условиях обеспеченности фосфором способны массово развиваться. В июне-августе температура воды достигает 20–22 °С, которая оптимальна для роста и азотфиксации цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae* и другие), формирующих в Куршском заливе «цветение» воды (Vaughman, 1977; Whitton, 1973; Aleksandrov et al., 2018). В этих условиях максимальное обилие цианобактерий («гиперцветение» воды) наблюдалось с июня-июля практически ежегодно до 2018 г. (Vaičiūtė et al., 2021). В частности, в южной части лагуны эти процессы наблюдались в 2007-2016 гг., когда в отдельные годы концентрация фосфора фосфатов в июле многократно увеличивалась (до 143 мкгP/л в 2015 г., в среднем 25 мкгP/л) и начиналось «гиперцветение» воды с многократным ростом содержания хлорофилла «а» (до 336 мкг/л в 2012 г., в среднем 115 мкг/л) (Рис. 3). В последующие месяцы даже

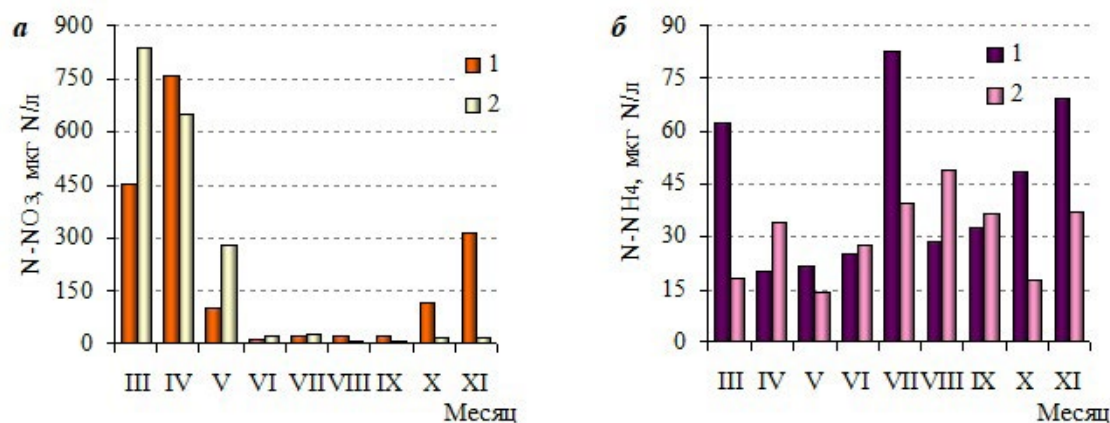


Рис.2. Концентрации азота нитратного (а) и аммонийного (б) в Куршском заливе в 2007-2016 гг. (1) и 2019-2024 гг. (2).

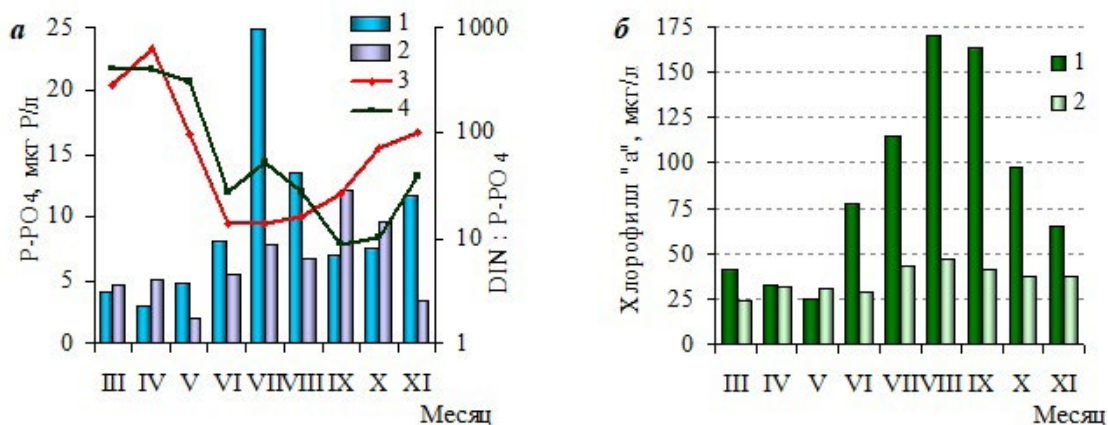


Рис.3. Концентрации фосфора фосфатов (столбцы) и стехиометрическое соотношение (кривые) (а) и содержание хлорофилла «а» (б) в Куршском заливе в 2007-2016 гг. (1, 3) и 2019-2024 гг. (2, 4).

при уменьшении концентрации фосфора, интенсивность «цветения» воды сохранялась за счет его регенерации в планктонном сообществе. Концентрации хлорофилла «а» в среднем для южной части лагуны достигали 476 мкг/л в августе 2011 г. и 526 мкг/л в сентябре 2016 г. (в среднем 171 и 164 мкг/л в августе и сентябре 2007-2016 гг.). Это могло вести к скоплению цианобактерий в прибрежной зоне и резкому ухудшению условий среды (превышение ПДК по аммиаку, отсутствие кислорода, замор рыб) (Aleksandrov and Smirnova, 2023).

В современный период (2019-2024 гг.) летние концентрации фосфора фосфатов значительно уменьшились. В частности, они были минимальны в 2024 г. (2-3 мкгР/л). Средние концентрации фосфора фосфатов в июле и августе стали в 3 и 2 раза ниже, наблюдаемого ранее. При сохранении величин азота минерального, это привело к увеличению стехиометрического соотношения N:P до 30-50 (в молях) (Рис. 3а). В результате азотфиксирующие цианобактерии потеряли конкурентное преимущество по сравнению с другими группами фитопланктона, и основу (фосфор) для массового роста и образования «цветения» воды. Следствием этого стало резкое снижение хлорофилла «а» летом. Концентрации хлорофилла «а» не превышали 50-70 мкг/л в июле-сентябре в среднем для южной части лагуны, что можно характеризовать как прекращение «цветения» цианобактерий.

В последующие месяцы (сентябрь-октябрь) концентрация фосфора увеличивалась, и стехиометрическое соотношение снижалось до лимитирования по азоту (N:P = 9-10), что отличает сезонную динамику биогенных элементов от раннего периода (2007-2016 гг.) (Рис. 3а). Однако это не приводило к формированию «цветения» воды, так как температура воды (<18 °C) была ниже оптимальной для массового роста и азотфиксации цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae* и другие). Кроме того концентрации фосфора были вдвое ниже, чем наблюдалось летом 2007-2016 гг.

В период интенсивного «цветения» концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период (апрель-октябрь) и летом (июль-сентябрь) 2007-2016 гг. в среднем были 102 и 150 мкг/л, что харак-

теризовало Куршский залив как гипертрофный водоем. Максимальный гипертрофный уровень в этот период был характерен также для первичной продукции фитопланктона (415-668 гС·м⁻²·год⁻¹) (Aleksandrov and Kudryavtseva, 2023). Обилие и продуктивность фитопланктона соответствовали максимальным величинам для водных экосистем, относя Куршский залив к одним из самых высокоэвтрофных водоемов Европы. В современный период (2019-2024 гг.) концентрации хлорофилла «а» осредненные для апреля-октября и июля-сентября резко снизились (39 и 44 мкг/л) до пограничного состояния между эвтрофным и гипертрофным уровнем. Важным фактом является достаточно стабильный невысокий летний уровень обилия фитопланктона (хлорофилла) в 2019-2024 гг. Ранее в отдельные летние месяцы и в среднем за лето величины хлорофилла в разные годы могли изменяться в 5-10 раз (Aleksandrov, 2010; Aleksandrov et al., 2018; Vaičiūtė et al., 2021).

Причиной таких существенных различий в концентрации фосфора и стехиометрического соотношения N:P, ведущего к прекращению «цветения» воды в Куршском заливе, может быть снижение внешней биогенной нагрузки. В 1980-1993 гг. с р. Неман (95% стока и 98% водосборной территории) поступало 58,3 тыс. т N/год (в том числе N-NO₃ 31,7 тыс. т N/год) и 5,4 тыс. т P/год (в том числе P-PO₄ 4,1 тыс. т P/год) (Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Большая внешняя биогенная нагрузка и накопление биогенных элементов в лагуне вели к сильному эвтрофированию, которое проявлялось в «цветении» воды (Olenina, 1998). В последующий период из-за резкого снижения хозяйственной деятельности на водосборе в 1990-х гг., а позднее за счет улучшения систем очистки, поступление фосфора многократно уменьшилось до 2,6 и 1,5 тыс. т P/год в 1997-2008 и 2012-2016 гг. При этом поступление азота снизилось только на 25% до 44,2 тыс. т N/год (Cetkauskaitė et al., 2000; Vybernaite-Lubiene et al., 2018). Снижение внешней биогенной нагрузки по фосфору вело к многолетнему уменьшению его аккумуляции в илах и, как следствие, к снижению его поступления летом в воду, что требует дальнейших исследований. Даже многократное умень-

шение внешней биогенной нагрузки не способно оказать быстрого воздействия на уровень эвтрофирования вод (Voss et al., 2011). Вероятно, данный процесс в Куршском заливе в последние годы достиг переломного момента, что привело к значительному изменению гидрохимических условий (уменьшение фосфора в 2-3 раза, $N:P > 16$) в летний период. В результате произошло прекращение массового развития цианобактерий («гиперцветения» вод), что отражает снижение средних величин хлорофилла «а» в 3 раза, а максимальных – на порядок. Наблюдаемое в последние годы можно характеризовать как значительное деэвтрофирование лагунной системы Куршского залива.

5. Заключение

Куршский залив Балтийского моря – крупнейшая лагуна Европы, в которой формируются уникальные для приморских водоемов пресноводные условия. Длительный период в лагуну поступали большие объемы биогенных элементов, прежде всего со стоком р. Неман, что привело к сильному эвтрофированию вод. Одним из следствий накопления биогенных элементов являлось летнее пиковое увеличение фосфора фосфатов. В результате соотношение азота и фосфора было ниже стехиометрического соотношения для фитопланктона ($N:P < 16$), что наряду со значительным прогревом вод (до 20–22°C) способствовало массовому развитию азотфиксирующих цианобактерий (*Aphanizomenon flos-aquae* и другие). С середины 1980-х развитие фитопланктона практически ежегодно достигало уровня «гиперцветения» воды (хлорофилл «а» > 100 мкг/л), последнее из которых отмечено в 2018 г. В современный период интенсивность развития цианобактерий и «цветения» воды значительно снизилась. Сравнение данных, полученных в южной лимнической части залива (российская акватория) в 2019-2024 гг. с более ранним периодом «цветения» вод (2007-2016 гг.) показало снижение в 2-3 раза летних концентраций фосфора фосфатов, тогда как величины минерального азота остались на прежнем уровне (соотношение $N:P \sim 30-50$). В результате азотфиксирующие цианобактерии потеряли конкурентное преимущество по сравнению с другими группами фитопланктона, и основу (фосфор) для массового развития. Следствием этого стало резкое снижение хлорофилла «а» летом ($< 50-70$ мкг/л), что можно характеризовать как прекращение «цветения» воды.

В период интенсивного «цветения» 2007-2016 гг. концентрации хлорофилла «а» за вегетационный период (апрель-октябрь) и летом (июль-сентябрь) составляли 100 и 150 мкг/л, что соответствовало максимальным величинам в водных экосистемах и характеризовало Куршский залив как гипертрофный водоем. В современный период (2019-2024 гг.) они снизились в 3-4 раза (~ 40 мкг/л) до пограничного между эвтрофным и гипертрофным состоянием. Важным фактом является достаточно стабильный невысокий летний уровень обилия фитопланктона,

тогда как ранее в отдельные летние месяцы и в среднем за лето в разные годы концентрации хлорофилла «а» могли изменяться на порядок, достигая максимума при развитии цианобактерий до «гиперцветения» воды.

В основе таких существенных изменений находится многократное снижение внешней биогенной нагрузки по фосфору в 1990-2010-х гг. и последующее за этим уменьшение внутренней биогенной нагрузки, что привело к значительному изменению гидрохимических условий летом (уменьшение концентраций фосфора в 2-3 раза, $N:P > 16$). В результате произошло прекращение массового развития цианобактерий («гиперцветения» вод). Снижение концентраций фосфора и хлорофилла, во многом, определяющих биопродуктивность вод можно характеризовать как значительное деэвтрофирование вод лагунной экосистемы Куршского залива в последние годы. Такие изменения могут иметь значительный экологический эффект (снижение опасных «цветений» воды) и оказывать влияние на трансформацию потоков углерода и энергии в экосистеме, что требует продолжения исследований в рамках климатического и экологического мониторинга.

Благодарности

Результаты исследований хлорофилла «а» получены в рамках государственного задания Минобрнауки России для БФУ им. И. Канта по программе консорциума «ОКЕАН: МОНИТОРИНГ И АДАПТАЦИЯ». Результаты исследований гидрохимических условий получены в рамках государственного задания Минобрнауки России для ИО РАН (тема № FMWE-2024-0025). Автор благодарит Ульянову М.О., Корнееву А.О., Найданова Д.А., Ларину В.В. за помощь в выполнении экспедиционных работ и гидрохимических анализов.

Конфликт интересов

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Aleksandrov S.V. 2010. Biological production and eutrophication of Baltic Sea estuarine ecosystems: The Curonian and Vistula Lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 61(4-6): 205-210. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2010.02.015](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.02.015)
- Aleksandrov S.V., Kudryavtseva E.A. 2023. Eutrophication and phytoplankton primary production in the Southeastern Baltic Sea, the Vistula and Curonian Lagoons. In: Barcelo D., Kostianoy A.G.(Eds.), *The Handbook of Environmental Chemistry*. Berlin, pp. 1-26. DOI: [10.1007/978-2023-1042](https://doi.org/10.1007/978-2023-1042)
- Aleksandrov S., Krek A., Bubnova E. et al. 2018. Eutrophication and effects of algal bloom in the southwestern part of the Curonian Lagoon alongside the Curonian spit. *Baltica* 31(1): 1-12. DOI: [10.5200/baltica.2018.31.01](https://doi.org/10.5200/baltica.2018.31.01)
- Aleksandrov S.V., Smirnova M.M. 2023. Impact of algae blooms on the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea. *Inland Water Biology* 16(6): 1043–1051. DOI: [10.1134/S1995082923060032](https://doi.org/10.1134/S1995082923060032)

- Bashirova L., Sivkov V., Ulyanova M. et al. 2023. Climate and environmental monitoring of the Baltic Sea: general principles and approaches. RT&A. Special Issue 5 (18): 164-171. DOI: [10.24412/1932-2321-2023-575-164-171](https://doi.org/10.24412/1932-2321-2023-575-164-171)
- Bartoli M., Zilius M., Bresciani M. et al. 2018. Drivers of Cyanobacterial Blooms in a Hypertrophic Lagoon. *Frontiers in Marine Science* 5: 434. DOI: [10.3389/fmars.2018.00434](https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00434)
- Cetkauskaitė A., Zarkov D., Stokus L. 2000. Water-quality control monitoring and wastewater treatment in Lithuania 1950 to 1999. *Ambio* 30(4): 297-305. DOI: [10.1579/0044-7447-30.4.297](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 Biology* 4(3): 308-315. DOI: [10.1134/S1995082911030059](https://doi.org/10.1134/S1995082911030059)
- Dmitrieva O.A., Semenova A.S., Kazakova E.Y. 2024. Structure and dynamics of plankton communities in the coastal zone of the Curonian Lagoon of the Baltic Sea in 2017–2021 in the period of cyanobacterial blooms. *Inland Water Biology* 17(1): 18-36. DOI: [10.1134/S1995082924010048](https://doi.org/10.1134/S1995082924010048)
- Emelyanov E.M., Gulbinskas S., Suzdalev S. 2015. Biogenic components and trace elements in the sediments of river mouths and accumulation areas of Curonian Lagoon (south-eastern Baltic Sea). *Baltica* 28 (2): 151–162. DOI: [10.5200/baltica.2015.28.13](https://doi.org/10.5200/baltica.2015.28.13)
- Ferrarin C., Razinkovas A., Gulbinskas S. et al. 2008. Hydraulic regime-based zonation scheme of the Curonian Lagoon. *Hydrobiologia* 611(1): 133-146. DOI: [10.1007/s10750-008-9454-5](https://doi.org/10.1007/s10750-008-9454-5)
- Hakanson L., Boulion V.V. 2001. Regularities in primary production, Secchi and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. *Internationale Revue Hydrobiologie* 86(1): 23-62. DOI: [10.1002/1522-2632\(200101\)86](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200101)86)
- HELCOM. 2013. Eutrophication in the Baltic Sea – Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings*, pp. 133.
- ICES techniques in marine environmental sciences. 2004. Chemical measurements in the Baltic Sea: Guidelines on Quality assurance, pp. 35.
- Jakimavičius D., Kovalenkoviėnė M. 2010. Long-term water balance of the Curonian Lagoon in the context of anthropogenic factors and climate change. *Baltica* 23(1): 33-46.
- Jakimavičius D., Šarauskiėnė D., Kriaučiūniėnė J. 2023. How the hydrometeorological parameters of the Curonian Lagoon changed during two periods of standard climate normal (1961–1990 and 1991–2020). *Water* 15(6): 1008. DOI: [10.3390/w15061008](https://doi.org/10.3390/w15061008)
- 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. *Biochimie und Physiologie der Pflanzen* 167(2): 191-194. DOI: [10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)
- Nurnberg G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Journal Lake and Reservoir Management* 12: 432-447. DOI: [10.1080/07438149609354283](https://doi.org/10.1080/07438149609354283)
- OECD: Eutrophication of waters. 1982. In: Monitoring, assessment and control. Paris.
- Olenina I. 1998. Long-term changes in the Kursiu Marios lagoon: Eutrophication and phytoplankton response. *Ecologija* 1: 56-65.
- Peng Y., Liu L., Jiang L. et al. 2017. The roles of cyanobacterial bloom in nitrogen removal. *Science of the Total Environment* 609: 297-303. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.03.149](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.149)
- Petkuvienė J., Zilius M., Lubiene I. et al. 2016. Phosphorus cycling in a freshwater estuary impacted by cyanobacterial blooms. *Estuaries and Coasts* 5(39): 1386–1402. DOI: [10.1007/s12237-016-0078-0](https://doi.org/10.1007/s12237-016-0078-0)
- Pilkaitytė R., Razinkovas A. 2006. Factors controlling phytoplankton blooms in a temperate estuary: nutrient limitation and physical forcing. *Hydrobiologia* 555: 41-48. DOI: [10.1007/s10750-005-1104-6](https://doi.org/10.1007/s10750-005-1104-6)
- SCOR-UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea-water. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology. Paris.
- Vaičiūtė D., Bučas M., Bresciani M. et al. 2021. Hot moments and hotspots of cyanobacteria hyperblooms in the Curonian Lagoon (SE Baltic Sea) revealed via remote sensing-based retrospective analysis. *Science of the Total Environment* 769: 145053. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.145053](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145053)
- Voss M., Dippner J.W., Humborg C. et al. 2011. History and scenarios of future development of Baltic Sea eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92(3): 307-322. DOI: [10.1016/j.ecss.2010.12.037](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.037)
- Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Giordani G. et al. 2017. Effect of algal blooms on retention of N, Si and P in Europe's largest coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 194: 217–228. DOI: [10.1016/j.ecss.2017.06.020](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.020)
- 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* 10: 1178. DOI: [10.3390/w10091178](https://doi.org/10.3390/w10091178)
- Vybernaite-Lubiene I., Zilius M., Bartoli M. et al. 2022. Biogeochemical budgets of nutrients and metabolism in the Curonian Lagoon (South East Baltic Sea): spatial and temporal variations. *Water* 14: 164. DOI: [10.3390/w14020164](https://doi.org/10.3390/w14020164)
- Waughman G. 1977. The effect of temperature on nitrogenase activity. *Journal of Experimental Botany* 28(4): 949–960. DOI: [10.1093/jxb/28.4.949](https://doi.org/10.1093/jxb/28.4.949)
- Whitton B. 1973. Freshwater plankton. The biology of blue-green algae 9: 353–367.
- Гидрометеорологическая обстановка по Калининградской области. 2024. Калининградский ЦГМС – филиал ФГБУ «Северо-Западное УГМС». URL: <https://meteo39.ru/news.html>
- Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоёмов и перспективных для промысла районов Мирового океана. 2003. Москва: ВНИРО.
- 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* 6(1): 48-61. DOI: [10.47921/2619-1024-2023-6-1-48](https://doi.org/10.47921/2619-1024-2023-6-1-48)